



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 2026/054

Région du Golfe

Limande à queue jaune (*Myzopsetta ferruginea*) de la division 4T de l'OPANO : évaluation du stock jusqu'en 2025 et éléments scientifiques du plan de rétablissement

François Turcotte, Jenni L. McDermid, Jolene T. Sutton

Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343, avenue Université
Moncton (N.-B.) E1C 9B6

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](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 la ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-1-100-00006-0 N° cat. Fs70-5/2026-054F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Turcotte, F., McDermid, J.L., et Sutton, J.T. 2026. Limande à queue jaune (*Myxopsetta ferruginea*) de la division 4T de l'OPANO : évaluation du stock jusqu'en 2025 et éléments scientifiques du plan de rétablissement. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/054. vi + 67 p.

Also available in English:

Turcotte, F., McDermid, J.L., and Sutton, J.T. 2026. NAFO Division 4T Yellowtail Flounder (Myxopsetta ferruginea): Stock Assessment to 2025 and Rebuilding Plan Scientific Requirements. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/054. v + 61 p.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉCOSYSTÈME	2
PÊCHES	2
PÊCHE COMMERCIALE	2
PÊCHE À L'APPÂT	3
DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE	6
PRISES SELON LA LONGUEUR	9
ÉTABLISSEMENT DE L'ÂGE ET CROISSANCE	12
PRISES SELON L'ÂGE.....	13
OGIVES DE MATURITÉ	15
MORTALITÉ TOTALE.....	16
DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE	17
PRISES SELON LA LONGUEUR	17
PRISES SELON L'ÂGE.....	20
PRISES PAR UNITÉ D'EFFORT	21
MODÈLE D'ÉVALUATION DU STOCK	23
ANCIEN MODÈLE FONDÉ SUR LA LONGUEUR.....	23
MODÈLE ÉTAT-ESPACE FONDÉ SUR L'ÂGE.....	24
Méthodes	24
Résultats	25
Discussion.....	39
ÉTAT DU STOCK	40
ANALYSE DE LA PRODUCTION POUR ÉVITER LES DOMMAGES GRAVES.....	42
POINTS DE RÉFÉRENCE DE LA BIOMASSE.....	44
POINT DE RÉFÉRENCE POUR LES RETRAITS	46
OBJECTIFS ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	46
OBJECTIF DE RÉTABLISSEMENT.....	46
ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT	47
AUTRES OBJECTIFS MESURABLES	50
STRUCTURE SELON L'ÂGE ET LA TAILLE.....	50
CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX PRISES ACCESSOIRES.....	50
HABITAT	51
SUIVI DE LA PROGRESSION DU RÉTABLISSEMENT	51
FRÉQUENCE DE LA MISE À JOUR DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT	52
RÉFÉRENCES CITÉES	53

TABLEAUX	58
ANNEXE A : CLÉS ÂGE-LONGUEUR	60
ANNEXE B : SORTIES DU MODÈLE FONDÉ SUR LA LONGUEUR.....	63
ANNEXE C : VALEUR DE M A PRIORI	66

RÉSUMÉ

La limande à queue jaune (*Myxopsetta ferruginea*) dans la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) a connu des déclin à long terme de la biomasse des adultes, principalement en raison d'une mortalité naturelle (M) élevée et variable dans le temps. Le stock est inférieur au point de référence limite (PRL) de la biomasse depuis 1997 et se trouve dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution. En vertu de la *Loi sur les pêches* modifiée et des dispositions relatives aux stocks de poissons, Pêches et Océans Canada (MPO) est légalement tenu d'élaborer un plan de rétablissement pour ce grand stock prescrit. Le présent document met à jour l'état du stock jusqu'en 2025 à l'aide d'un nouveau modèle état-espace avec des données indépendantes et dépendantes de la pêche. Le modèle et les données d'entrée sont utilisés pour fournir une orientation scientifique en vue de l'élaboration du plan de rétablissement.

La biomasse du stock reproducteur (BSR) est composée presque entièrement de jeunes poissons depuis plus d'une décennie. La biomasse des poissons d'âge 5+, qui est utilisée pour définir les points de référence comme approximation des individus de taille commerciale (25 cm et plus), a diminué d'environ 90 % depuis les années 1980 et a été estimée à 32 % du PRL en 2025. La mortalité par pêche (F) a été constamment faible par rapport à M; elle est demeurée inférieure à 0,05 pour les âges 4 à 10 tout au long de la série chronologique et a atteint zéro après la fermeture de la pêche en 2023. En revanche, la valeur de M des poissons plus âgés et de grande taille a été constamment élevée, dépassant fréquemment 1,0 pour plusieurs groupes d'âges plus élevés. Ces tendances temporelles de la valeur de M concordent avec les augmentations observées, à l'échelle de l'écosystème, de la mortalité dépendante de la taille dans plusieurs stocks de poissons du sud du golfe du Saint-Laurent. Ces augmentations ont entraîné une forte troncature de la structure selon l'âge et la taille, ainsi que des diminutions de l'âge et de la longueur à la maturité.

Compte tenu de la forte non-stationnarité de la croissance, de la maturité et de la mortalité, il n'a pas été possible d'estimer les points de référence biologiques traditionnels fondés sur l'équilibre. Un nouveau PRL a été obtenu à partir d'une approximation de la B_{RMD} fondée sur la biomasse moyenne des poissons d'âge 5+ au cours de la période productive de 1985 à 1989. Les résultats ont été un PRL de 25 800 tonnes (t) et un point de référence supérieur (PRS) candidat correspondant de 51 600 t. Selon le cadre, le stock est resté dans la zone critique pendant près de trois décennies et a une probabilité de 100 % d'être inférieur au PRL en 2025. Un point de référence pour les retraits a été calculé comme la F moyenne des années où la biomasse était élevée ($F = 0,005$). Toutefois, une gestion localisée serait nécessaire si une pêche reprenait, compte tenu de la concentration de la pêche autour des îles de la Madeleine et des prises accessoires d'autres stocks essentiels.

Aux fins d'analyses, l'objectif de rétablissement a été défini comme une probabilité d'au moins 75 % que le stock soit égal ou supérieur au PRL cinq années consécutives. Les projections de la population ont montré que selon la productivité actuelle et même en l'absence de pêche ($F = 0$), il est peu probable que le stock se rétablisse et atteigne l'objectif. Un seul scénario, qui combine un recrutement historiquement élevé avec une M historiquement basse, a permis au stock de s'approcher du PRL sur un horizon de projection de 15 ans, mais toujours avec une incertitude importante.

Le plan de rétablissement comporte d'autres objectifs mesurables :

1. Rétablissement de la structure selon l'âge et la taille grâce à une augmentation de la proportion des poissons d'âge 7+.

-
2. Intégration des interactions avec la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), qui est fréquemment capturée comme prise accessoire dans la pêche de la limande à queue jaune et qui fait également l'objet d'un plan de rétablissement.

Les progrès liés au rétablissement devraient être évalués dans le cadre du cycle d'évaluation du stock de cinq ans, avec une mise à jour de l'indicateur provisoire à mi-parcours. L'indicateur provisoire permettra d'évaluer l'état du stock en fonction du relevé multiespèces au chalut de fond mené par navire de recherche ainsi que d'un PRL mis à l'échelle.

INTRODUCTION

La limande à queue jaune (*Myxopsetta ferruginea*; anciennement *Limanda ferruginea*; Vinnikov *et al.* 2018) est un poisson plat dont les yeux sont situés sur le côté droit de la tête. Elle est présente dans le nord-ouest de l'océan Atlantique, depuis la baie Chesapeake, aux États-Unis, jusqu'au sud du plateau continental du Labrador, au Canada (Scott et Scott 1988). Dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), la limande à queue jaune est principalement répartie dans les eaux peu profondes et côtières, où elle était historiquement pêchée dans des pêches localisées. Dans la division 4T de l'OPANO (Figure 1), la pêche commerciale dirigée de la limande à queue jaune servait principalement à l'approvisionnement en appâts.

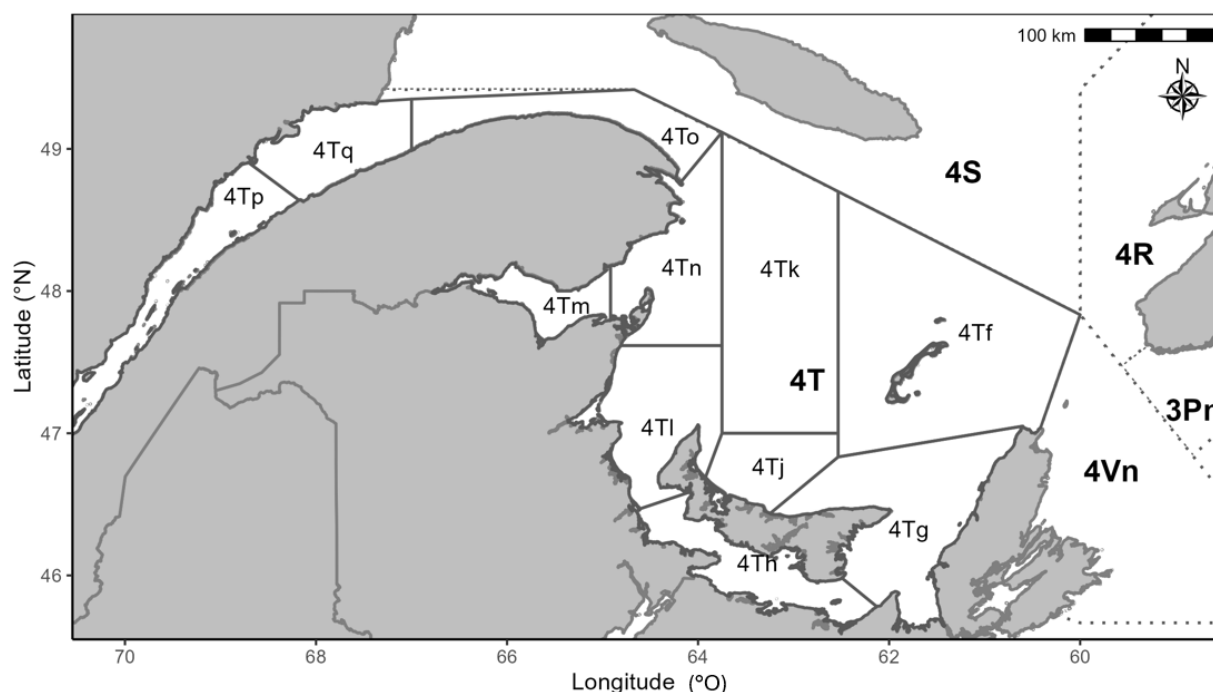


Figure 1 : Divisions de l'OPANO (caractères gras, lignes pointillées) et sous-division 4T de l'OPANO (caractères réguliers, lignes pleines) dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Dans la plus récente évaluation du stock de limande à queue jaune (Rolland *et al.* 2022), la biomasse du stock représentait 39 % du point de référence limite (PRL) en 2020, et le stock se situait sous le PRL depuis 2009. La plus récente mise à jour de l'indicateur provisoire de l'état du stock (MPO 2025) indiquait que le stock était resté inférieur au PRL, dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution, jusqu'en 2024. En vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons énoncées à l'article 6.2 de la *Loi sur les pêches* modifiée (2019) et du *Règlement de pêche (dispositions générales)* modifié, un plan de rétablissement doit être élaboré pour les grands stocks de poissons prévus par règlement qui se trouvent dans la zone critique.

Le présent processus vise à fournir une évaluation à jour du stock de limande à queue jaune et les conseils scientifiques requis pour le plan de rétablissement. Les objectifs précis du plan sont les suivants :

1. Mettre à jour les débarquements de la pêche commerciale, les indices des relevés, les données d'entrée du modèle d'évaluation des stocks et les résultats jusqu'en 2025.

-
2. Fournir des avis sur le choix d'un objectif de rétablissement.
 3. Calculer et évaluer la probabilité d'atteindre l'objectif de rétablissement dans un délai précis selon divers scénarios de productivité et de gestion des pêches.
 4. Proposer des objectifs mesurables supplémentaires.
 5. Déterminer les indicateurs permettant de suivre les progrès du rétablissement.
 6. Fournir des conseils sur la fréquence de l'examen périodique du plan de rétablissement.

RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉCOSYSTÈME

La biomasse de la plupart des poissons démersaux de grande taille dans le sGSL s'est effondrée dans les années 1980 et au début des années 1990 en raison de la surexploitation, après quoi l'effort de pêche a diminué à des niveaux très faibles (Benoît and Swain 2008; Morin et LeBlanc 2012). Malgré cette réduction de la mortalité par pêche, ces populations ne se sont pas rétablies et, dans certains cas, ont continué à décliner. Les données indiquent que l'absence de rétablissement reflète une augmentation substantielle de la mortalité naturelle chez les individus de grande taille dans la communauté de poissons démersaux. Les changements dans la structure selon la taille se produisent à l'échelle de la communauté, ce qui donne à penser que les tendances de la mortalité dépendante de la taille estimées pour plusieurs espèces démersales de grande taille représentent un phénomène plus général à l'échelle de l'écosystème (Swain and Benoît 2015).

L'un des principaux facteurs qui contribuent à cette mortalité naturelle élevée est la prédation par le phoque gris (*Halichoerus grypus*), qui a été liée à une augmentation généralisée de la mortalité chez les poissons de fond adultes (Benoît and Swain 2008; Swain and Benoît 2015; Neuenhoff *et al.* 2019; Rossi *et al.* 2021) et les stocks de poissons pélagiques. Il a également été démontré que le risque de prédation par le phoque gris entraîne des changements dans la répartition spatiale de nombreux poissons de fond dans le sGSL; les individus se déplacent vers des zones plus profondes, où le risque est plus faible, à mesure que la pression de prédation augmente dans les habitats habituels (Swain *et al.* 2015).

Les phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest constituent une seule population et sont évalués en conséquence (Hammill *et al.* 2023). Même si une colonie se reproduit dans le golfe du Saint-Laurent au début de l'hiver, les phoques gris sont très mobiles et se déplacent facilement entre le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et le golfe du Maine tout au long de l'année (Breed *et al.* 2006). La population de phoques gris sur la côte est du Canada augmente rapidement depuis les années 1960, passant de 7 800 individus en 1960 à 360 300 individus en 2021 (Hammill *et al.* 2023). Bien que le taux de croissance de la population de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest continue d'augmenter, un ralentissement a été observé au cours des dernières années, probablement en raison de facteurs dépendants de la densité.

PÊCHES

PÊCHE COMMERCIALE

Historiquement, la dimension des mailles des engins et les saisons de pêche étaient les principales mesures de gestion des stocks de poissons plats du sGSL, et ce, jusqu'à l'entrée en vigueur des restrictions de quotas à la fin des années 1980 (Clay *et al.* 1984; Rolland *et al.* 2022). Après la fermeture de la pêche de la morue franche dans les divisions 4TVn en 1993, plusieurs mesures de gestion ont été mises en œuvre pour protéger le stock de morue et d'autres espèces de poissons de fond. Pour la limande à queue jaune, il s'agissait d'une limite

de taille minimale de 25 cm, d'une couverture des observateurs en mer de 10 %, d'une vérification à quai de 100 % des débarquements, et de limites des prises accessoires de morue (5 % pour les engins fixes et 10 % pour les engins mobiles). En 1997, les débarquements ont augmenté en flèche en raison de l'émergence d'un marché alimentaire au Japon, et la pêche a été fermée à l'automne lorsque les débarquements ont dépassé 800 t. Cette situation a mené à l'établissement d'un total autorisé des captures (TAC). Le TAC était d'environ 300 t de 1998 à 2015, de 225 t de 2016 à 2020, et de 150 t en 2021 et 2022. La pêche a ensuite été fermée de 2023 à 2025.

Les débarquements de limande à queue jaune en 2021 et 2022 étaient respectivement de 148 t et 137 t (Tableau 1; Figure 2). Ces débarquements étaient légèrement plus élevés que la moyenne de 2016 à 2020, qui était de 114,5 t. En 2023, seuls deux événements de prises accessoires de limande à queue jaune se sont produits; 10 kg ont été capturés en septembre dans un trait de chalut 4Tf, et 192 kg ont été capturés en avril dans un filet maillant 4Tq. Aucun débarquement ni aucune prise accessoire n'ont été déclarés en 2024 ni en 2025. Les données sur les débarquements de 1960 à 1984 sont considérées comme peu fiables parce que l'espèce de poisson plat capturé n'était souvent pas précisée. De plus, les débarquements de tous les poissons plats ont été considérés comme ayant été sous-estimés au cours de cette première période (Morin *et al.* 1998).

En 1991, les journaux de bord sont devenus une condition de permis obligatoire pour les pêcheurs à engins mobiles. Auparavant, les pêcheurs avaient tendance à ne pas déclarer le lieu de capture ou la sous-division de l'OPANO (4T – non précisée; Figure 4). Jusqu'au milieu des années 1990, la limande à queue jaune était capturée près des îles de la Madeleine (4Tf), au large du nord de l'Île-du-Prince-Édouard et dans la baie des Chaleurs (4Tj et 4Tm). Après 1995, la pêche a été pratiquée presque exclusivement dans les eaux littorales des îles de la Madeleine. Même à l'intérieur de cette zone de pêche principale, les cartes de répartition des prises montrent que la pêche s'est rapprochée des côtes au fil du temps (Figure 4).

Dans les années 1980 et au début des années 1990, la plupart des débarquements de limande à queue jaune ont eu lieu d'août à novembre et étaient principalement des prises accessoires dans les pêches ciblant la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) (Figure 3). Depuis le milieu des années 1990, cependant, la limande à queue jaune est de plus en plus signalée comme l'espèce ciblée et la plupart des prises ont eu lieu plus tôt, soit en mai et juin. Ce changement a coïncidé avec la concentration de la pêche vers les îles de la Madeleine. La pêche, dont les captures comprennent également la plie rouge et le turbot de sable (*Scophthalmus aquosus*), sert principalement à fournir des appâts pour la pêche printanière du homard étant donné la disponibilité limitée de harengs reproducteurs de printemps dans la région.

Les chaluts et les sennes sont les types d'engins les plus courants pour la pêche de la limande à queue jaune, mais la proportion de débarquements par type d'engin a varié considérablement au fil des ans. Bien que la majorité des débarquements provenait de la flotte de pêche à la senne au cours des premières années, les débarquements des chalutiers représentent 70 à 80 % des débarquements depuis 2011 (Figure 3).

PÊCHE À L'APPÂT

De 2001 à 2012, une pêche exploratoire à l'appât visant les poissons plats a été autorisée pour approvisionner la pêche du homard des îles de la Madeleine. Cette pêche, composée principalement de petits bateaux de pêche du homard qui pêchent sur le littoral avec des chaluts à panneaux, ciblait les stocks locaux de limande à queue jaune, de plie rouge et de turbot de sable. Les captures de la pêche à l'appât sont passées de 5 t de limande à queue

jaune en 2001 à un sommet de 72 t en 2010, et étaient de 62 t en 2011 (MPO 2010). Entre 2012 et 2022, la pêche commerciale a fourni des appâts aux pêcheurs des îles de la Madeleine.

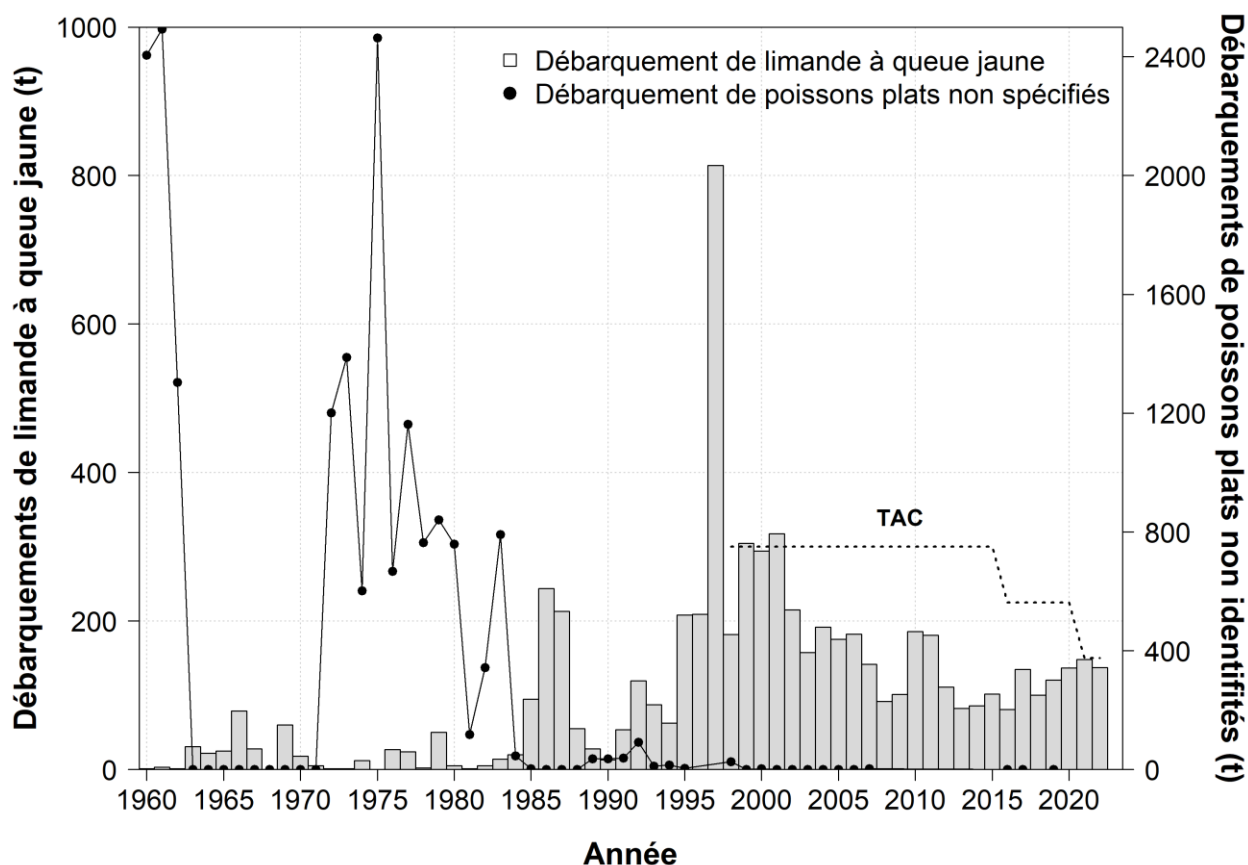


Figure 2 : Débarquements de limande à queue jaune (t) dans la division 4T de l'OPANO de 1960 à 2022 (barres). La ligne et les cercles noirs pleins correspondent aux débarquements de poissons plats non précisés. La ligne noire pointillée représente le total autorisé des captures (TAC) annuel. La pêche a été fermée après la saison 2022.

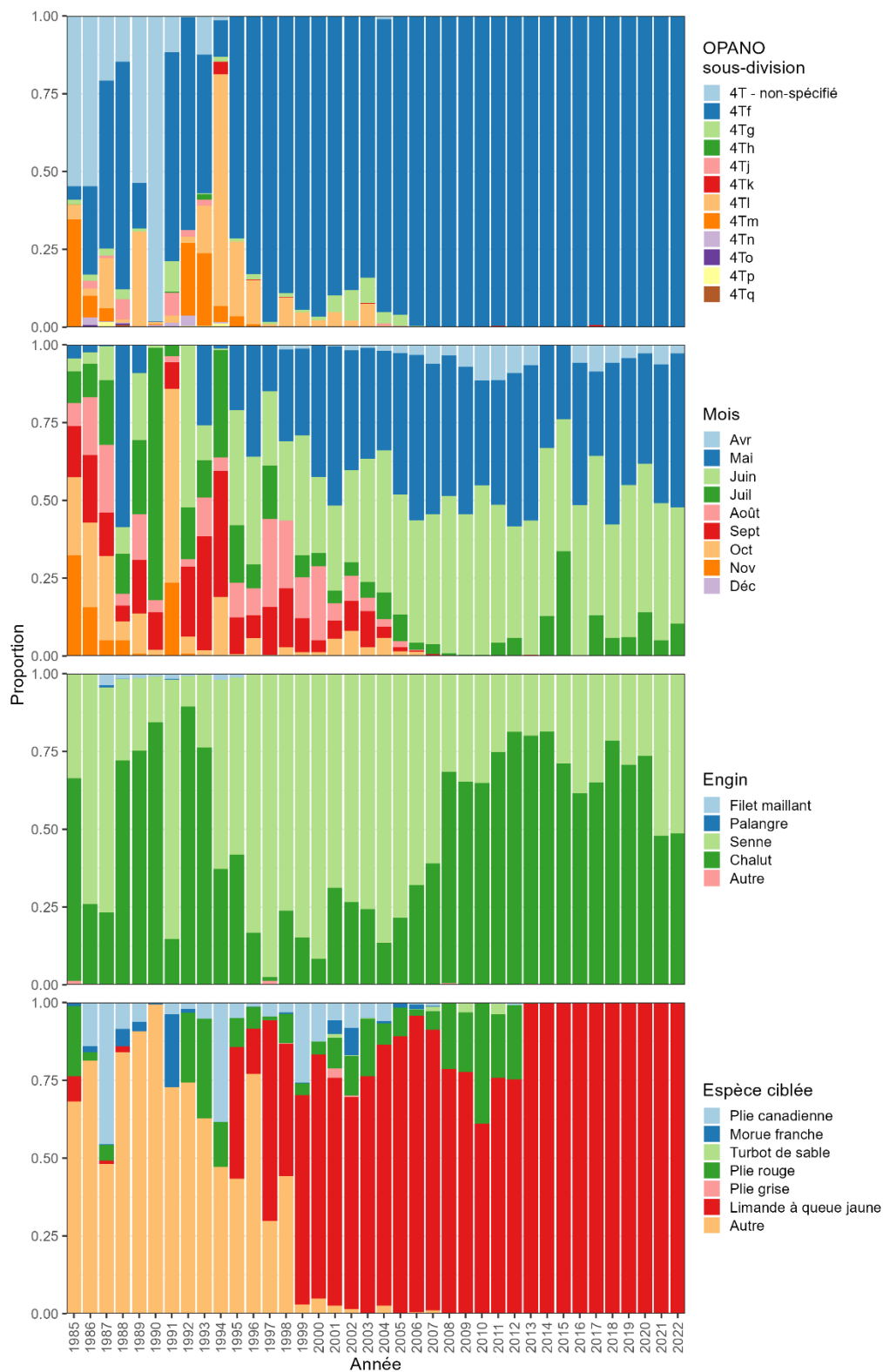


Figure 3 : Proportions des débarquements de limande à queue jaune de 1985 à 2022, en fonction de la sous-division 4T de l'OPANO (graphique supérieur), du mois de pêche (deuxième graphique), du type d'engin de pêche (troisième graphique) et de l'espèce ciblée par la pêche (graphique inférieur).

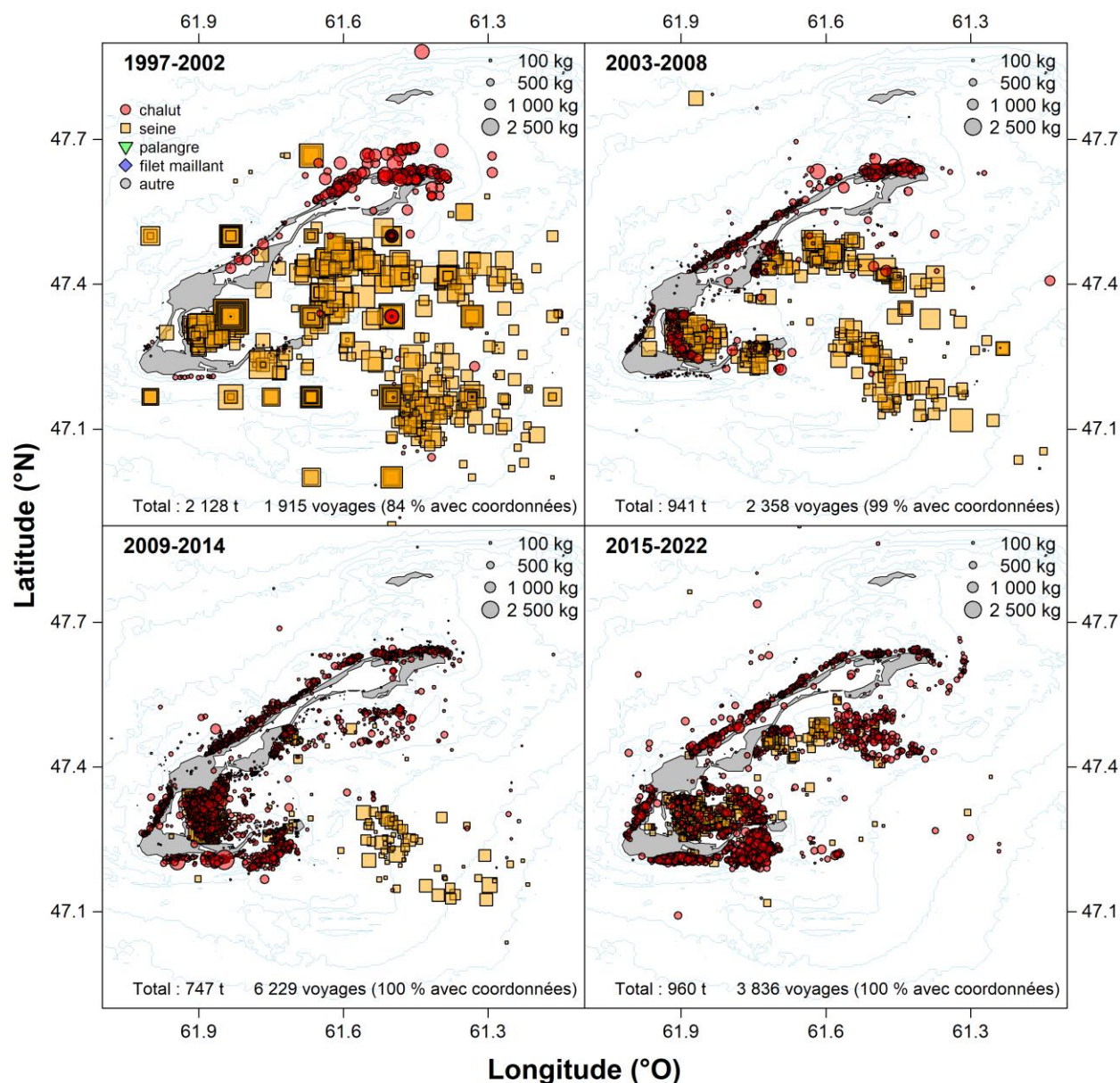


Figure 4 : Répartition spatiale des prises de limande à queue jaune, par année et par type d'engin de pêche, selon les journaux de bord.

DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Un relevé multiespèces au chalut de fond mené par navire de recherche est effectué dans le sGSL chaque septembre depuis 1971 (pour plus de détails, voir Hurlbut et Clay 1990 et Chadwick *et al.* 2007). Ce relevé utilise un plan aléatoire stratifié, avec une stratification basée sur la profondeur et la région géographique (Figure 5). Trois strates côtières (401 à 403) ont été ajoutées au relevé en 1984, mais elles ne sont pas incluses dans le calcul des indices afin de conserver la série chronologique complète. Un certain nombre de changements de navire et d'engin ont eu lieu au cours de la période du relevé; le NGCC *Teleost* avec un chalut Western IIA est la plateforme de référence pour les analyses. Des facteurs de conversion ont été

appliqués aux données du relevé par navire de recherche afin que toutes les prises soient ajustées à un trait de chalut diurne standard de 1,75 mille marin par le NGCC *Teleost* avec un chalut Western IIA. Les facteurs de conversion utilisés sont ceux estimés dans les documents suivants : Benoît and Swain (2003) et Benoît et Yin (2023).

Chaque prise de limande à queue jaune a été pesée, et un sous-échantillon des captures (jusqu'à 200 poissons) a été mesuré pour déterminer la longueur, la maturité, le sexe et le poids des poissons individuels. Des échantillons d'otolithes stratifiés selon la longueur ont été recueillis afin de déterminer l'âge des poissons, mais aucun n'a été prélevé de 1987 à 1999.

Compte tenu de la concentration de la pêche autour des îles de la Madeleine (strates 428, 434 à 436, Figure 6), les indices de l'abondance et de la biomasse ont été générés à la fois à l'échelle du sGSL et de la région des îles de la Madeleine.

La répartition spatiale des prises normalisées de limande à queue jaune (kg par trait) selon le relevé de septembre a été interpolée en utilisant la pondération inverse de la distance. Dans le sGSL, la limande à queue jaune est répartie dans les écosystèmes côtiers et semi-hauturiers (Figure 7). L'espèce est répartie à l'ouest, au nord et parfois à l'est de l'Île-du-Prince-Édouard et dans les environs, autour de la vallée de Shediac, dans la partie est de la péninsule acadienne, dans la baie St. Georges et autour des îles de la Madeleine.

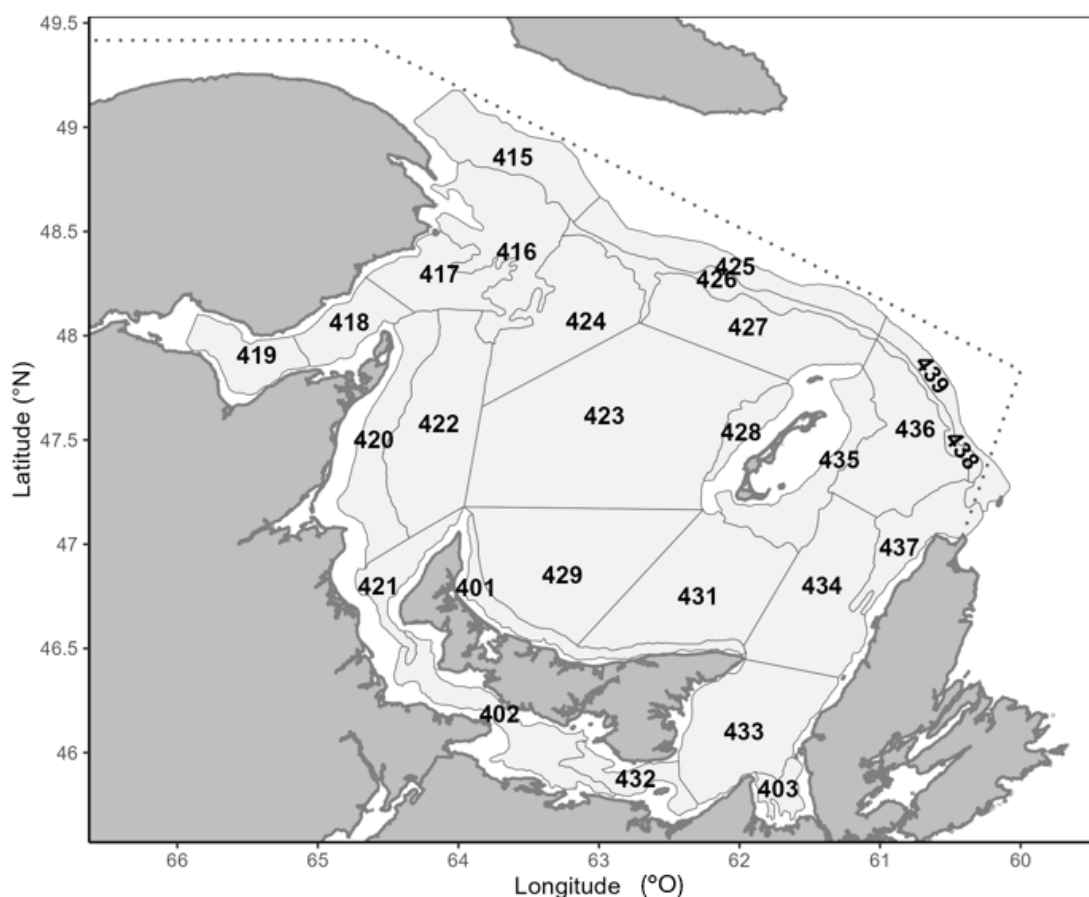


Figure 5 : Plan de stratification utilisé pour le relevé multiespèces au chalut de fond mené par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne pointillée indique les limites de la division 4T de l'OPANO.

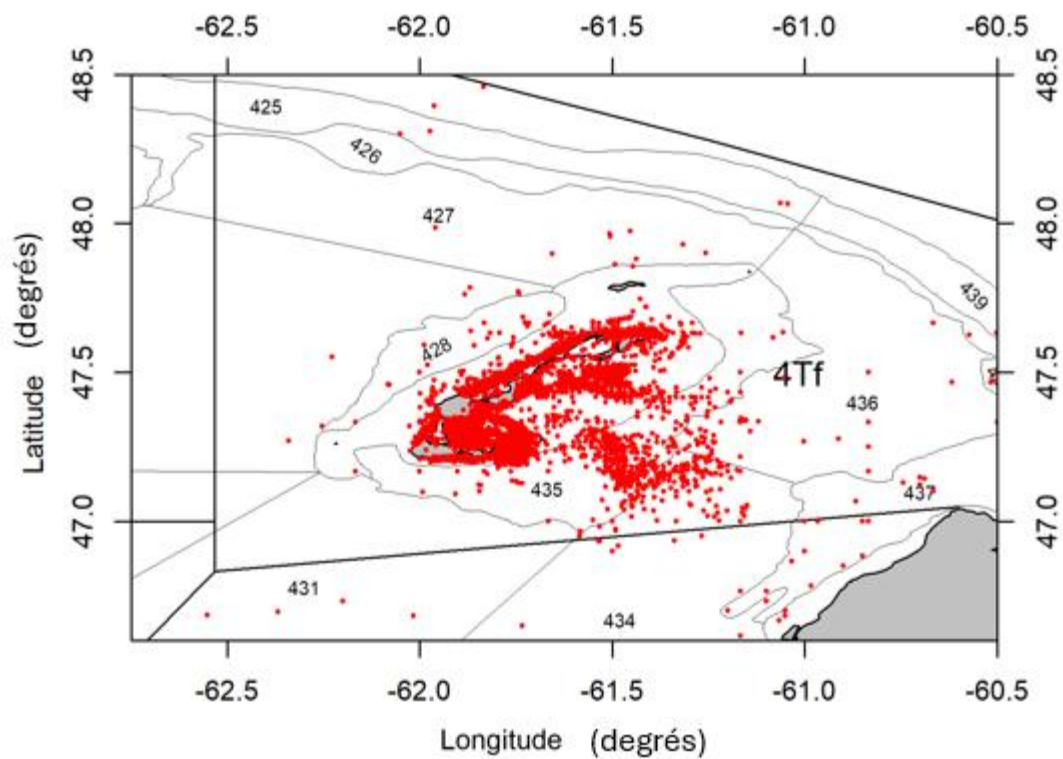


Figure 6 : Strates du relevé multiespèces au chalut de fond mené par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent qui chevauchent la pêche de la limande à queue jaune des îles de la Madeleine (points rouges).

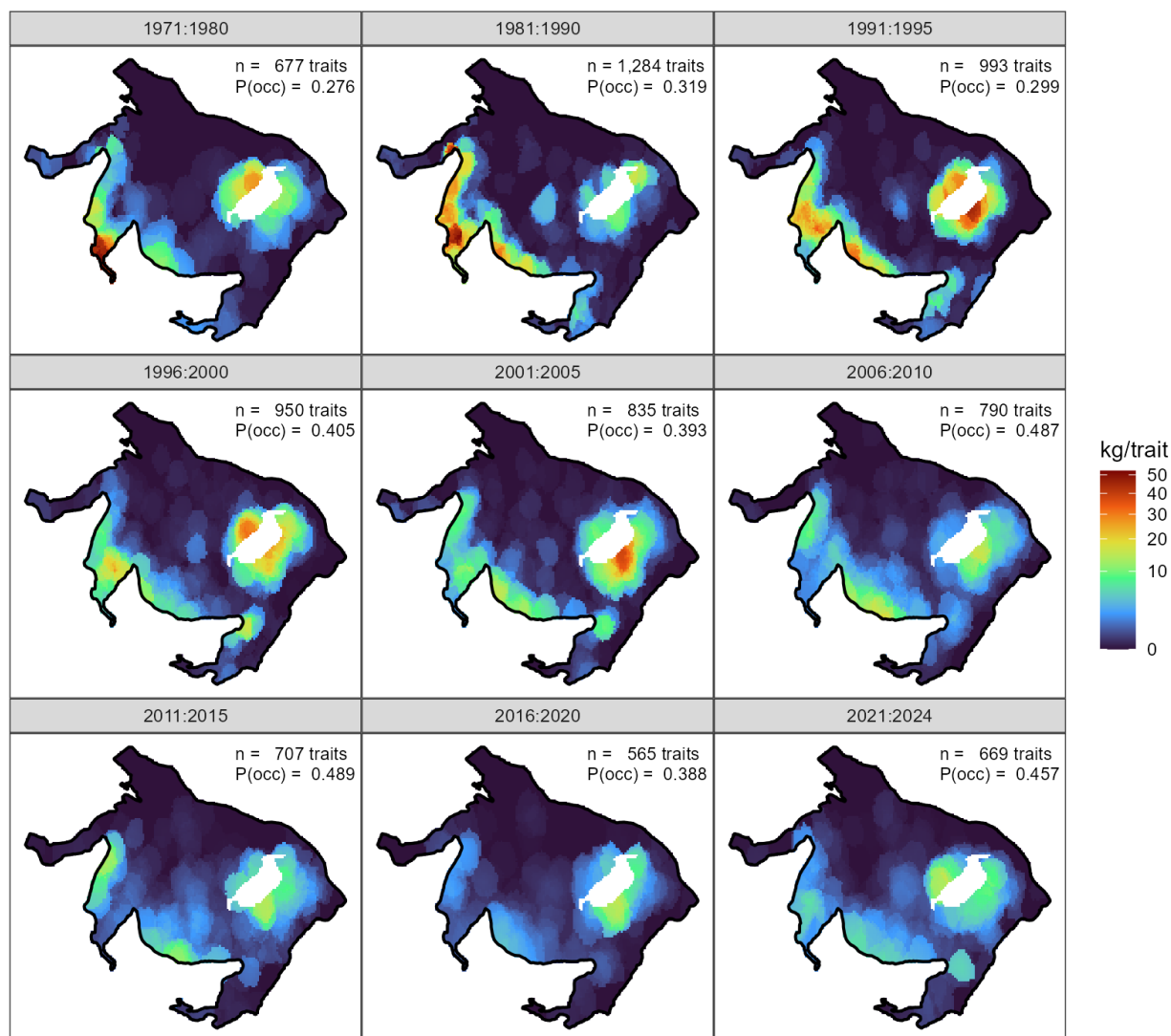


Figure 7 : Répartition spatiale des prises (en kg par trait standard) de limande à queue jaune dans le relevé au chalut de fond mené en septembre, de 1971 à 2024.

PRISES SELON LA LONGUEUR

L'abondance de la limande à queue jaune (nombre par trait) dans l'ensemble du sGSL a augmenté de 1971 à 1980, atteignant un pic d'environ 30 poissons par trait, puis a diminué jusqu'en 1984 (figure 7). De 1985 à 2025, l'abondance est demeurée relativement stable, à environ 20 poissons par trait. Dans l'ensemble, l'abondance des poissons de moins de 25 cm a augmenté de 1985 à 2014, puis chuté en 2015, mais a ensuite atteint des niveaux comparables à ceux de la fin des années 2000. En revanche, l'abondance et la biomasse des poissons de 25 cm et plus étaient en moyenne d'environ 10,5 poissons par trait et de 2,25 kg par trait avant 2001. De faibles niveaux soutenus ont ensuite été atteints de 2010 à 2025 (2 poissons par trait et 0,3 kg par trait). La biomasse à toutes les longueurs affiche une tendance à la baisse à long

terme depuis les années 1980, passant d'environ 5 kg par trait à 1,5 kg par trait au cours des dernières années.

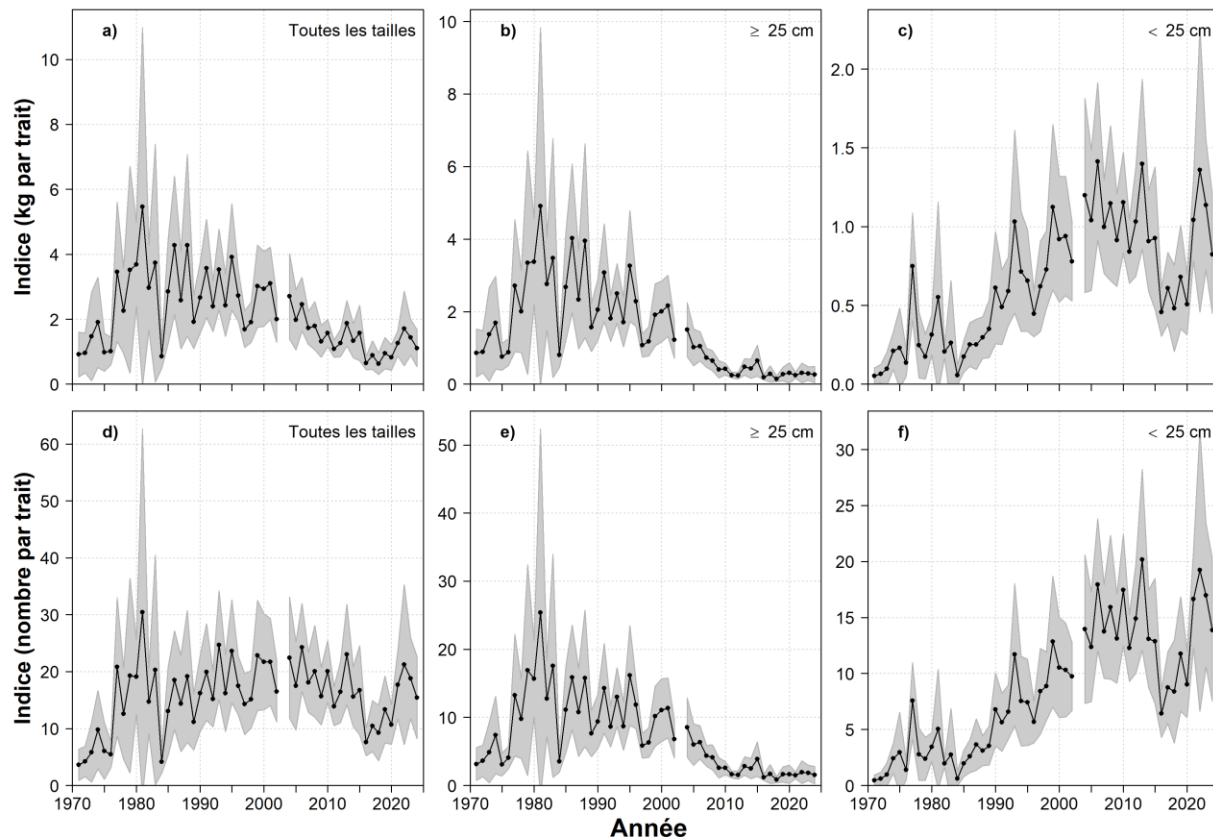


Figure 8 : Indices de la biomasse (kg par trait, graphiques du haut) et de l'abondance (nombre par trait, graphiques du bas) de la limande à queue jaune selon le relevé multispécies au chalut de fond mené par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent, pour toutes les longueurs (à gauche), pour les poissons de 25 cm et plus (au milieu) et pour les poissons de moins de 25 cm (à droite). Les points et les lignes représentent les moyennes stratifiées, et la zone ombrée représente les intervalles de confiance à 95 %.

Les tendances de la biomasse et de l'abondance pour les îles de la Madeleine étaient largement similaires à celles de l'ensemble du sGSL pour toutes les classes de taille (Figure 9). Toutefois, les prises des îles de la Madeleine étaient généralement beaucoup plus importantes et affichaient une plus grande variabilité par rapport à l'ensemble du sGSL. Les prises moyennes de poissons de 25 cm et plus aux îles de la Madeleine étaient de 19 poissons et de 3,9 kg par trait avant 2001, et ont atteint des creux de 6 poissons et de 1,0 kg par trait depuis 2020. Le déclin chez les poissons de 25 cm et plus s'est produit plus rapidement aux îles de la Madeleine, sur une période d'environ 6 ans, par rapport à la diminution plus graduelle observée sur 10 à 15 ans dans l'ensemble du sGSL. L'effondrement de ces grands poissons a également commencé plus tôt dans la série chronologique du sGSL (milieu des années 1990 par rapport au début des années 2000 aux îles de la Madeleine). Cependant, les deux zones montrent un effondrement d'environ 90 % de la biomasse des poissons de 25 cm et plus lorsqu'elle est calculée à partir des cinq périodes consécutives les plus élevées et les plus faibles. En raison de la plus grande abondance globale aux îles de la Madeleine, l'abondance continue d'être réduite, mais soutenue.

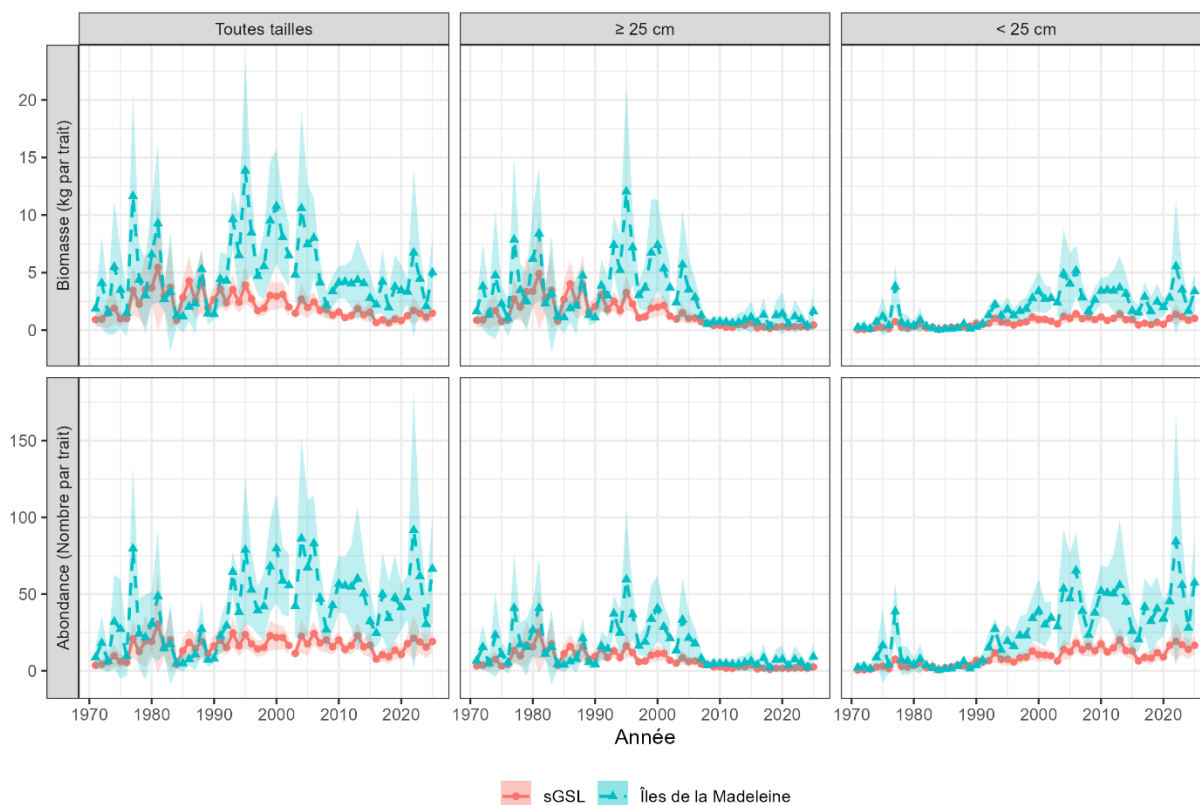


Figure 9 : Indices de la biomasse (kg par trait, graphiques du haut) et de l'abondance (nombre par trait, graphiques du bas) de la limande à queue jaune selon le relevé multispécies au chalut de fond mené par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), pour toutes les longueurs (à gauche), pour les poissons de 25 cm et plus (au milieu) et pour les poissons de moins de 25 cm (à droite). Les points et les lignes représentent les moyennes stratifiées, et la zone ombrée représente les intervalles de confiance à 95 %. Les cercles roses et les lignes pleines représentent l'ensemble du sGSL (strates 415 à 439), tandis que les triangles bleus et les lignes pointillées représentent les îles de la Madeleine (strates 428 et 434 à 436). Les chiffres à droite de chaque graphique indiquent les valeurs du sGSL, tandis que les chiffres à gauche de chaque graphique indiquent les valeurs des îles de la Madeleine.

Les abondances moyennes stratifiées selon la longueur ont affiché une tendance à la baisse de la taille des limandes à queue jaune dans le relevé par navire de recherche, à la fois pour les îles de la Madeleine et l'ensemble du sGSL (Figure 10). Le déclin de la taille des limandes à queue jaune a commencé au début des années 1990, alors que la longueur modale était d'environ 28 cm, et s'est poursuivi progressivement jusqu'en 2010, alors que la longueur modale était légèrement supérieure à 20 cm et que l'abondance des poissons de 25 cm et plus était faible. La longueur modale et l'abondance des poissons de 25 cm et plus dans les prises sont restées faibles après 2010.

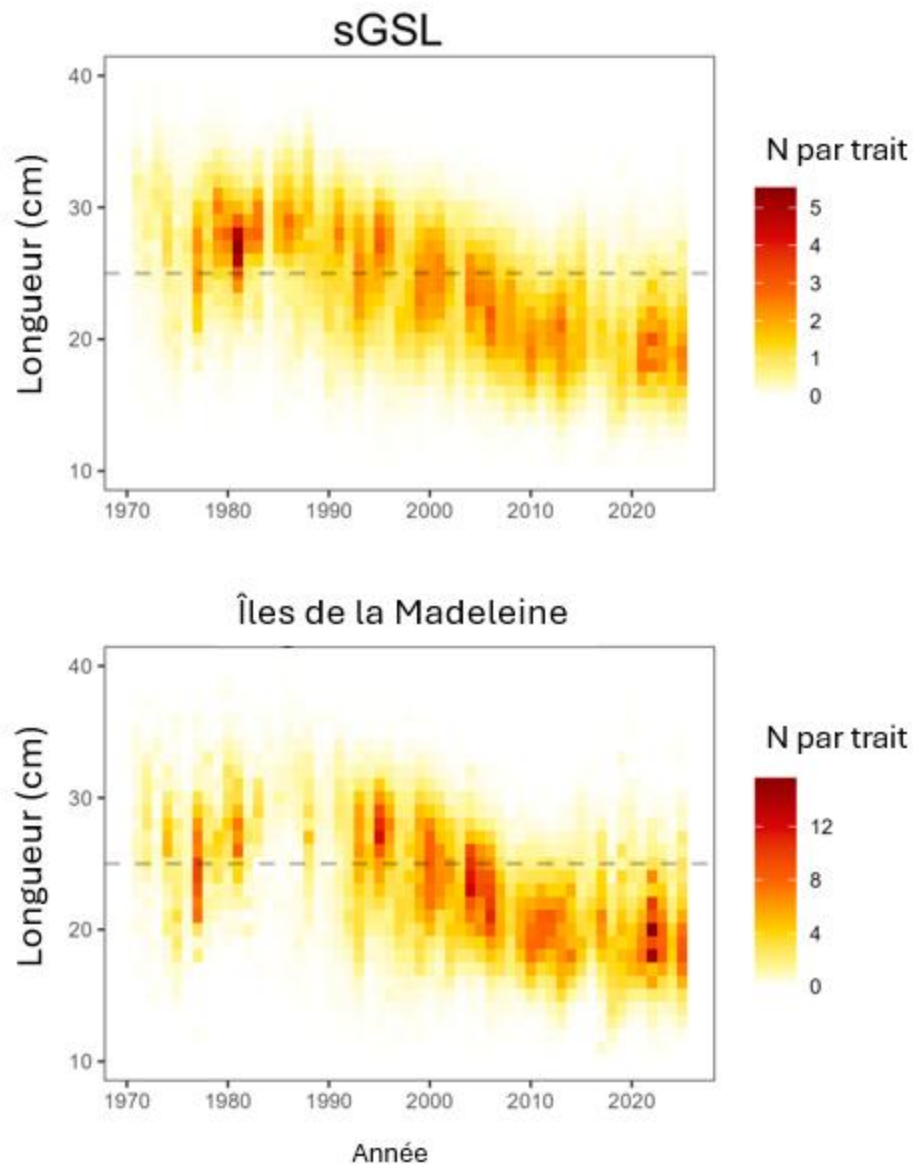


Figure 10 : Abondance moyenne stratifié selon la longueur (cm) des limandes à queue jaune par trait de chalut dans le relevé multiespèces au chalut mené par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), pour l'ensemble du sGSL (strates 415 à 439; graphique du haut) et pour les îles de la Madeleine (strates 428 et 434 à 436).

ÉTABLISSEMENT DE L'ÂGE ET CROISSANCE

Les clés âge-longueur ont été établies à partir des données biologiques sur la limande à queue jaune tirées des relevés par navire de recherche et des pêches commerciales, recueillies entre 1978 et 2025 (annexe A). Les clés âge-longueur ont d'abord été estimées séparément selon l'année, la source (relevé ou pêche) et le lecteur d'âge, afin d'assurer la cohérence des lectures des relations âge-longueur au sein de chaque strate et pour chaque lecteur, conformément à Ogle 2016.

La longueur totale a été discrétisée en classes de longueur de 1 cm. Les fréquences d'âge par catégorie de longueur ont été compilées et converties en proportion par rangée, ce qui a donné des estimations de la probabilité conditionnelle de l'âge selon la longueur. Pour chaque poisson dont l'âge n'avait pas été déterminé, un âge a été attribué aléatoirement selon la distribution de probabilité multinomiale définie par la classe de longueur correspondante dans la clé âge-longueur. Pour produire des clés âge-longueur lissées, un modèle de régression logistique multinomiale a été ajusté aux données des poissons dont l'âge avait été déterminé à l'aide de la fonction `multinom()` du progiciel `nnet` (Gerritsen *et al.* 2006; Ogle 2016). L'âge a été modélisé comme une variable de réponse catégorielle, la catégorie de longueur servant de variable prédictive. Les probabilités d'âge prédites ont été générées à des intervalles de longueur de 1 cm sur l'ensemble de la plage de longueurs observées.

Comme dans les évaluations précédentes, des écarts importants ont été observés entre les clés âge-longueur produites par les différents lecteurs d'âge, malgré l'élaboration d'un protocole robuste et d'une collection de référence pour la limande à queue jaune. Les évaluations précédentes utilisaient des âges dérivés d'un seul lecteur, pour la période après 1999 et pendant seulement 5 ans (Rolland *et al.* 2022). Ici, la taille de l'échantillon a été augmentée lorsque les otolithes étaient disponibles et suffisamment préservés pour la lecture de l'âge. Même si deux lecteurs ont réalisé des déterminations d'âge supplémentaires, les lectures par un même lecteur étaient les plus cohérentes. Par conséquent, un lecteur d'âge a de nouveau été retenu. En raison de la petite taille de l'échantillon pour les années 1970, 1980 et 1990, des clés âge-longueur décennales ont été établies. Les otolithes recueillis dans les années 1970 et 1980 étaient difficiles à lire; par conséquent, les otolithes de cette période ont été combinés et utilisés pour la décennie des années 1980. Étant donné que les otolithes n'ont pas été recueillis dans le cadre du relevé par navire de recherche de 1987 à 1999, des échantillons commerciaux ont été utilisés pour compléter les clés âge-longueur pendant cette période.

PRISES SELON L'ÂGE

Les vecteurs du poids moyen annuel selon l'âge ont été calculés à l'aide des clés âge-longueur décennales. Les valeurs manquantes du poids selon l'âge ont été prédites à l'aide d'un modèle de croissance de Gompertz ajusté aux données sur l'âge et le poids couvrant toute la série chronologique. La fonction de croissance de Gompertz était la suivante :

$$W_t = W_0 [e^{G(1-e^{-kt})}]$$

où W_t est le poids et W_0 , G et k sont les paramètres du modèle.

Le poids selon l'âge a diminué pour les âges 4+ de la fin des années 1980 au milieu des années 2000, puis s'est stabilisé à des niveaux inférieurs jusqu'au début des années 2010 (Figure 11). La croissance des poissons d'âge 6+ a augmenté pendant quelques années dans les années 2010. La croissance a augmenté ces dernières années pour les poissons d'âge 6+. La taille de l'échantillon pour les âges avancés diminuait avec le temps, car les individus plus âgés étaient moins capturés par le relevé en raison de leur faible abondance.

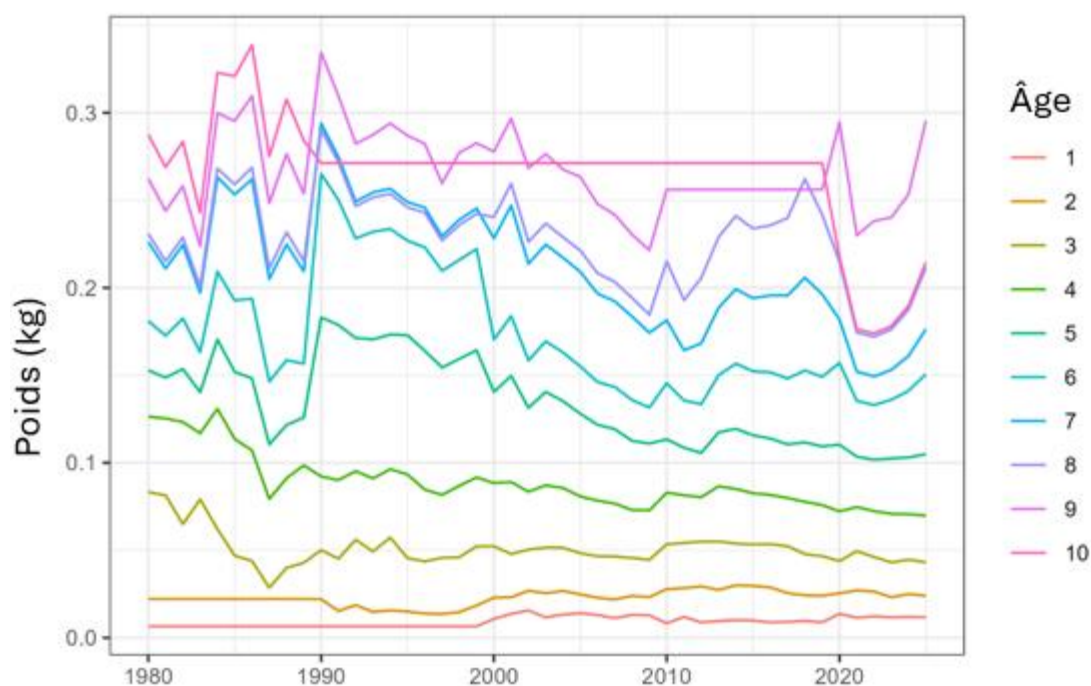


Figure 11 : Poids moyen annuel selon l'âge des limandes à queue jaune capturées dans le relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent entre 1980 et 2025.

Les valeurs annuelles de l'abondance chalutable selon l'âge dans les prises du relevé par navire de recherche ont été calculées à partir des clés âge-longueur décennales. Au moyen des relations annuelles longueur-poids, le poids total des poissons échantillonnés a été calculé (poids de l'échantillon). Le rapport d'échantillonnage a été calculé comme étant le poids de l'échantillon divisé par le poids des prises. Les fréquences de longueur ont été mises à l'échelle des prises en les multipliant par le rapport d'échantillonnage. Les clés âge-longueur ont été appliquées aux fréquences des longueurs annuelles mises à l'échelle pour obtenir le nombre de poissons chalutables selon l'âge. La moyenne annuelle stratifiée de l'abondance chalutable a ensuite été utilisée pour obtenir les proportions moyennes annuelles stratifiées selon l'âge de l'abondance chalutable. Les indices annuels de la biomasse agrégés selon l'âge ont été calculés en faisant le produit des nombres selon l'âge et du poids selon l'âge, puis en additionnant les âges. Les coefficients de variation annuels des prises ont été calculés par année pour l'ensemble des traits de pêche.

Les nombres selon l'âge présentaient une forte variabilité interannuelle (Figure 12). Les poissons plus âgés (âge 7+) étaient courants dans les relevés par navire de recherche des années 1980, mais ils ont ensuite été capturés rarement et en faible nombre. Les poissons des âges 3 à 5 dominaient systématiquement les prises depuis 1990. Il y avait peu d'indicateurs de cohorte dans la composition selon l'âge. Des poissons plus jeunes (âge 1) étaient régulièrement observés, mais à des abondances beaucoup plus faibles, tout au long de la série. Les prises des poissons d'âge 2 ont augmenté après 2010, tandis que les prises des poissons d'âge 3 ont augmenté après 1990.

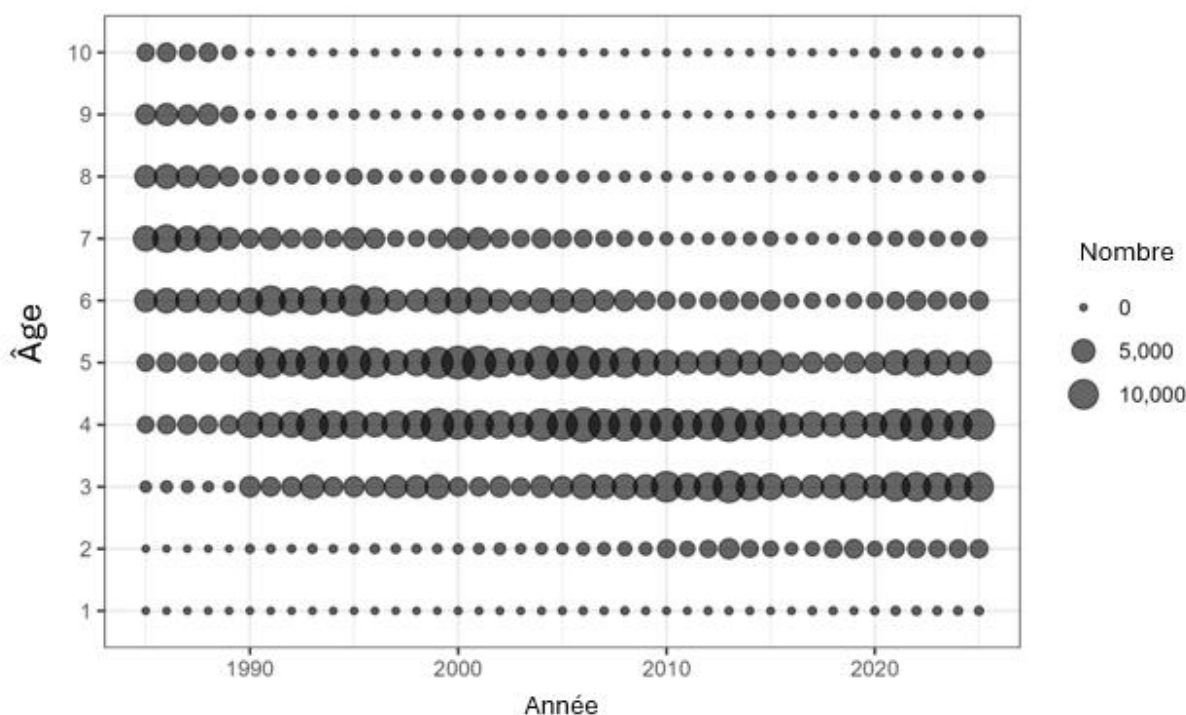


Figure 12 : Nombre selon l'âge des limandes à queue jaune capturées dans le relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent entre 1985 et 2025.

OGIVES DE MATURITÉ

Les tendances annuelles de la longueur à la maturité ont été calculées à partir des séries chronologiques des relevés par navire de recherche. Les poissons échantillonnés ont été classés selon divers stades de maturité, conformément à Rolland *et al.* (2022). Il y a eu une forte diminution de la longueur à la maturité pour les deux sexes au cours de la période d'étude (Figure 13). Au cours des cinq premières années (1971 à 1975), la longueur moyenne à laquelle 50 % des poissons étaient matures était de 23,6 cm et de 22,2 cm, respectivement, pour les femelles et les mâles. Elle est toutefois passée à 14,4 cm et 13,5 cm au cours des cinq dernières années (2021 à 2025). Les ogives de l'âge à la maturité ont été estimées par décennie, en raison de lacunes dans les données. Les ogives annuelles ont également été calculées à partir des données annuelles de maturité et des âges dérivés des longueurs au moyen des clés âge-longueur décennales, ce qui a donné des résultats similaires. Comme pour la longueur à la maturité, l'âge auquel 50 % des poissons étaient considérés comme matures a diminué au fil du temps, passant de 3,7 dans les années 1970 à 2,1 dans les années 2020 (Figure 14). Aucune différence quant à l'âge à la maturité n'a été observée entre les sexes.

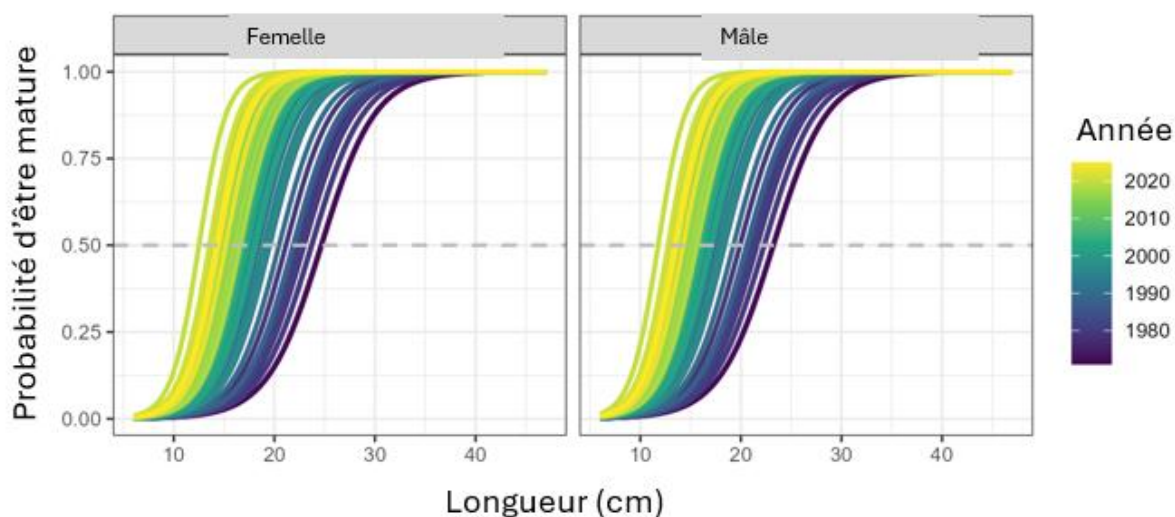


Figure 13 : Probabilité de maturité selon la longueur (cm), le sexe et l'année pour la limande à queue jaune, estimée à partir des données biologiques du relevé au chalut de fond mené en septembre, 1971 à 2025. Il convient de noter que l'année 1985 a été omise de la figure.

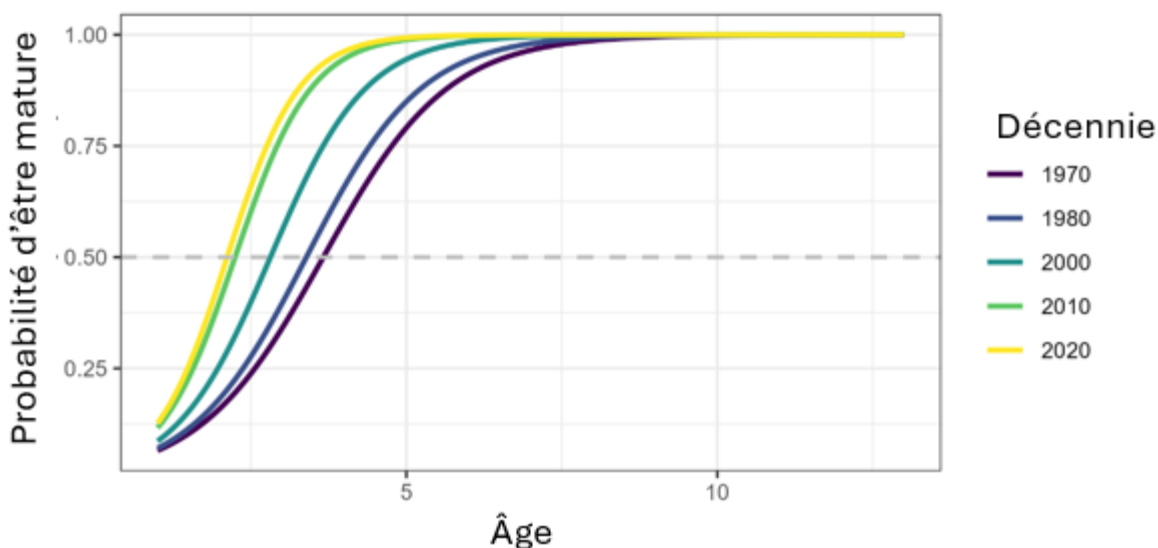


Figure 14 : Probabilité de maturité selon l'âge et la décennie pour la limande à queue jaune, estimée d'après les données biologiques du relevé au chalut de fond mené en septembre, 1971 à 2025.

MORTALITÉ TOTALE

Les estimations du taux instantané de mortalité totale (Z) ont été dérivées des taux de prise selon l'âge dans le relevé par navire de recherche. Les estimations ont été obtenues en utilisant des courbes des prises comme dans Sinclair (2001), où Z est la pente du côté descendant de la courbe des prises. La moyenne de Z a été estimée dans des périodes variables de 7 ans, avec le taux de prise logarithmique aux âges 4 à 10 comme variable dépendante, l'âge comme

covariable, et la classe d'âge incluse comme facteur (pour contrôler la variation de la force de la classe d'âge).

La valeur de Z a augmenté de façon continue entre la fin des années 1980 et 2009, atteignant un sommet à des valeurs supérieures à 1,0 (Figure 15). Elle est demeurée élevée, mais a légèrement diminué entre 2016 et 2019. Ces dynamiques comprenaient des changements dans la mortalité par pêche (F), qui a augmenté progressivement entre 1990 et 2000, mais est restée relativement stable après 2000 (voir les résultats du modèle de population). De plus, la valeur estimée de F était beaucoup plus faible. Il est donc supposé que les changements dans la valeur de Z sont en grande partie attribuables aux changements dans la mortalité naturelle (M). Ces tendances de la valeur estimée de Z d'après le relevé du MPO et l'ampleur relative de Z pendant les périodes où F est faible (autour de 2010) étaient très semblables aux tendances de la limande à queue jaune du banc de Georges (divisions 5Z de l'OPANO) (MPO 2019).

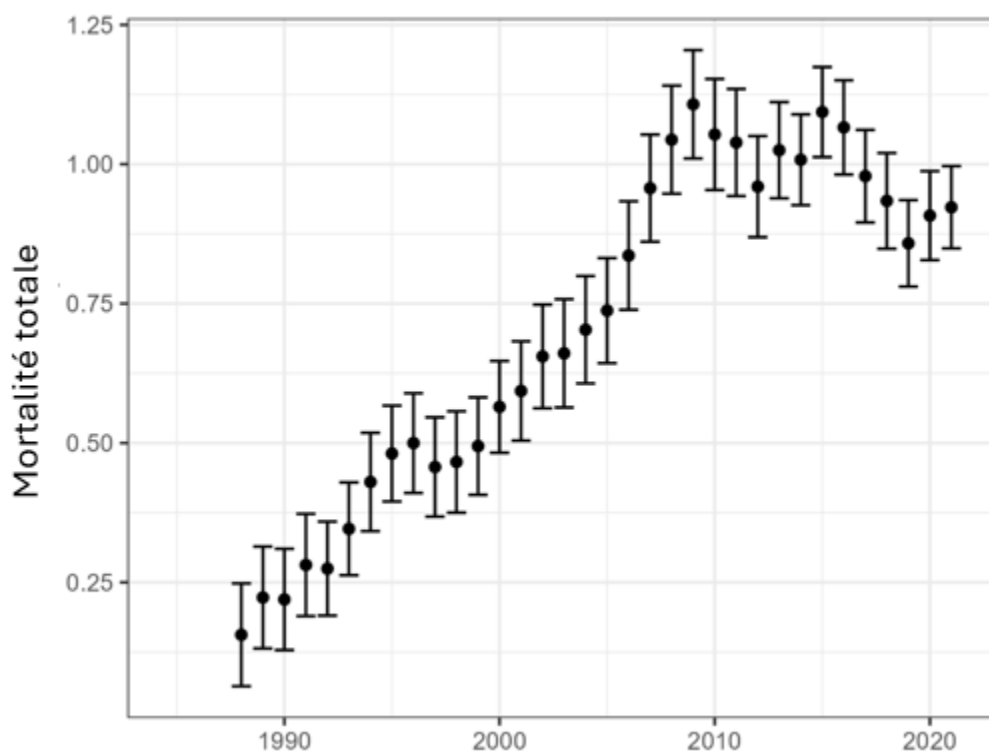


Figure 15 : Mortalité totale estimée à partir des courbes des prises du relevé par navire de recherche pour la limande à queue jaune.

DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE

PRISES SELON LA LONGUEUR

Les estimations annuelles des prises selon la longueur de la limande à queue jaune dans la division 4T de l'OPANO ont été générées à partir d'échantillons regroupés prélevés au port et par des observateurs en mer dans le cadre de la pêche commerciale entre 1985 et 2022. Avant de calculer les prises selon la longueur, les échantillons individuels des fréquences de longueur dans la pêche commerciale ont d'abord été mis à l'échelle au niveau du total des prises de la sortie de pêche. Les échantillons des observateurs en mer ont été mis à l'échelle au niveau de chaque activité de pêche individuelle, additionnés, puis mis à l'échelle au niveau des captures

totales pour la sortie de pêche. Les poids d'échantillonnage ont été calculés à partir des valeurs de fréquence des longueurs et des paramètres de régression longueur-poids estimés en fonction du relevé par navire de recherche pour chaque année correspondante. Ces conversions étaient propres au sexe lorsqu'il était consigné avec les échantillons. Les échantillons ont été séparés par type d'engin de pêche, à savoir les chaluts et les sennes, qui représentent la majorité des débarquements de 1985 à 2022. Des échantillons pour tous les mois et tous les emplacements géographiques dans le sGSL ont été regroupés pour produire des estimations annuelles. Comme des échantillons n'ont pas été prélevés certaines années, il a été supposé que la distribution relative des longueurs était une moyenne des années adjacentes. Pour 1997, une moyenne de 1996 et 1998 a été utilisée. Pour 1999, 2000 et 2001, les moyennes de 1998, 2002 et 2003 ont été utilisées. Les proportions selon l'âge dans la pêche pour les années où les fréquences de longueur étaient les moyennes des années adjacentes n'ont pas été utilisées dans le modèle d'évaluation du stock état-espace.

Les estimations des prises totales selon la longueur ont été obtenues en mettant à l'échelle les échantillons disponibles au niveau des débarquements dans le sGSL, selon le type d'engin de pêche, puis en additionnant les types d'engins.

Les distributions de longueur entre les chalutiers et les senneurs sont généralement semblables avant 2010 (Figure 16), sauf en 2002 (probablement en raison de la petite taille de l'échantillon). Une forte augmentation des prises de petits poissons s'est produite entre 2009 et 2012, surtout dans les prises au chalut. La proportion de poissons de moins de 25 cm dans les prises était d'environ 80 % en 2010, 2011 et 2012, puis a diminué à des valeurs de 35 à 40 % de 2013 à 2022 (Figure 17). Les chalutiers ont généralement débarqué plus de petits poissons que les senneurs toutes les années après 1998. À quelques exceptions près, les distributions des prises selon la longueur étaient toutes unimodales. Le mode est passé de 31 cm à la fin des années 1980 à une valeur de 28 à 29 cm à la fin des années 1990, puis à 25 cm à la fin des années 2000.

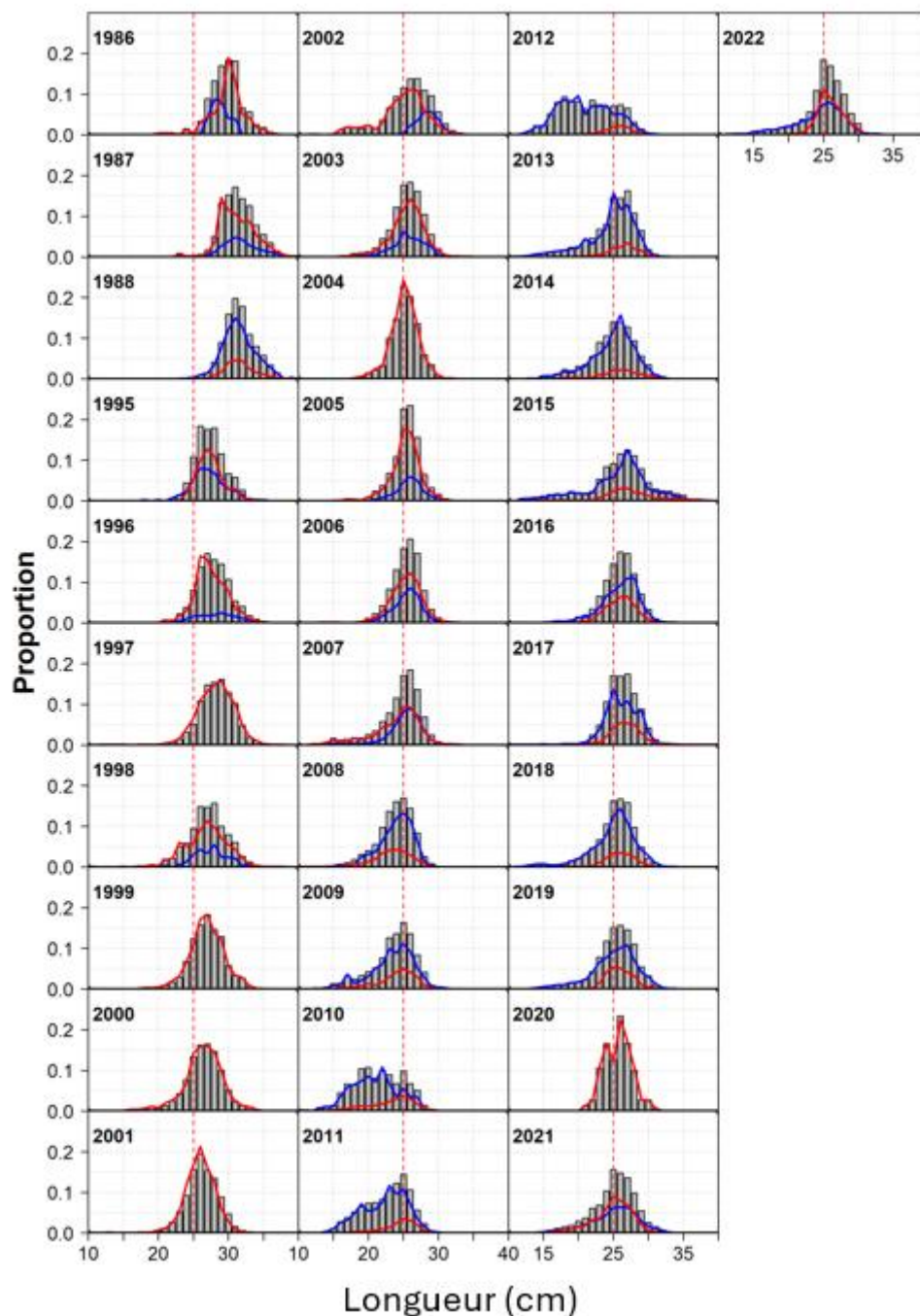


Figure 16 : Proportions selon la longueur des prises de limande à queue jaune d'après les échantillons de la pêche commerciale et des observateurs. Les lignes verticales tiretées rouges correspondent à la limite de taille légale de 25 cm. Les lignes pleines superposées indiquent les parties des proportions totales correspondant aux prises des chalutiers (en bleu) et des senneurs (en rouge). Il convient de noter que pour certaines années, aucun échantillon de chalut n'était disponible (p. ex. de 1999 à 2001).

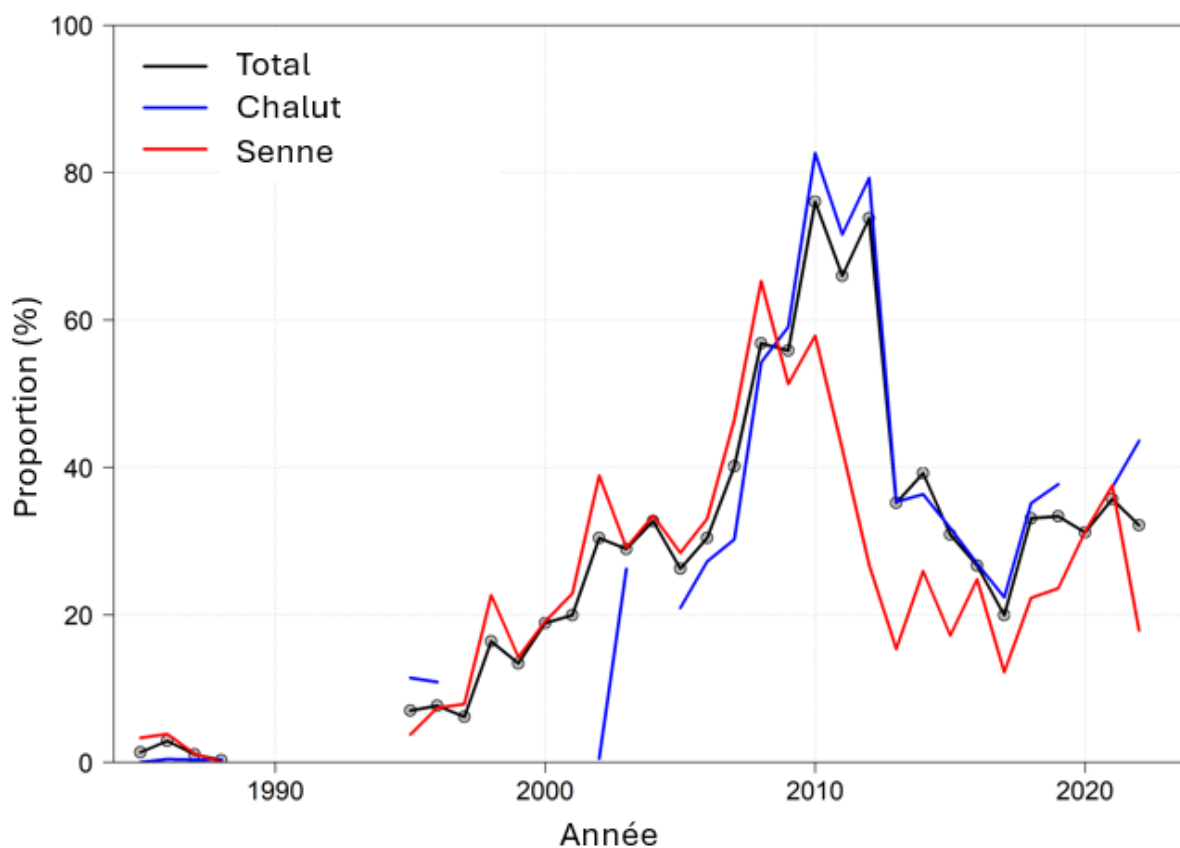


Figure 17 : Pourcentages annuels des prises de limande à queue jaune composées de poissons de moins de 25 cm, d'après les estimations des prises selon la longueur tirées des prises au chalut (ligne bleue), des prises à la senne (ligne rouge) et des engins combinés (ligne noire et points).

PRISES SELON L'ÂGE

La composition selon l'âge des prises de la pêche était largement similaire entre les pêches au chalut et à la senne, les deux engins étant dominés par les âges 4 à 7 (Figure 18). Dans la pêche au chalut, les poissons d'âges 4 et 5 représentaient les proportions les plus importantes la plupart des années, et les poissons plus âgés (âge 8+), apparaissant principalement dans la première partie de la série chronologique. Les prises à la senne étaient en grande partie composées de poissons d'âges 4 à 6; les proportions des poissons plus jeunes (âges 3 et 4) avaient tendance à être légèrement plus élevées, tandis que les âges plus avancés (âge 8+) apparaissaient moins fréquemment et à des niveaux inférieurs que dans les prises au chalut.

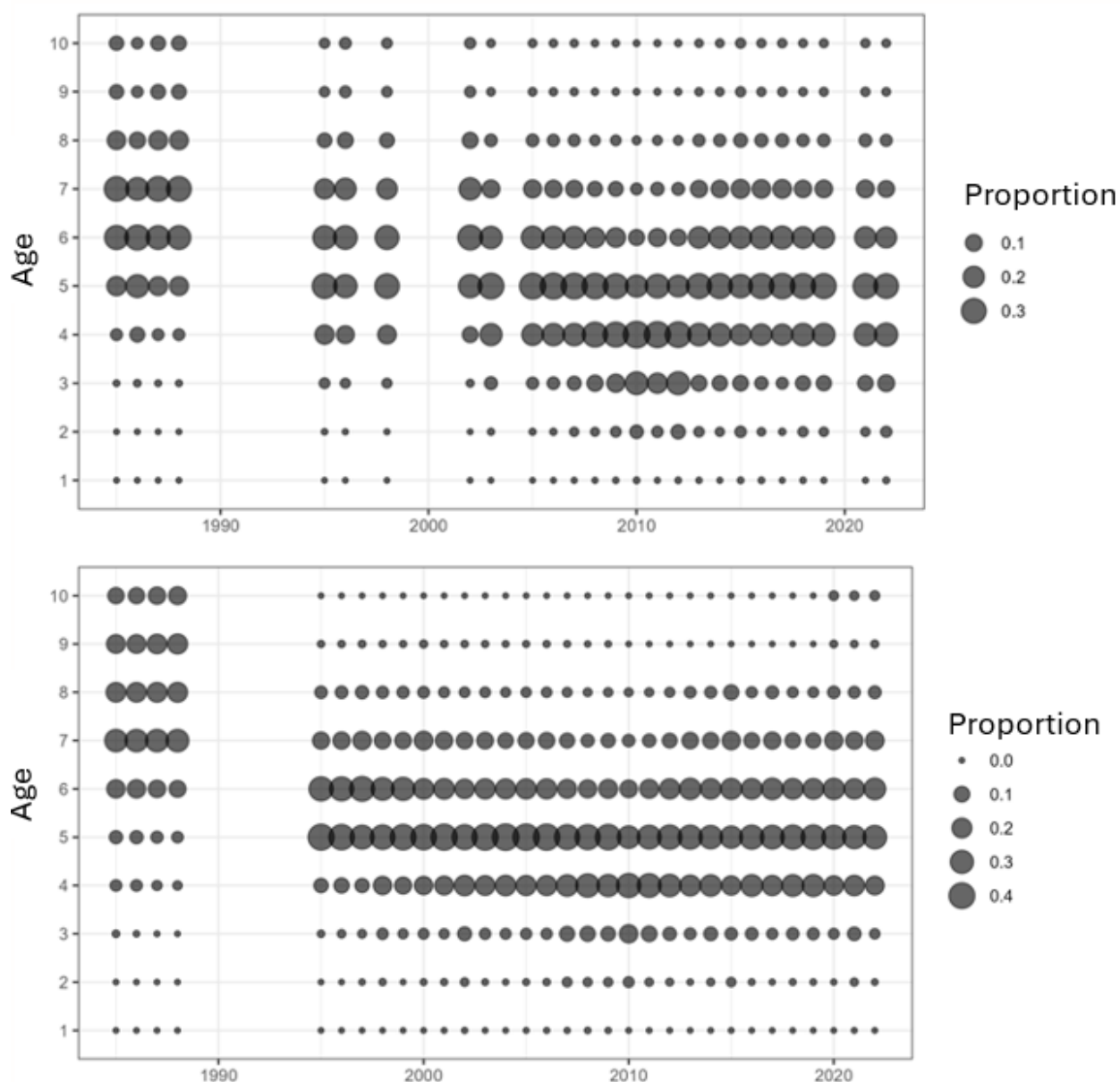


Figure 18 : Proportions selon l'âge des limandes à queue jaune capturées dans la pêche au chalut (graphique du haut) et la pêche à la senne (graphique du bas).

PRISES PAR UNITÉ D'EFFORT

L'évaluation précédente présentait les indices des prises par unité d'effort (PUE) pour les pêches à la senne et au chalut de la limande à queue jaune, de 1985 à 2020 (Rolland *et al.* 2022). Pour la présente évaluation, la série chronologique des PUE a été mise à jour jusqu'en 2022. Comme il n'est pas possible d'estimer les PUE lorsque la pêche est fermée, les tendances des PUE ont été comparées aux taux de prise du relevé par navire de recherche, afin d'évaluer si les deux indicateurs reflétaient des changements similaires dans la biomasse de la limande à queue jaune dans la région des îles de la Madeleine. Cette comparaison était particulièrement importante parce que les poissons de taille commerciale (≥ 25 cm)

présentaient un déclin plus rapide dans la zone de pêche autour des îles de la Madeleine que dans l'ensemble du sGSL.

Les valeurs de PUE mises à l'échelle pour chaque engin et les taux de prise de la biomasse mis à l'échelle des strates du relevé par navire de recherche aux îles de la Madeleine ont été comparées. Il y avait un chevauchement et une similarité importants dans les tendances des prises pour les deux PUE et le relevé par navire de recherche autour des îles de la Madeleine (Figure 19). Les PUE de la pêche au chalut sont presque identiques aux taux de prise des strates du relevé par navire de recherche aux îles de la Madeleine, tandis que celles de la pêche à la senne sont légèrement décalées vers la droite. Compte tenu du chevauchement important, les strates du relevé par navire de recherche aux îles de la Madeleine semblent constituer une source probable ou fiable d'information supplémentaire pour le suivi de la dynamique de la limande à queue jaune dans cette zone locale, même si la pêche est pratiquée plus près des côtes par rapport à la couverture du relevé.

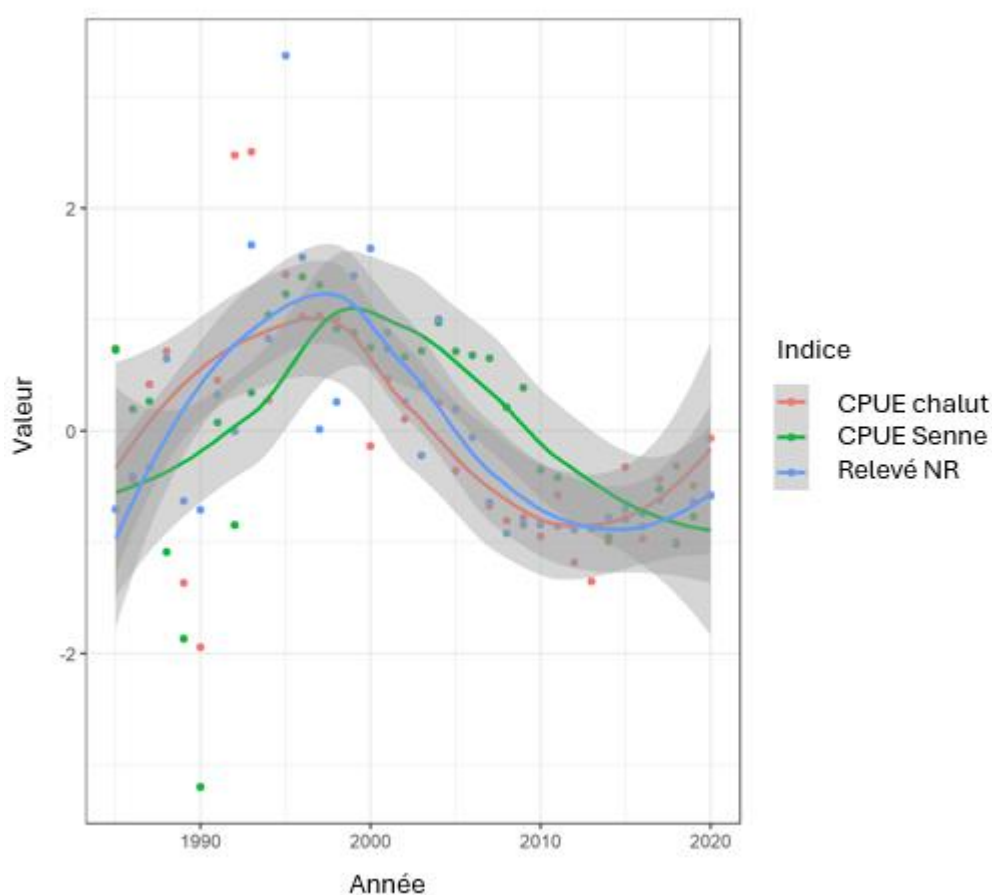


Figure 19 : Taux de prise de limande à queue jaune mis à l'échelle d'après les PUE commerciales par engin de pêche (chalut et senne) et d'après le relevé multiespèces au chalut de fond dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

MODÈLE D'ÉVALUATION DU STOCK

ANCIEN MODÈLE FONDÉ SUR LA LONGUEUR

L'évaluation de l'état de ce stock est difficile en raison des données limitées et des faibles indicateurs de la pêche. Les prises de la pêche sont relativement faibles pendant la majeure partie de la période modélisée, à l'exception de 1997, ce qui rend difficile l'estimation de l'échelle des populations. De plus, les données sur l'âge sont limitées. Par conséquent, le modèle est déterminé principalement par l'augmentation de l'abondance et de la biomasse des limandes à queue jaune de moins de 25 cm, parallèlement au déclin de l'abondance et de la biomasse des individus de 25 cm et plus. Pour tenir compte de cette dynamique, un modèle structuré selon l'âge fondé sur la longueur a été élaboré et appliqué dans les évaluations du stock de 2015 (Surette and Swain 2016) et 2020 (Rolland *et al.* 2022). Ces modèles ont été mis en œuvre dans le logiciel AD Model Builder (Fournier *et al.* 2012) et ajustés au moyen du maximum de vraisemblance pénalisé.

Le modèle a utilisé les débarquements totaux, les indices annuels de l'abondance tirés du relevé par navire de recherche selon des groupes de longueur agrégés (< 25 cm et ≥ 25 cm), la proportion des débarquements annuels pour les deux groupes de longueur (en nombre de poissons), le poids moyen des individus dans chacun des groupes de longueur pour les prises annuelles de la pêche et les indices tirés du relevé annuel par navire de recherche, le poids moyen annuel selon l'âge, et le vecteur annuel des proportions d'individus matures selon l'âge établi à partir des données sur la longueur selon l'âge pour 2000, 2007 et 2015.

Dans le modèle, l'abondance selon l'âge a été intégrée dans les deux catégories de longueur utilisées pour les indices tirés du relevé et les proportions des prises en fonction des données de la longueur selon l'âge pour 2000, 2007 et 2015. Selon ces données, les poissons d'âges 1 à 3 ont été classés dans la catégorie de longueur de moins de 25 cm et les poissons d'âge 5+ dans la catégorie de longueur de 25 cm et plus, tandis que les poissons d'âge 4 ont été répartis également entre les deux groupes de longueur.

La valeur de M variable dans le temps des deux groupes d'âges (1 à 3 et 5 à 8+) a été estimée séparément pour cinq blocs de temps (blocs de 6 années entre 1985 et 2008 et un dernier bloc de 7 années). La valeur de M pour les poissons d'âge 4 a été calculée comme la moyenne de M des deux groupes d'âge au cours d'une année donnée. Une valeur a priori pour M a également été utilisée pour le premier bloc temporel (1985 à 1990). Les moyennes a priori étaient de 0,8 et 0,3 pour les valeurs initiales de M des groupes d'âges 1 à 3 et de 5+, respectivement (avec un écart-type de 0,05 ou 0,025, respectivement). Dans les deux évaluations, la valeur de M pour le groupe d'âges plus avancés se situait à la limite supérieure du paramètre dans le bloc des années terminales ($M = 2,0$). L'échelle de la population était également sensible au nombre d'années dans les blocs de temps.

Dans les essais initiaux, la capturabilité du relevés par navire de recherche (q) a été estimée à 1,4, avec des indices de relevé à l'échelle de l'abondance chalutable. Pour les petits poissons plats comme la limande à queue jaune, une valeur aussi élevée de q ne serait possible que si les lieux d'échantillonnage du relevé par navire de recherche étaient fortement biaisés en faveur des zones où la limande à queue jaune est présente en fortes densités et que ces taux de prise élevés étaient extrapolés aux zones où les densités de limande à queue jaune sont en fait faibles. Compte tenu de la répartition de la limande à queue jaune et de l'emplacement des sites d'échantillonnage par navire de recherche, il ne s'agit pas d'une hypothèse plausible. Ainsi, une valeur a priori informative pour q a été utilisée dans le modèle, d'après les estimations de la capturabilité de la plie canadienne dans les chaluts du relevé par navire de recherche dans le document Harley and Myers (2001). Pour un poisson plat de 30 à 35 cm de

longueur, l'estimation de q était d'environ 0,3. Une valeur a priori pour $\log(q)$ avec une moyenne de -1,14 ($q = 0,32$) et un écart-type = 0,1 a été utilisée dans le modèle en 2015. En 2020, une valeur a priori avec une moyenne de -0,3566 sur l'échelle logarithmique ($q = 0,7$) et un écart-type = 0,15 a été utilisée.

Le modèle fondé sur la longueur a été mis à jour jusqu'en 2024 avec $q = 0,3$ et écart-type = 0,25 (voir ci-dessous). Les résultats sélectionnés sont présentés à l'annexe B. En bref, les estimations modélisées des quantités importantes pour l'évaluation et la gestion du stock (BSR, F) étaient conformes aux évaluations précédentes. Cependant, comme ce fut également le cas dans les évaluations précédentes, l'estimation de M était problématique, selon deux diagnostics principaux. Tout d'abord, les estimations de M pour les âges 5 à 8+ se situaient à la limite supérieure ($M = 2$) dans les deux derniers blocs années, ce qui laisse supposer que M serait probablement plus élevée si elle n'était pas limitée. Deuxièmement, l'estimation de M utilise des vraisemblances pénalisées pour limiter les écarts dans les marches aléatoires. Sans ces pénalités et valeurs a priori pour la moyenne, il est impossible d'estimer M pour le groupe d'âges 1 à 3, ce qui donne à penser que les informations sont insuffisantes pour estimer la moyenne ou les écarts de M pour ce groupe d'âge. Bien que les données sur la composition selon l'âge, le calcul de la mortalité totale et les mécanismes déterminés indiquent fortement que la mortalité naturelle des poissons plus âgés a augmenté au fil du temps, la méthode d'estimation dans le modèle fondé sur la longueur ne semblait pas appropriée, particulièrement parce qu'il existe actuellement d'autres méthodes. Par conséquent, le modèle fondé sur la longueur n'a pas été recommandé pour cette évaluation et un modèle état-espace a été élaboré.

MODÈLE ÉTAT-ESPACE FONDÉ SUR L'ÂGE

Les modèles fondés sur des écarts pénalisés assortis des pénalités fixes ou ajustées de façon itérative, comme le modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur, introduisent une subjectivité dans l'estimation des paramètres. Les modèles état-espace, tels que ceux mis en œuvre dans le progiciel écrit en R du modèle d'évaluation Woods Hole (WHAM; Stock and Miller 2021), y remédient à l'aide d'effets aléatoires, par l'estimation de composantes d'écart-type, de façon à contraindre objectivement la variation temporelle tout en réduisant le nombre total de paramètres. La souplesse de WHAM permet d'inclure des effets aléatoires pour les processus clés, notamment la mortalité naturelle, le nombre de poissons selon l'âge, la sélectivité et la capturabilité, tout en soutenant l'inclusion de covariables environnementales en vue de relier la dynamique de la population à des facteurs externes. Ici, un modèle état-espace a été mis en œuvre dans WHAM pour la limande à queue jaune.

Méthodes

Les données d'entrée comprenaient :

1. les prises totales annuelles de la pêche et les proportions en nombre selon l'âge, selon la flotte (senne ou chalut);
2. les proportions annuelles selon l'âge, en nombres, et l'indice de la biomasse agrégé selon l'âge tiré du relevé par navire de recherche;
3. la maturité selon l'âge d'après le relevé par navire de recherche;
4. le poids selon l'âge d'après le relevé par navire de recherche, utilisé pour la pêche et les données du relevé.

Une distribution de Dirichlet avec autopondération qui traite les observations nulles comme valeurs manquantes (effets aléatoires) a été utilisée pour toute la composition selon l'âge.

Les nombres selon l'âge au cours de la première année ont été estimés sous forme d'effets fixes propres à l'âge. Le recrutement (âge 1) a été estimé comme une moyenne, les écarts annuels étant traités comme des effets aléatoires. Aucune erreur de traitement n'a été autorisée dans la transition des nombres selon l'âge (2+).

La capturabilité selon le relevé par navire de recherche a été fixée à une valeur initiale de 0,3, et une valeur gaussienne a priori a été appliquée à la transformation logit du paramètre de capturabilité (comme dans Surette and Swain 2016) avec un écart-type de 0,25.

Les analyses de sensibilité ont démontré que la moyenne de M ou les écarts annuels de M ne pouvaient pas être estimés pour le groupe d'âges 1 à 3. Par conséquent, M pour ce groupe d'âge a été modélisée comme une moyenne fixe de 0,7, fondée sur les estimations moyennes de M dans l'ensemble des méthodes fondées sur le cycle biologique pour ces âges (Cope and Hamel 2022; annexe C). La valeur moyenne de M a été estimée pour trois groupes d'âge (4 à 7, 8 et 9, et 10+). Pour ces groupes, l'erreur de processus pour M a été modélisée comme des effets aléatoires au fil des ans selon le processus AR1.

La sélectivité pour la pêche à la senne, la pêche au chalut et le relevé par navire de recherche a été modélisée comme des courbes de sélectivité logistique sans paramètres fixes. Les blocs de temps pour la sélectivité étaient les suivants : de 1985 à 1989 et de 1990 à 2007, les blocs étaient communs pour les flottes de pêche à la senne et au chalut; de 2008 à 2025, les blocs étaient distincts pour chacune de ces flottes. La sélectivité du relevé par navire de recherche a été modélisée comme trois blocs de temps : 1985 à 1989, 1990 à 2008 et 2009 à 2025.

Les diagnostics de modèle ont été évalués au moyen d'inspections visuelles de l'ajustement aux données, de vérifications de la convergence, de la valeur delta du critère d'information d'Akaike (CIA) entre les analyses de sensibilités, de l'erreur-type et des intervalles de confiance associés aux estimations des paramètres, d'un examen des résidus bruts et d'une étape à l'avance, d'analyses par variation des valeurs de départ et par auto-test, de profils rétrospectifs, du rho de Mohn et de la crédibilité biologique des estimations et des quantités dérivées.

Résultats

Le modèle à deux flottes a convergé et les paramètres du modèle ont été bien estimés, avec un écart-type faible et des intervalles de confiance étroits (Tableau 2). Le gradient maximal était de $6,84 \times 10^{-12}$. L'analyse par variation des valeurs de départ a produit des estimations des valeurs du logarithme du rapport de vraisemblance négatif, de la BSR et de F qui étaient identiques à celles du modèle de base. Dans l'étude d'autosimulation, les bornes inférieure (2,5 %) et supérieure (97,5 %) des intervalles pour F englobaient zéro pour toutes les années. Les estimations des paramètres étaient stables dans l'ensemble des simulations. La BSR a affiché un biais négatif modéré de 1988 à 1996 et un biais positif léger de 2017 à 2021. Les bornes inférieure (2,5 %) et supérieure (97,5 %) des intervalles englobaient zéro pour toutes les autres années. Bien qu'un biais modéré se soit produit dans la BSR, il était limité à des périodes précises, n'était pas directionnel et ne persistait pas dans l'ensemble de la série chronologique. Le biais dans la BSR était de 0 pour l'année terminale.

L'analyse rétrospective a révélé un biais presque nul lié à la moyenne de F , avec un p de Mohn de 0,021. Les tendances rétrospectives du recrutement étaient plus importantes, quoiqu'acceptables, avec un p de Mohn de -0,173. Les estimations de la BSR ont affiché le moins de tendances rétrospectives, avec de petits écarts et un p de Mohn de -0,03. Dans l'ensemble, bien que le recrutement ait affiché un biais négatif modéré, les estimations de la BSR et de F étaient robustes, ce qui confirme la fiabilité du modèle.

L'ajustement du modèle aux données sur la composition selon l'âge était bon pour les deux flottes (Figure 20 et Figure 21) et pour le relevé par navire de recherche (Figure 22). Dans la composition selon l'âge pour la flotte de chalutiers, les résidus étaient plus importants pour quelques années, mais dans l'ensemble, ils étaient petits et sans tendance. L'ajustement du modèle aux prises des chalutiers et des senneurs était bon. L'ajustement du modèle à la biomasse selon le relevé par navire de recherche était généralement bon au cours de la série chronologique, malgré une variation annuelle modérée à élevée de l'indice du relevé (Figure 23). La diminution et l'augmentation consécutives de cette biomasse au cours de la dernière décennie ont été bien saisies par le modèle. Les bandes de l'intervalle de confiance pour l'ajustement du modèle aux indices et aux prises agrégées comprenaient des valeurs nulles pour toutes les années, et elles n'affichaient aucune tendance systématique pour l'ajustement du modèle au fil du temps.

La sélectivité selon l'âge était logistique pour toutes les données sur la composition selon l'âge. La sélectivité selon l'âge a augmenté au fil du temps pour les poissons plus jeunes, dans le relevé par navire de recherche (Figure 24) et dans les deux flottes (Figure 25 et Figure 26). La sélectivité des poissons plus jeunes a continué d'augmenter dans le troisième bloc de temps du relevé par navire de recherche (2009 à 2025), alors qu'elle variait peu entre les deuxième et troisième blocs de temps des flottes de pêche.

L'incertitude des estimations de la BSR était faible au cours de la période (coefficient de variation $< 0,3$). La BSR a graduellement diminué entre 1985 et la fin des années 2010, puis a augmenté progressivement jusqu'en 2024 (Figure 27). Cependant, la BSR est maintenant composée de poissons plus jeunes, et l'augmentation estimée de la BSR a été attribuée à l'augmentation de la biomasse des poissons d'âges 1 à 4 (Figure 28). La biomasse des limandes à queue jaune d'âge 5+ était légèrement supérieure à 30 000 t en 1985, mais a graduellement diminué au fil du temps (Figure 29). La biomasse des poissons d'âge 5+ est demeurée inférieure à 5 000 t entre 2018 et 2024. La biomasse des poissons d'âge 5+ en 2025 était de 8 269 t (intervalle de confiance à 95 % de 5 666 à 10 872 t).

La relation entre la BSR et le recrutement ne semblait pas indiquer qu'une relation stock-recrutement pourrait décrire la dynamique du recrutement, puisque la relation est généralement linéaire sur l'ensemble de la plage d'estimations (Figure 30). Les modèles fondés sur les relations stock-recrutement de Ricker ou de Beverton-Holt n'ont pas réussi à estimer les paramètres de ces fonctions paramétriques. La variabilité interannuelle du recrutement était relativement faible, et les changements dans le recrutement se sont produits sur des périodes relativement longues. Le nombre de recrues a augmenté entre 1985 et 2005, puis a rapidement diminué jusqu'en 2014. Le recrutement a progressivement augmenté de nouveau jusqu'en 2022 et est resté à des niveaux intermédiaires depuis.

L'incertitude des estimations de F selon la flotte était faible pendant la série chronologique (coefficient de variation $< 0,4$). La valeur de F était faible pour tous les âges au cours de la série chronologique, et la moyenne de F pour les âges 4 à 10 est restée inférieure à 0,05. La valeur de F était à son plus faible au cours des premières années (1985 à 1995) et a généralement augmenté jusqu'à la fin des années 2010. Elle a diminué après 2020 et était de zéro après 2022. Les périodes où la valeur de F était relativement élevée coïncidaient avec des débarquements relativement élevés (1995 à 2012) ou une faible abondance des poissons d'âge 4+.

La mortalité naturelle moyenne par groupe d'âge a été estimée à 0,7 pour le groupe d'âges 4 à 7, à 1,3 pour le groupe d'âges 8 à 9, et à 1,1 pour le groupe d'âge 10+. Les paramètres du processus AR1 ont démontré une bonne précision pour σ , les écarts types et les intervalles de confiance indiquant une identification acceptable. L'estimation du paramètre ρ présentait un

écart-type et des intervalles de confiance plus élevés (Tableau 2). La valeur de M a généralement augmenté, avec une variation, entre 1987 et 2008. Elle a ensuite généralement diminué entre 2009 et 2019. Entre 2020 et 2025, la valeur de M est passée de 0,52 à 0,72 pour le groupe d'âges 4 à 7, de 0,96 à 1,34 pour le groupe d'âges 8 et 9, et de 0,82 à 1,15 pour le groupe d'âge 10+. Dans l'ensemble, les estimations de M étaient élevées pour tous les groupes d'âge, ce qui concorde avec la forte troncature de la structure d'âge dans les données de composition selon l'âge et avec les évaluations précédentes du stock.

Une approximation grossière de l'ampleur de la consommation de limandes à queue jaune par le phoque gris dans le sGSL peut être effectuée à partir des données et des estimations disponibles. Dans le document Benoît and Rail (2016), il a été estimé que la consommation de toutes les proies par les phoques gris dans l'écosystème du sGSL a augmenté, passant de moins de 10 000 t par année en 1960 à plus de 120 000 t en 2014. La contribution des limandes à queue jaune au régime alimentaire estimé des phoques gris dans le golfe du Saint-Laurent, en poids, a varié entre 3,1 % (1994 à 2003; Hammill *et al.* 2007) et 0,52 % (2022 à 2023; Irani *et al.* 2025). En supposant 100 000 t de proies, cela représente entre 520 et 3 100 t de limandes à queue jaune consommées au cours d'une année donnée. En supposant 150 000 t de proies, cela représente entre 780 et 4 650 t de limandes à queue jaune consommées au cours d'une année donnée. À titre comparatif, les retraits moyens estimés dus à la mortalité naturelle (M) des limandes à queue jaune d'âge 4+ ont été de 12 949 t par année entre 1994 et 2023.

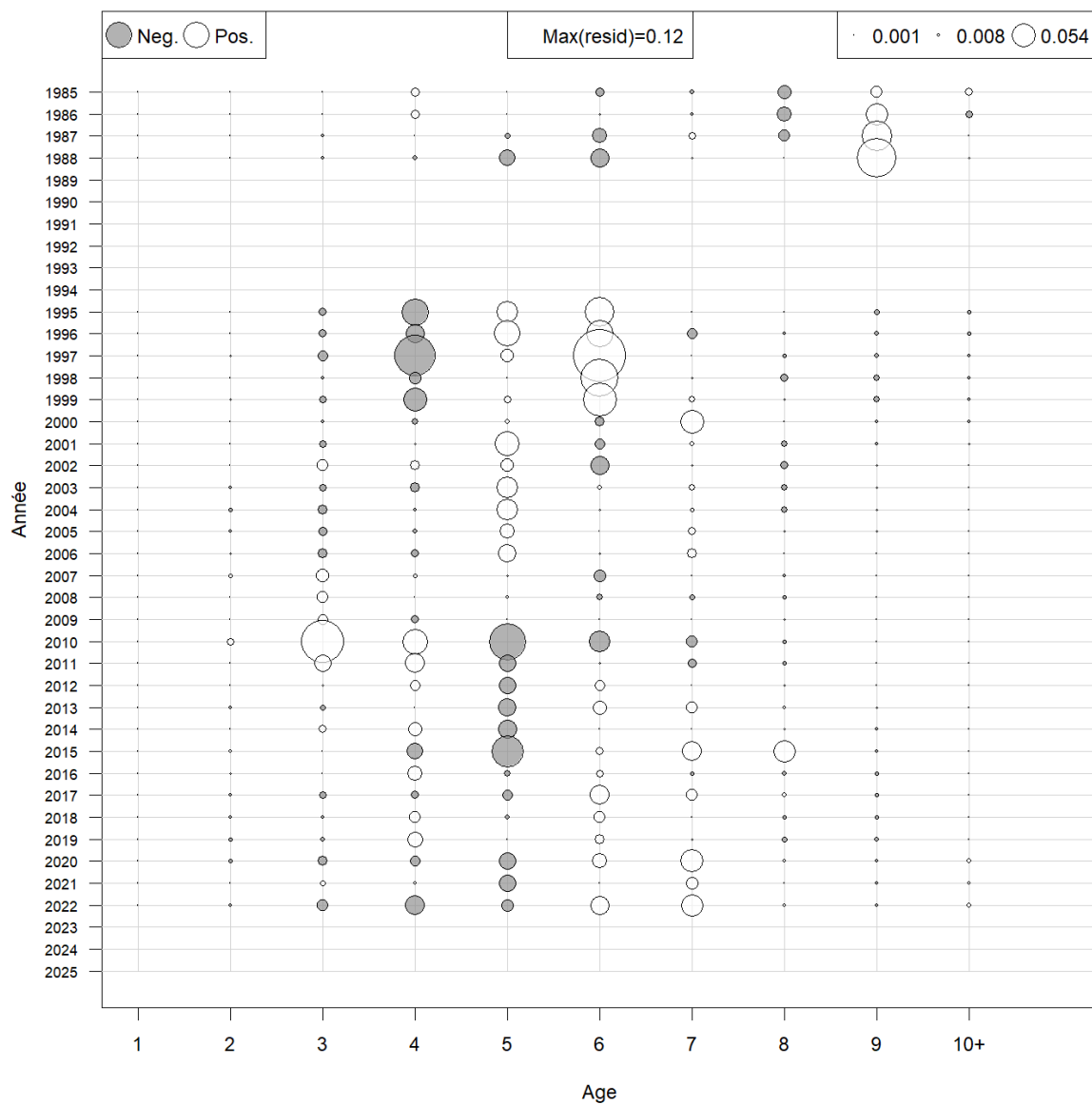


Figure 20 : Résidus de la composition selon l'âge dans la flotte à la senne (observés-prévus) entre 1985 et 2025. Les cercles blancs représentent des résidus positifs et les cercles gris, des résidus négatifs. La taille des cercles est proportionnelle à la valeur résiduelle.

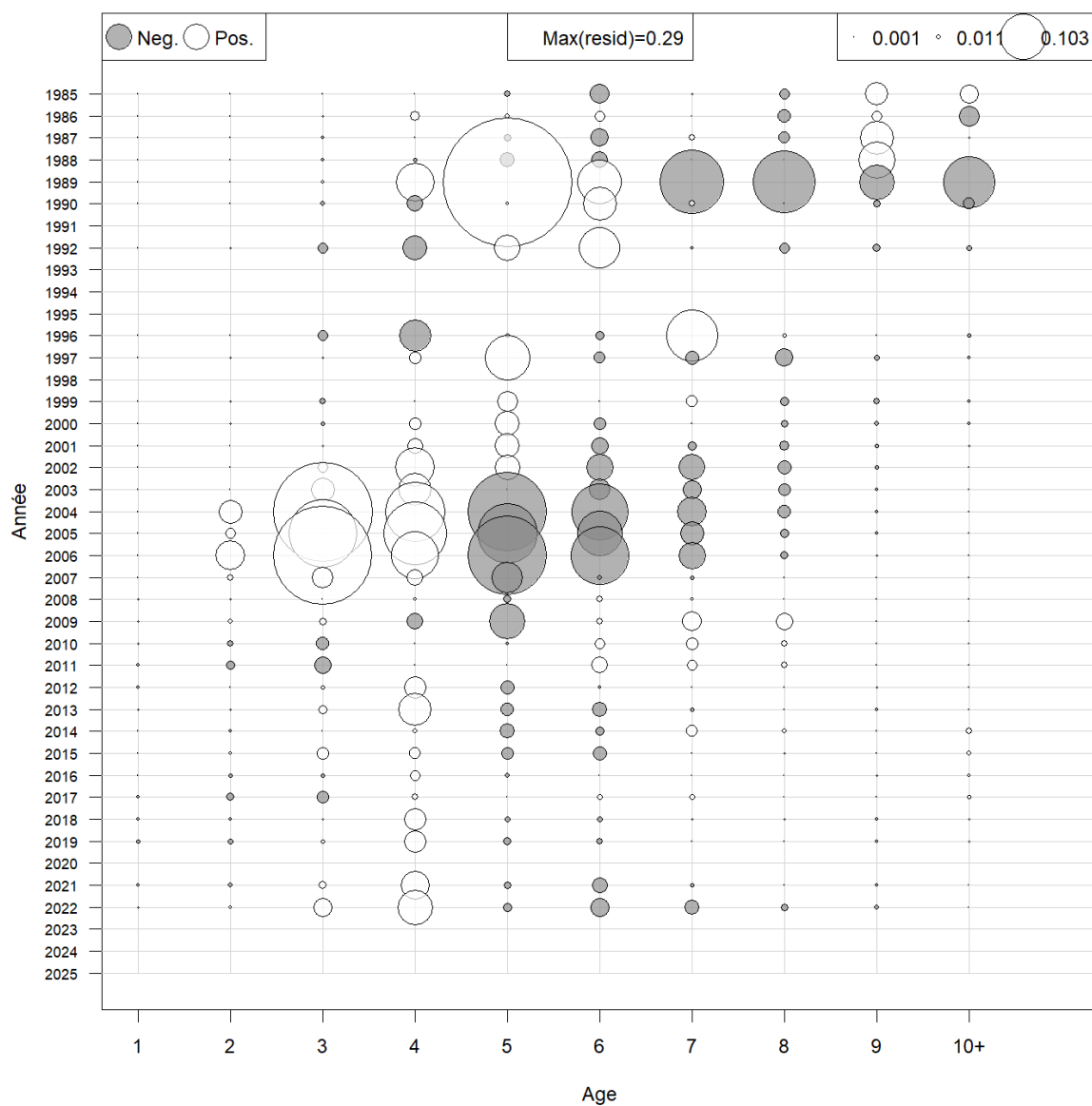


Figure 21 : Résidus de la composition selon l'âge dans la flotte au chalut (observés-prévus) entre 1985 et 2025. Les cercles blancs représentent des résidus positifs et les cercles gris, des résidus négatifs. La taille des cercles est proportionnelle à la valeur résiduelle.

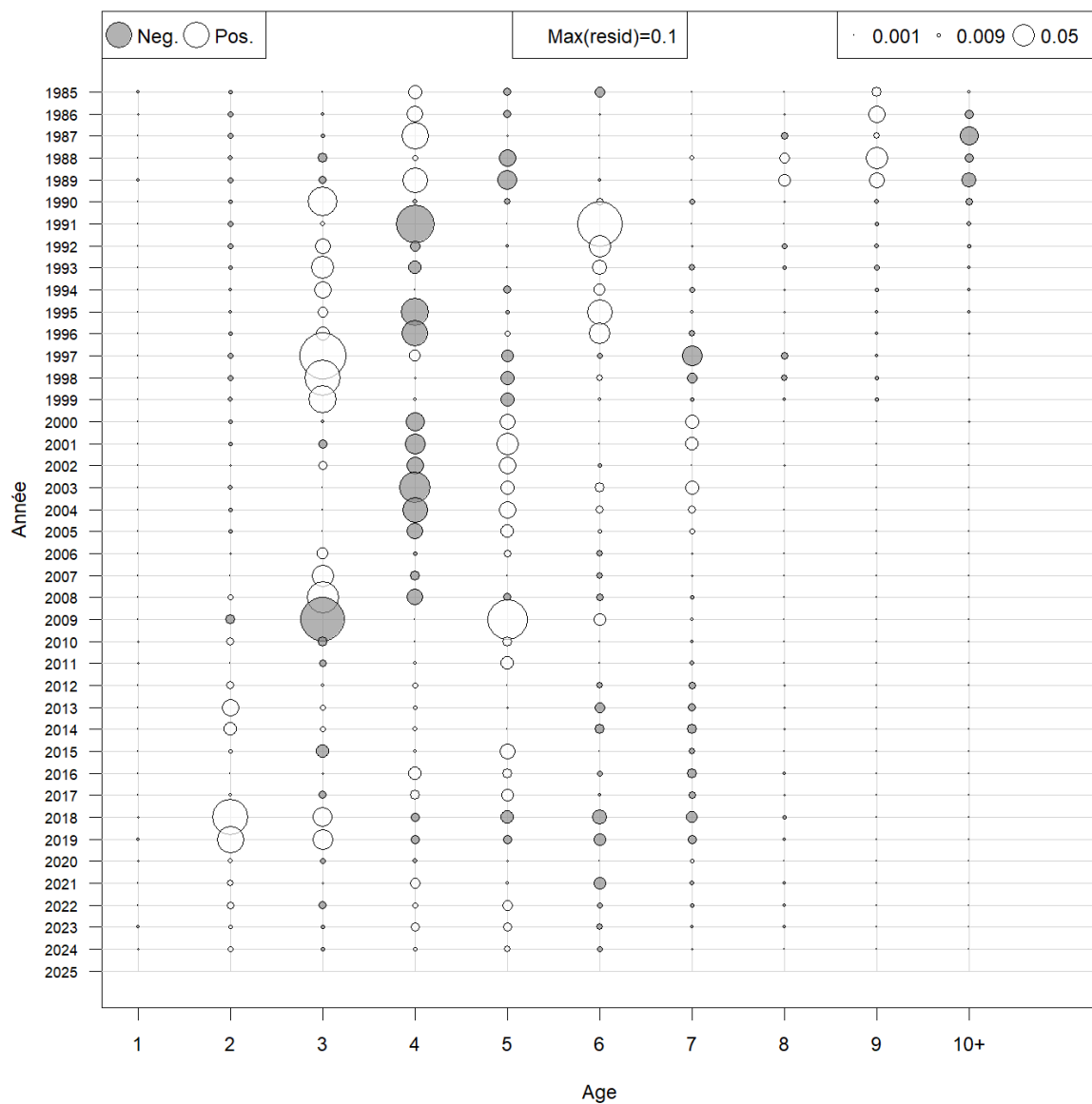


Figure 22 : Résidus de la composition selon l'âge dans le relevé par navire de recherche (observés-prévus) entre 1985 et 2025. Les cercles blancs représentent des résidus positifs et les cercles gris, des résidus négatifs. La taille des cercles est proportionnelle à la valeur résiduelle.

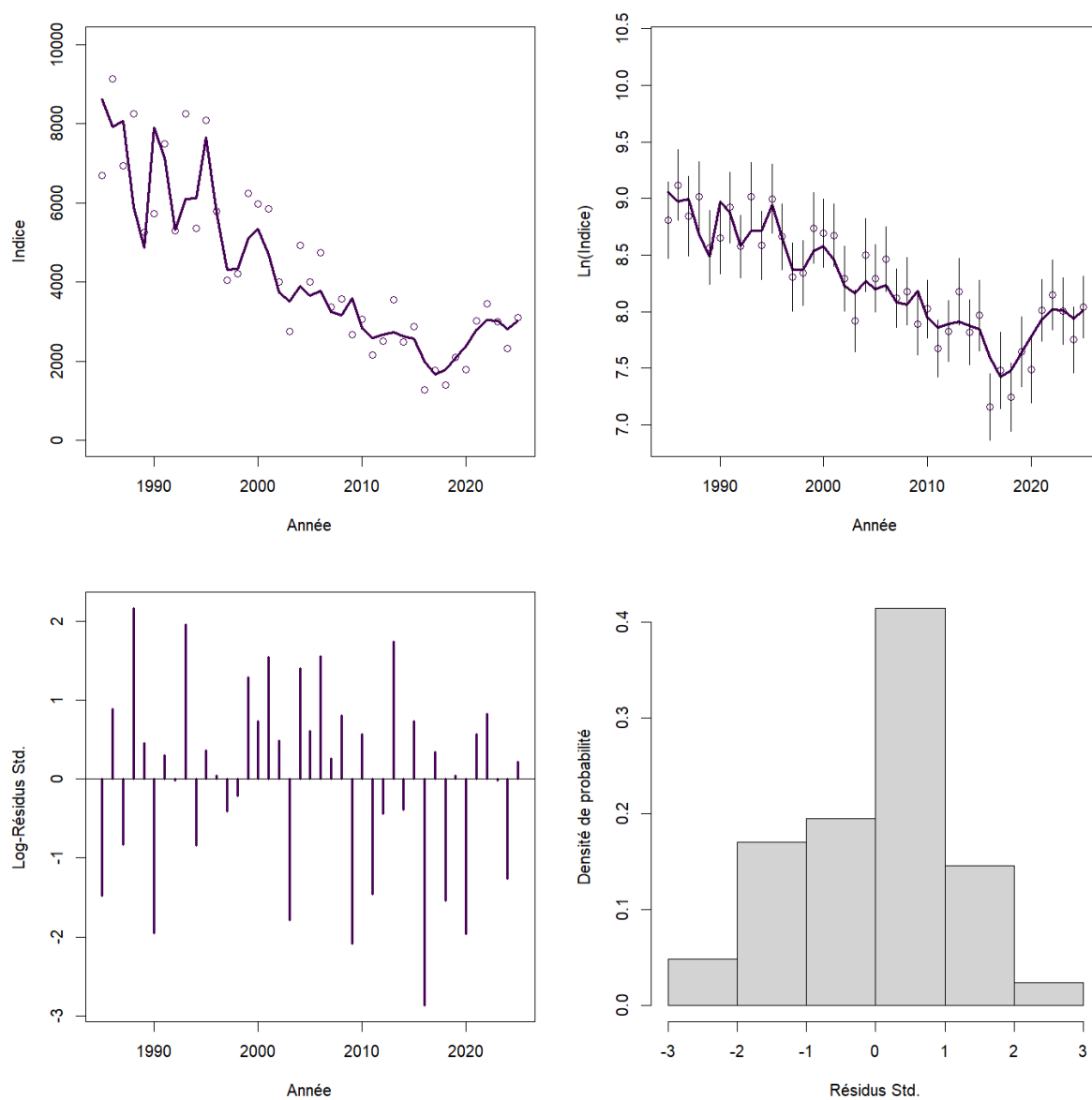


Figure 23 : Ajustement du modèle à l'indice de la biomasse tiré du relevé par navire de recherche (en haut à gauche) au logarithme de l'indice (en haut à droite), aux résidus standardisés par année (en bas à gauche) et à la densité des probabilités des résidus standardisés (en bas à droite).

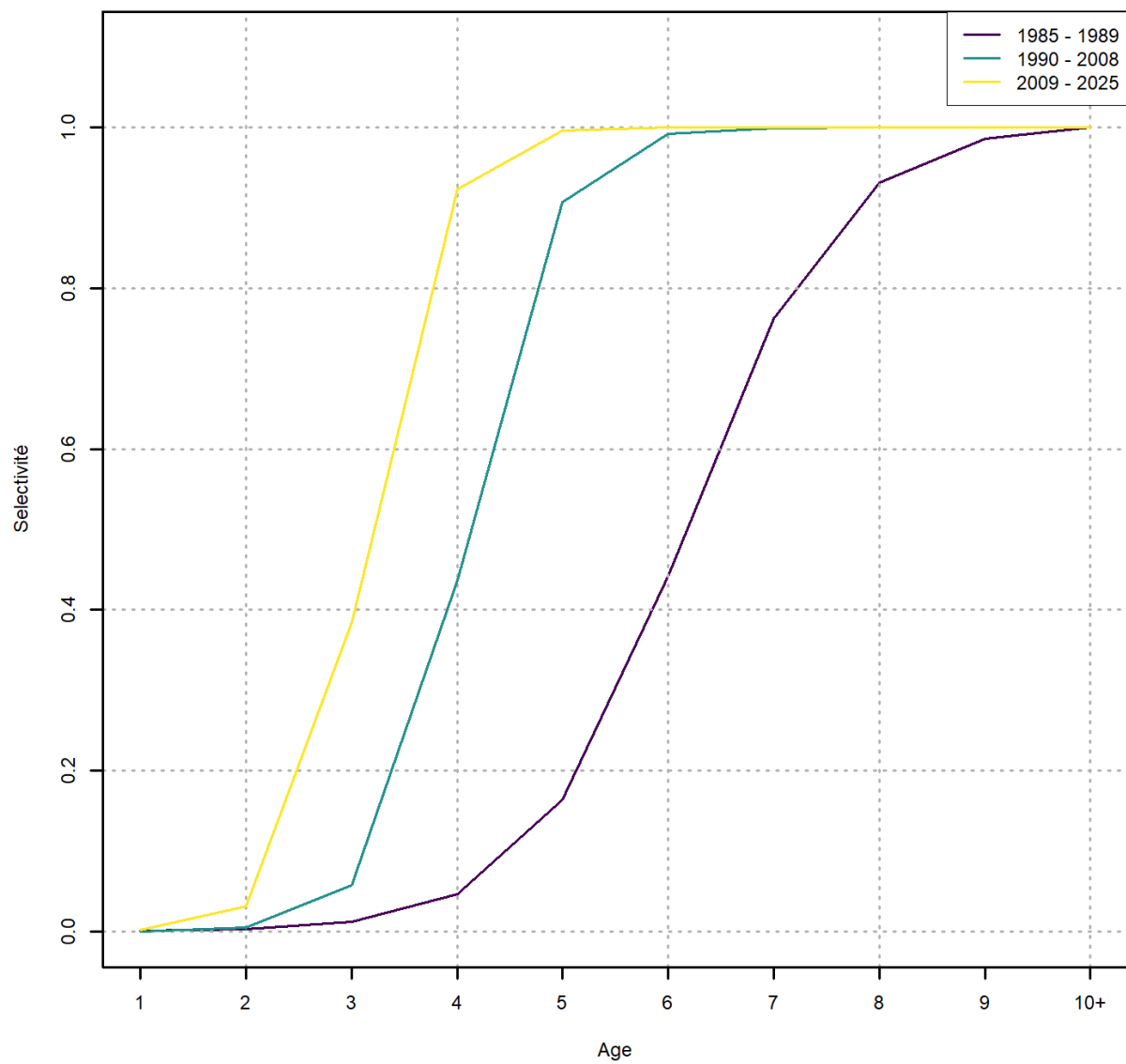


Figure 24 : Sélectivité selon l'âge pour trois blocs de temps (lignes colorées) dans le relevé par navire de recherche.

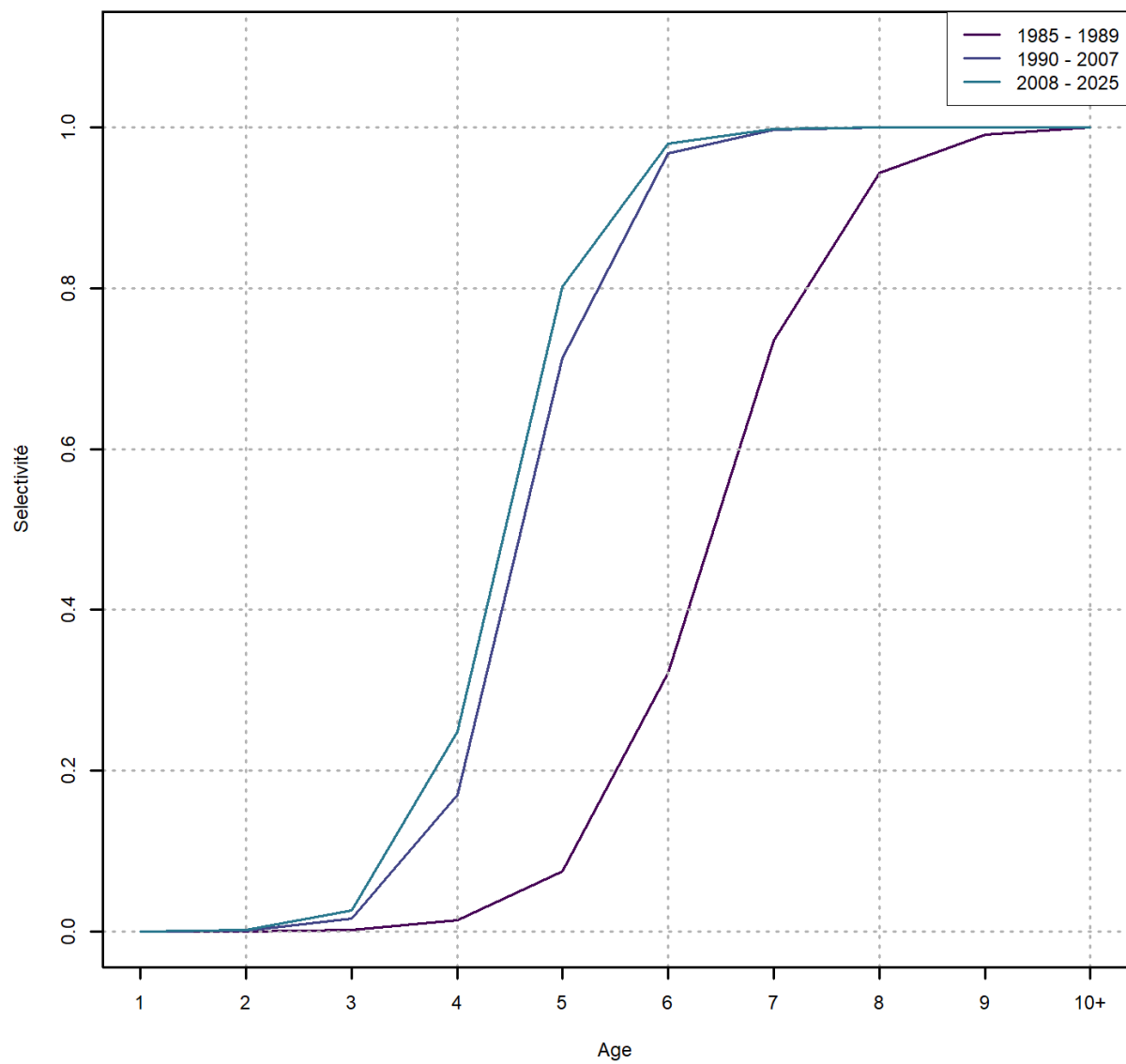


Figure 25 : Sélectivité selon l'âge pour trois blocs de temps (lignes colorées) dans la pêche à la senne.

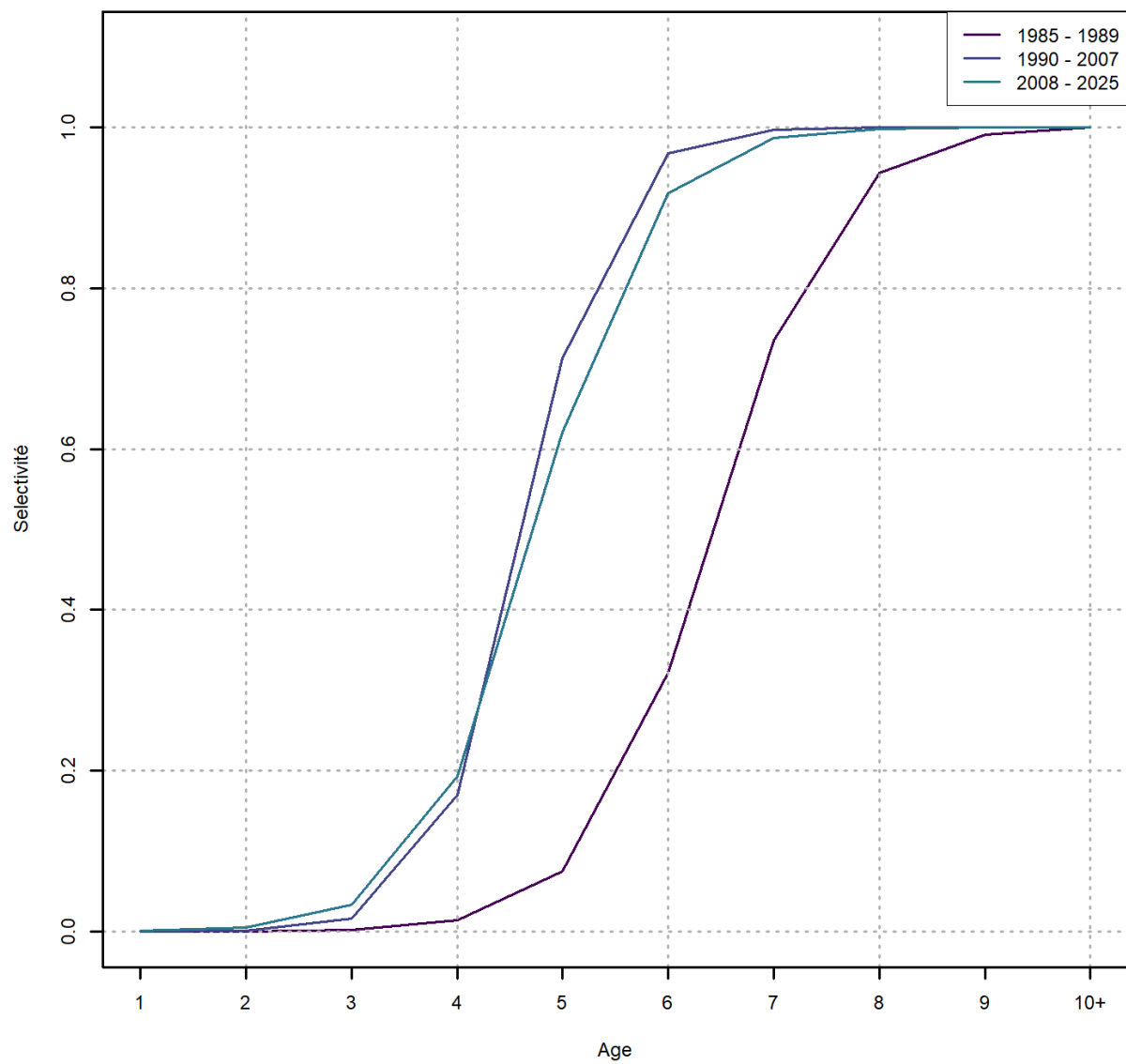


Figure 26 : Sélectivité selon l'âge pour trois blocs de temps (lignes colorées) dans la pêche au chalut.

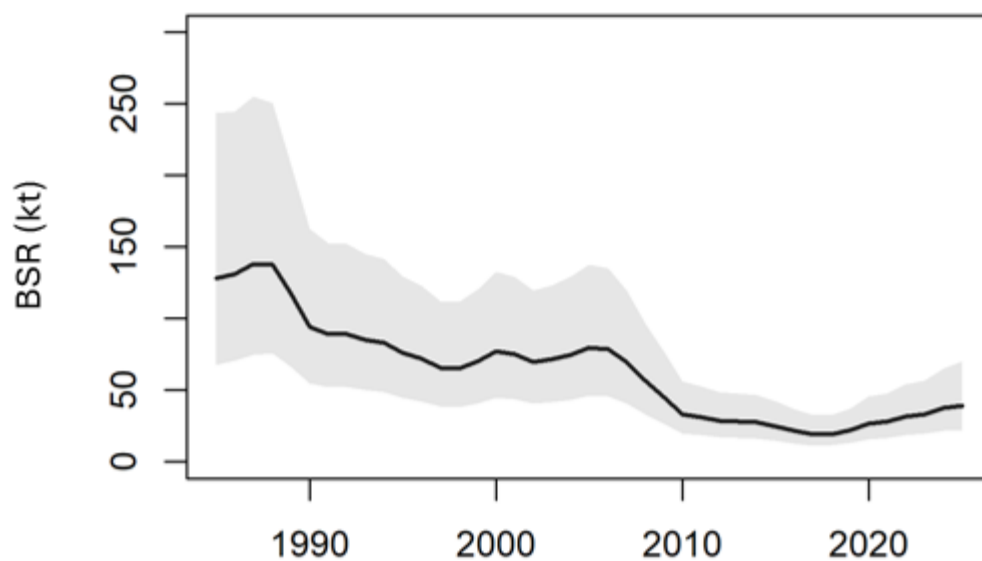


Figure 27 : Biomasse du stock reproducteur (BSR; kt) de la limande à queue jaune entre 1985 et 2025.

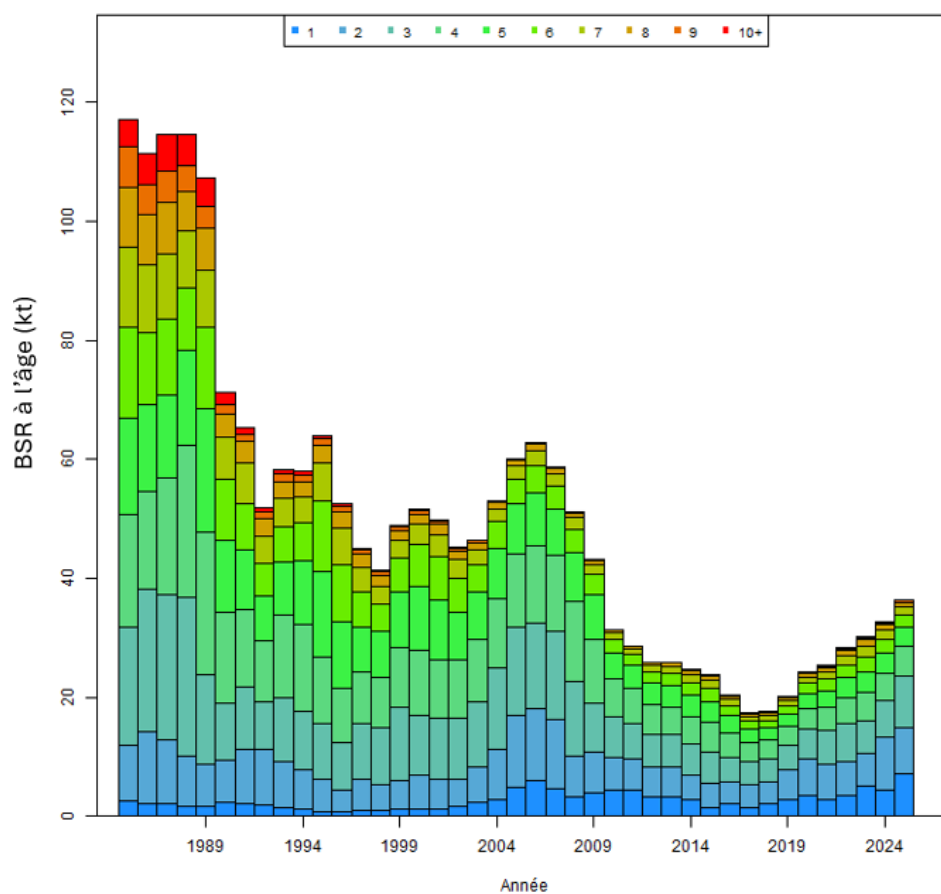


Figure 28 : Biomasse du stock reproducteur (BSR; kt) de la limande à queue jaune selon l'âge (couleurs) entre 1985 et 2025.

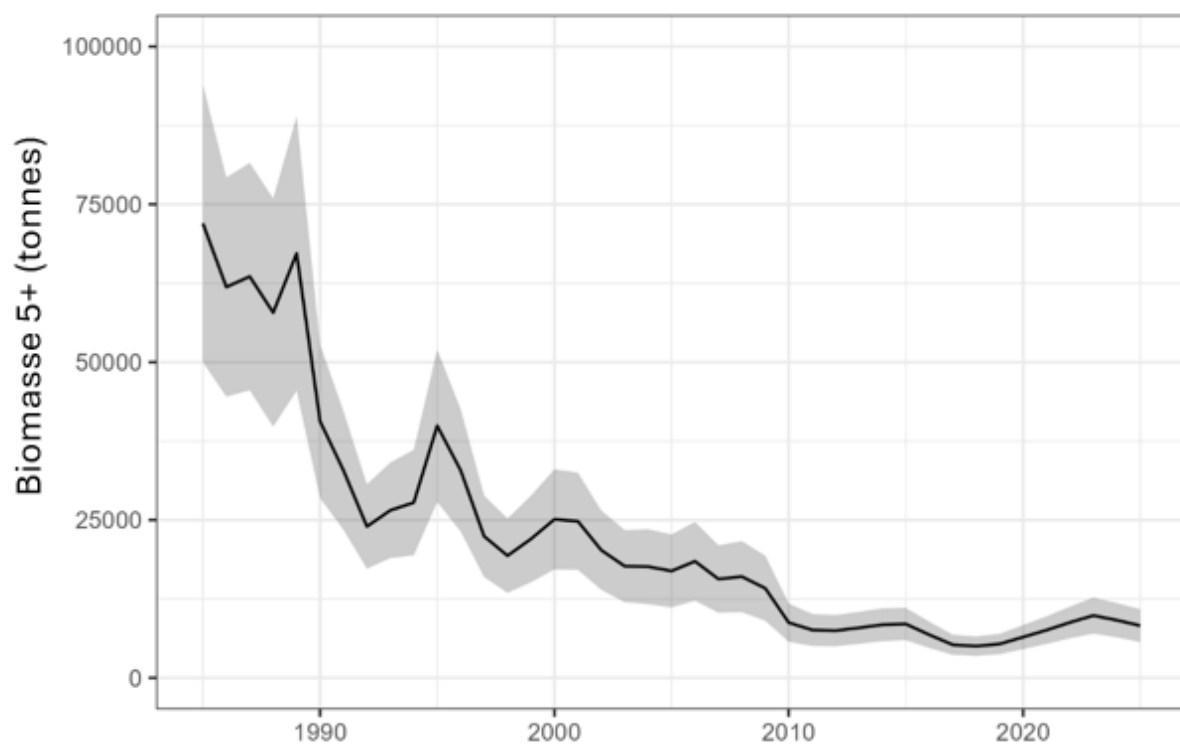


Figure 29 : Biomasse des poissons d'âge 5+ (tonnes) de limandes à queue jaune entre 1985 et 2025. La ligne continue représente la moyenne et la zone ombrée représente l'intervalle de confiance à 95 %.

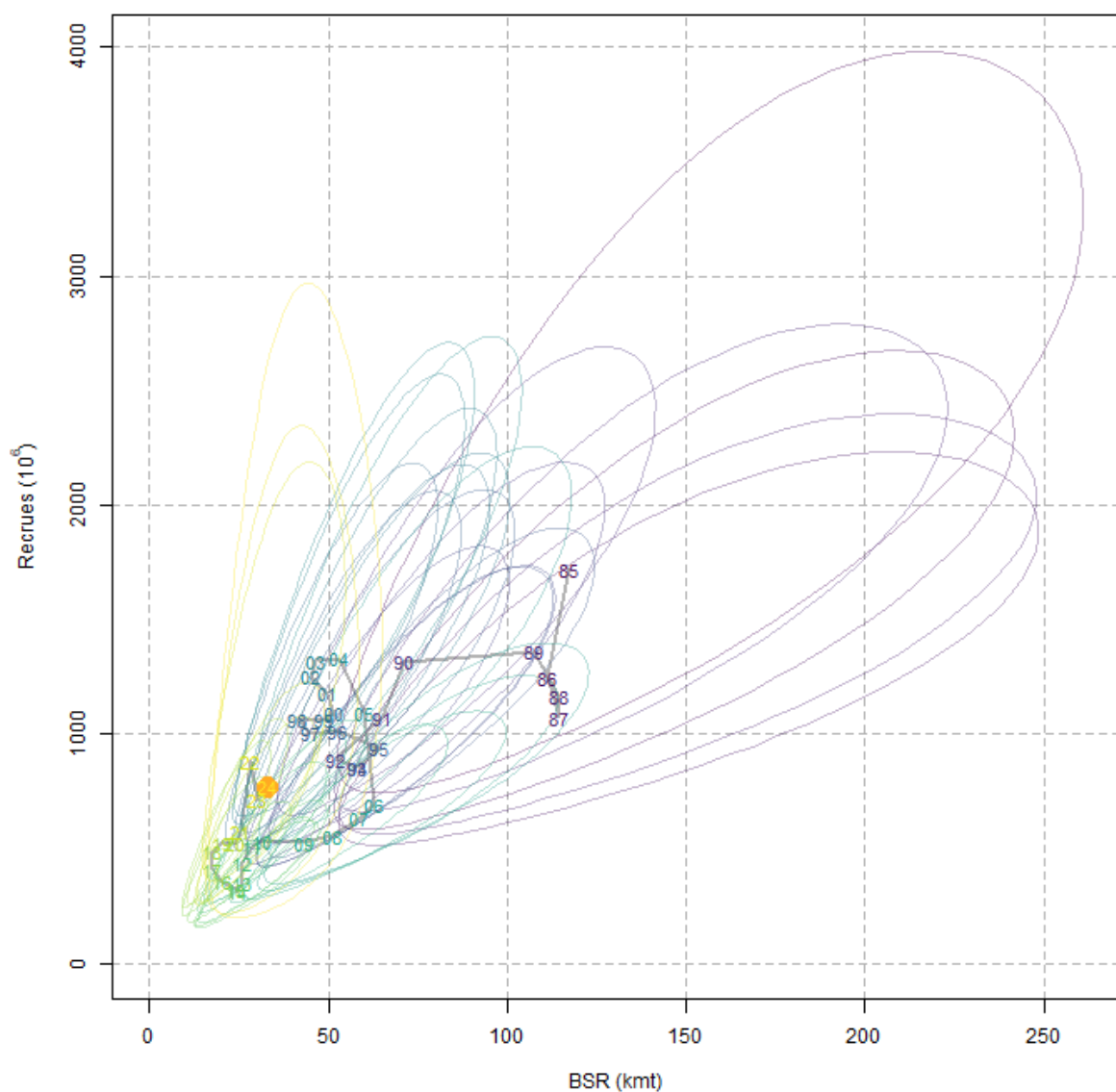


Figure 30 : Recrues (nombres de poissons d'âge 1; en centaines de milliers) en fonction de la biomasse du stock reproducteur (BSR, kt) entre 1985 et 2025 (étiquettes et cercles colorés). Les points représentent les paires stock-recrutement, la ligne continue relie les années et les cercles indiquent l'incertitude associée aux estimations.

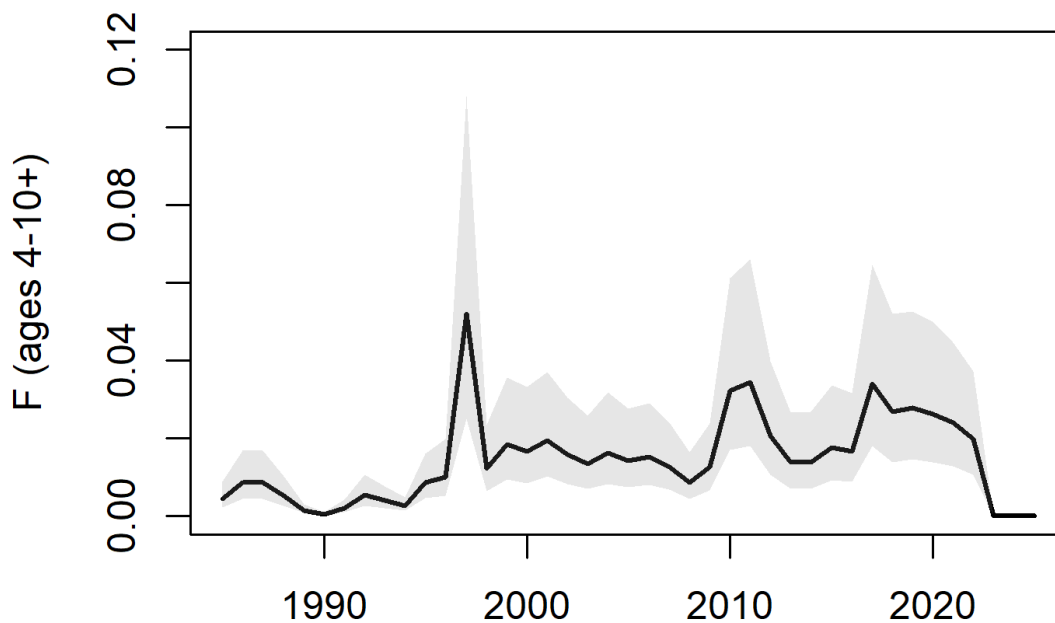


Figure 31 : Mortalité moyenne par pêche (F) pour la limande à queue jaune d'âges 4 à 10+ entre 1985 et 2025. La ligne continue représente la moyenne et la zone ombrée représente l'intervalle de confiance à 95 %.

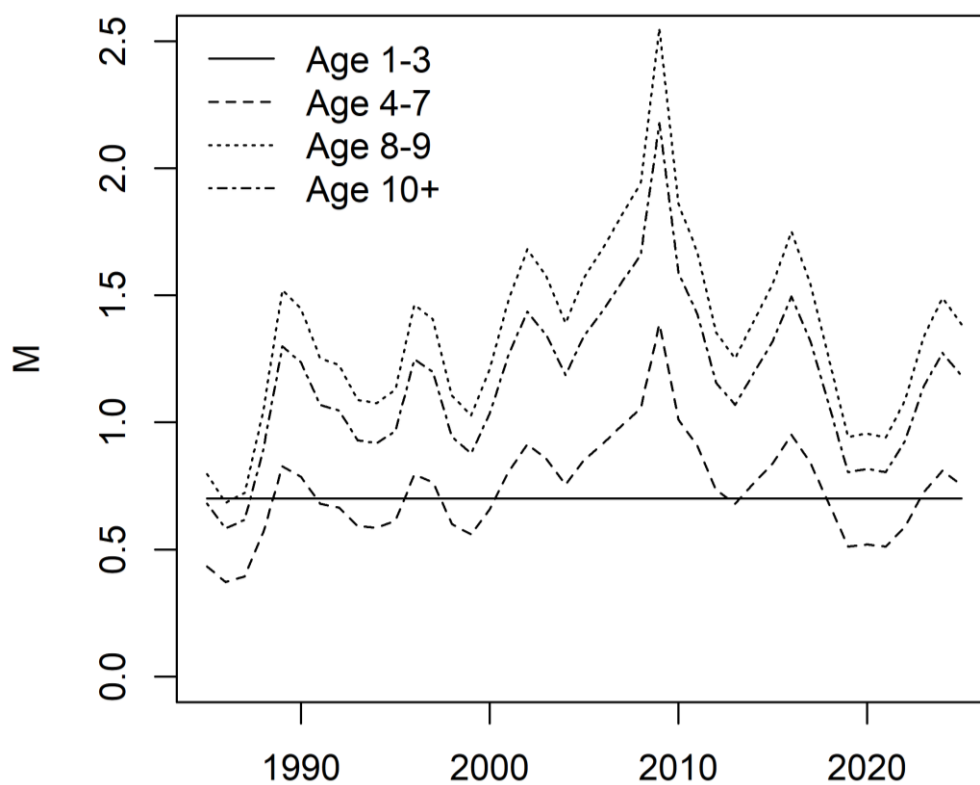


Figure 32 : Mortalité naturelle (M) de la limande à queue jaune par groupe d'âge (différentes lignes) entre 1985 et 2025.

Discussion

Les données disponibles indiquent que la dynamique des limandes à queue jaune dans le sGSL a été fortement influencée par des changements temporels importants de la mortalité naturelle, en particulier les augmentations de la mortalité dépendantes de la taille touchant les individus plus âgés et plus grands. En supposant une mortalité statique des jeunes poissons, la mortalité naturelle accrue des poissons plus âgés fournit une explication mécaniste de l'augmentation observée de l'abondance des jeunes poissons et du déclin simultané des individus plus âgés. Ces phénomènes concordent avec les changements plus généraux de la productivité observés dans l'ensemble de la communauté des poissons marins du sGSL (Benoît and Swain 2008; Swain and Benoît 2015).

La mortalité par pêche a été estimée comme étant faible par rapport à la mortalité naturelle à l'échelle du stock du sGSL, ce qui laisse supposer que la mortalité naturelle est le facteur dominant de la dynamique des populations. Cependant, l'effort de pêche est concentré géographiquement autour des îles de la Madeleine, et les effets localisés de la mortalité par pêche peuvent ne pas être détectables dans les modèles représentant l'ensemble de la population du sGSL. Néanmoins, les tendances généralisées de la composition selon la longueur et l'âge dans le sGSL donnent à penser que la mortalité naturelle élevée, plutôt que seulement la mortalité par pêche, est le principal facteur qui façonne l'état des stocks à une échelle spatiale plus large.

Ce déclin de l'abondance des poissons plus âgés s'est accompagné d'une contraction de la structure selon la taille et d'une réduction marquée de la longueur et de l'âge à la maturité; la longueur à 50 % de maturité est passée d'environ 23 cm au début des années 1970 à environ 14 cm ces dernières années. Une maturation plus précoce est conforme à la théorie du cycle biologique, qui prévoit des réponses adaptatives à une augmentation de la mortalité chez les individus plus âgés (Law 1979; Reznick and Ghalambor 2006). Cependant, une maturation à des tailles plus petites peut entraîner une augmentation des coûts de reproduction et une diminution de la survie à l'âge adulte (Hutchings 1994; Roff 2002), et modifier les effets maternels qui influencent la valeur adaptative des descendants et la dynamique du recrutement (Hutchings 1991; Reznick *et al.* 1996; Heath *et al.* 1999; Berkeley *et al.* 2004; Green 2008).

Bien que la théorie prévoie qu'une réduction de la taille des femelles reproductrices et de la structure d'âge peut réduire le succès du recrutement, cet effet n'était pas évident dans le recrutement estimé par le modèle. La relation stock-recrutement était largement linéaire, sans indication d'une diminution des taux de recrutement lorsque la taille du stock est faible, malgré une population reproductrice dominée par des individus plus jeunes. Ces dernières années, il a été estimé que la BSR augmentait, principalement en raison de l'abondance plus élevée des jeunes poissons (âges 2 à 4) plutôt que des individus plus âgés (âges 5+).

Les changements dans la structure de la population de limande à queue jaune semblent correspondre aux tendances plus larges observées au niveau de l'écosystème dans le sGSL. Des augmentations de la mortalité naturelle des grands individus ont été documentées dans l'ensemble de la communauté de poissons démersaux, ce qui indique une évolution à l'échelle de la communauté vers une mortalité plus dépendante de la taille (Benoît and Swain 2008; Swain and Benoît 2015). L'abondance accrue des petits poissons a été attribuée à une réduction de la prédation à la suite du déclin antérieur des grands prédateurs démersaux, possiblement combinée à une diminution de la mortalité accidentelle découlant d'une réduction de l'effort de pêche (Benoît and Swain 2008; Swain *et al.* 2013). La prédation par les phoques gris est largement considérée comme un facteur important de l'augmentation de la mortalité naturelle dans l'écosystème du sGSL (Hammill *et al.* 2014; Neuenhoff *et al.* 2019; Swain *et al.* 2019a, 2019b). Comme le phoque gris est principalement piscivore et qu'il réside dans le

golfe du Saint-Laurent toute l'année, cette augmentation de la biomasse des prédateurs coïncide avec le déclin de plusieurs populations de poissons qui leur servent de proies, et a suscité des préoccupations quant à son rôle dans l'entrave au rétablissement des stocks de poissons commerciaux (Benoît and Swain 2008; Benoît and Swain 2011; Hammill *et al.* 2014; Irani *et al.* 2025). Les autres explications de la mortalité élevée des poissons de fond dans le sGSL, y compris les prises non déclarées, l'émigration, les maladies, les contaminants, le stress environnemental ou les changements du cycle biologique, ne sont généralement pas fortement étayées par des données empiriques par rapport à l'hypothèse de la prédation (Swain 2011; Swain and Benoît 2015).

Le niveau des retraits attribués à M se situait dans une fourchette raisonnable par rapport aux attentes fondées sur les données relatives au régime alimentaire des phoques. Les retraits estimés attribués à M ne visaient pas à quantifier directement la consommation de limandes à queue jaune par les phoques gris. Ils servent plutôt de point de référence pour comparer les quantités estimées des retraits de limandes à queue jaune attribués à M. L'incertitude quant à l'échelle de la population complique davantage la comparaison entre les retraits attendus selon le régime alimentaire et ceux attribués à M, puisque l'échelle de la population elle-même, et donc les retraits attribués à M, peuvent varier en fonction du paramètre *a priori* utilisé pour *q*.

Il est essentiel de sélectionner la configuration appropriée pour les modèles, car une attribution erronée de la source de l'erreur de processus peut biaiser les quantités clés utilisées pour la gestion (Szuwalski *et al.* 2018). Par exemple, il a été démontré que le fait d'attribuer à tort des écarts liés à la mortalité naturelle à d'autres processus, ou vice versa, génère un biais important dans les indicateurs de gestion (Li *et al.* 2024). Compte tenu des données démontrant des changements temporels liés à M et de la concordance des résultats entre les modèles régionaux, il a été privilégié d'attribuer l'erreur de processus à M.

Les améliorations par rapport au modèle précédent comprennent l'intégration des données sur la composition selon l'âge, plutôt que le recours exclusif aux prises agrégées selon la taille et à la biomasse du relevé agrégée selon la taille. Cette approche permet au modèle de mieux rendre compte de la dynamique des cohortes et d'estimer les processus sous-jacents. Les clés âge-longueur comprennent désormais des renseignements sur le début de la série chronologique, ce qui permet d'affiner la résolution de la dynamique de croissance et de maturité. L'utilisation d'un cadre état-espace a permis de réduire la dépendance à l'égard des valeurs *a priori* et des vraisemblances pénalisées. La mortalité naturelle (M) des jeunes poissons est maintenant fixée à une valeur fondée sur les caractéristiques du cycle biologique. Pour les poissons plus âgés, la valeur de M varie désormais chaque année plutôt que par grandes périodes, et les estimations n'atteignent plus systématiquement les limites des paramètres comme c'était le cas dans le modèle précédent.

ÉTAT DU STOCK

Le PRL de la biomasse représente la limite supérieure de l'état d'un stock qu'il faut se garder d'atteindre afin d'éviter que des dommages graves soient causés au stock. De plus, il constitue la limite entre la zone critique et la zone de prudence selon la politique sur l'approche de précaution du MPO (MPO 2009). Dans le contexte des pêches, les dommages graves sont un état indésirable qui peut être irréversible ou réversible lentement et à long terme seulement (MPO 2023). Ces dommages peuvent être directement ou indirectement attribuables à la pêche, à d'autres causes anthropiques ou à des causes naturelles, et ils peuvent se produire avant que le stock ne devienne menacé de disparition du pays. Ils peuvent être associés à une baisse de la productivité ou de la capacité de reproduction qui résulte de changements dans les processus biologiques (comme le recrutement, la croissance, la maturation et la survie). De

plus, ils peuvent entraîner une perte de résilience, c'est-à-dire une dégradation de la capacité du stock à se rétablir, à dépasser le taux de remplacement ou à se remettre d'une perturbation. Ces dommages peuvent aussi être associés à un risque élevé d'anticompensation ou d'effets Allee (c'est-à-dire une dépendance négative à la densité selon laquelle le taux intrinsèque de croissance d'un stock diminue, plutôt que d'augmenter, à mesure que l'abondance diminue) et correspondent à une situation où la dynamique de la population est généralement mal comprise.

Les points de référence traditionnels pour les pêches sont fondés sur l'hypothèse d'un système en équilibre. Cependant, l'intégration de la productivité variable dans le temps est de plus en plus courante pour les stocks de poissons (p. ex. Thorson *et al.* 2015; O'Leary *et al.* 2020), surtout dans un climat changeant (Szuwalski *et al.* 2023). Le choix de la période de productivité utilisée pour établir les points de référence peut avoir des effets importants sur l'état perçu du stock et sur les taux de récolte associés (Bessell-Browne *et al.* 2024; Hebert *et al.* 2025). Pour la morue franche dans la sous-division 4TVn de l'OPANO, les PRL dynamiques fondés sur des paramètres de productivité variables dans le temps se sont effondrés à zéro après 1990, ce qui illustre le risque d'utiliser des données de référence mobiles lorsque la productivité diminue de façon persistante (Turcotte *et al.* 2026). Les PRL statiques pourraient être considérés comme plus conformes à la définition du PRL du MPO, c'est-à-dire éviter des dommages graves en cas de baisse de productivité, simplement parce qu'ils visent à maintenir des niveaux de biomasse plus élevés, en dessous desquels la dynamique des stocks devient de plus en plus incertaine (Hebert *et al.* 2025). Lorsque les objectifs de gestion exigent que la population reste au-dessus d'un seuil biologique absolu, un PRL statique est le choix le plus approprié (Bessell-Browne *et al.* 2024).

L'estimation des points de référence pour la limande à queue jaune pose plusieurs défis liés à la productivité variable dans le temps, car le stock n'est pas à l'équilibre pendant la période d'évaluation actuelle. La non-stationnarité de la croissance, de la maturité et de la mortalité naturelle contribue à l'absence d'équilibre du stock au fil du temps. La croissance a généralement diminué au cours de la série chronologique, comme l'indiquent les estimations de L50 (longueur à une maturité de 50 %) et A50 (âge à une maturité de 50 %). Une tendance à la baisse de l'âge à la maturité est souvent un symptôme de mortalité élevée. Lorsque la mortalité est élevée, la maturation précoce est favorisée parce qu'elle augmente la probabilité de survivre jusqu'à la reproduction (Swain 2011; Forestier *et al.* 2020). Les estimations modélisées de la mortalité naturelle des limandes à queue jaune d'âge 4+ ont augmenté progressivement entre 1990 et 2010 et sont restées élevées par la suite. Cette augmentation de M a entraîné une forte troncature de la composition selon l'âge, selon laquelle la majeure partie de la population est composée de poissons d'âges 1 à 4 et les poissons d'âge 5+ sont presque absents de la population. Cependant, le recrutement ne semble pas être compromis, car le nombre de recrues n'a pas diminué malgré la baisse de la BSR au fil du temps.

La limande à queue jaune est évaluée et gérée en fonction de la biomasse des poissons de taille commerciale, soit 25 cm et plus. Les points de référence étaient historiquement basés sur une approximation de B_{RMD} , dérivée soit de la biomasse selon le relevé par navire de recherche (Surette and Swain 2016), soit du modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur (Rolland *et al.* 2022). Dans le présent document, pour être cohérents avec les évaluations précédentes et avec le fondement de la gestion des ressources, les points de référence de la biomasse ont été évalués en fonction de la biomasse des poissons d'âge 5+, soit l'âge modal des poissons de 25 cm dans la clé âge-longueur contemporaine. Par conséquent, la base servant à établir les points de référence et les quantités utilisées pour la gestion devrait être équivalente à celle utilisée dans les évaluations précédentes.

ANALYSE DE LA PRODUCTION POUR ÉVITER LES DOMMAGES GRAVES

Une faible production prolongée et des états de faible biomasse peuvent indiquer des dommages graves à la capacité d'un stock de se rétablir aux niveaux cibles (Kronlund *et al.* 2018). La persistance d'une faible production et des états de faible biomasse a été évaluée en fonction de la relation entre la production excédentaire et la biomasse des poissons d'âge 5+. La production excédentaire a été calculée comme suit :

$$P_t = C_t + B_{t+1} - B_t$$

où t indexe l'année, P est la production excédentaire du stock, C est les prises de la pêche et B est la biomasse du stock pour les poissons d'âge 5+.

Les séries chronologiques ont été examinées pour déterminer les valeurs indiquant une faible production soutenue simultanée et une faible biomasse qui pourraient indiquer des dommages graves. Ici, comme dans Forrest et ses collaborateurs (2023), la définition de «faible» était quelque peu subjective, les états de faible production étant définis comme des périodes prolongées durant lesquelles la production demeurerait proche de zéro ou inférieure à zéro, et les états de faible biomasse comme des périodes prolongées durant lesquelles la biomasse demeurerait bien inférieure aux valeurs historiques.

Bien que la biomasse des poissons d'âge 5+ ait généralement diminué, la production excédentaire de limandes à queue jaune a varié considérablement entre 1985 et 1999, alternant entre de brèves périodes de production positive et négative (figure 32). De 2000 à 2016, la biomasse a continué de diminuer et la production est demeurée constamment faible, fluctuant autour de zéro. La production et la biomasse ont toutes deux légèrement augmenté après 2016. Dans l'ensemble, la période depuis 2000 a été caractérisée par une production constamment faible et une faible biomasse, ce qui indique potentiellement des dommages graves à la productivité du stock.

Selon une dynamique typique dépendante de la densité, le taux de croissance par individu devrait augmenter à mesure que la taille de la population diminue, en raison de la réduction de la compétition intraspécifique à faible densité (Nicholson 1933). Cependant, lorsque la taille de la population tombe sous un seuil critique, cette relation peut s'inverser et la croissance par individu diminue plutôt, un phénomène appelé «effet d'Allee» (Courchamp *et al.* 1999). La relation entre la biomasse des poissons d'âge 5+ et le taux de production (P/B) n'a révélé aucun signe d'effet d'Allee. La régression linéaire était négative ($\beta = -0,000002539$), mais non statistiquement significative ($p = 0,0964$), ce qui indique une dynamique compensatoire dans la fourchette de la biomasse (figure 33).

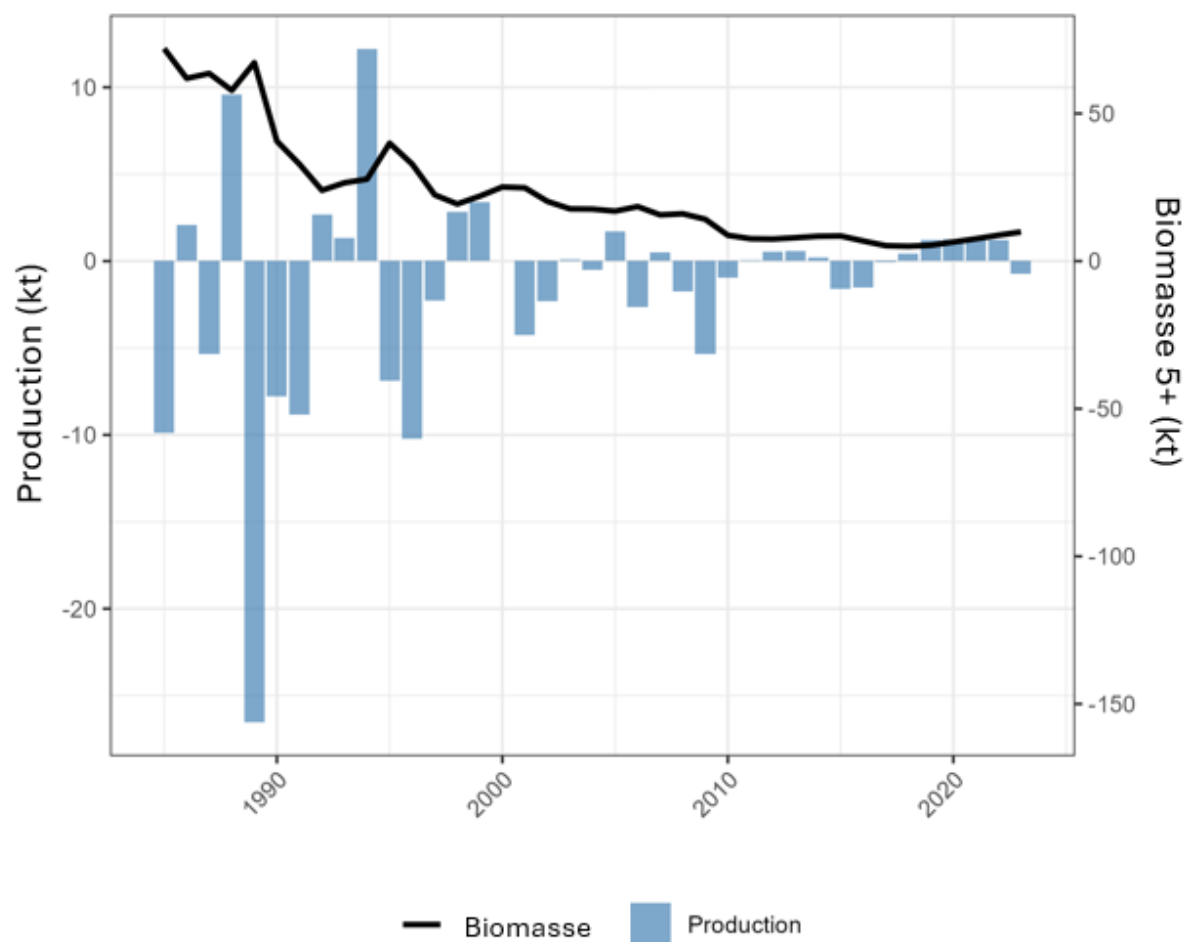


Figure 33 : Estimations annuelles de la biomasse des poissons d'âge 5+ (ligne noire, kt) et de la production excédentaire (barres bleues, kt) entre 1985 et 2024.

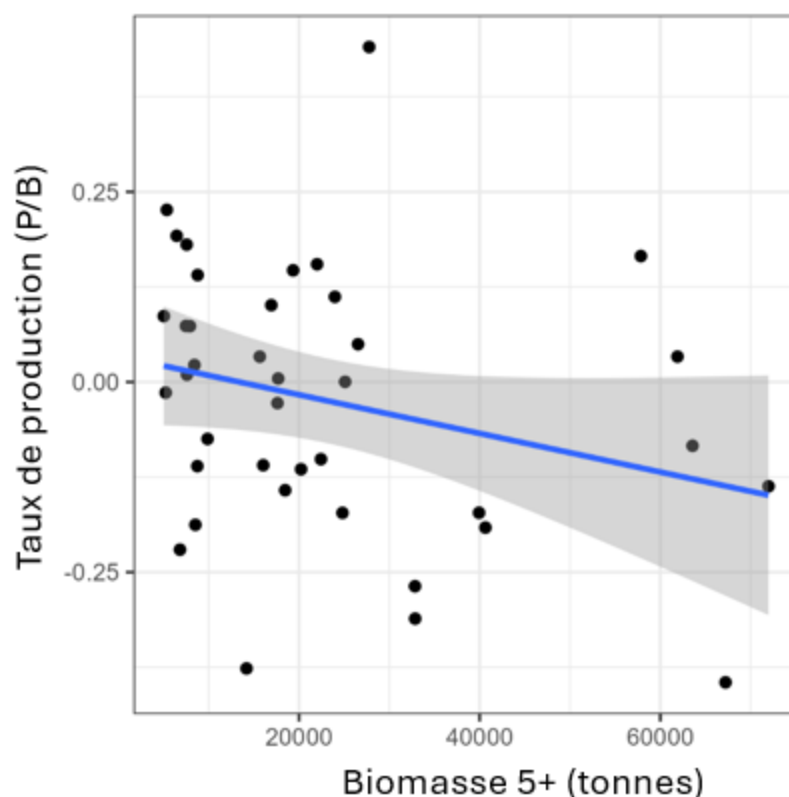


Figure 34 : Taux de production (production excédentaire par unité de biomasse) en fonction de la biomasse des poissons d'âge 5+ entre 1985 et 2024; la ligne bleue et l'ombrage gris représentent des régressions linéaires.

POINTS DE RÉFÉRENCE DE LA BIOMASSE

Les options viables pour définir des points de référence de ce stock sont limitées. Les estimations de la biomasse produisant le rendement maximal durable (B_{RMD}) ou de la biomasse vierge (B_0) sont généralement utilisées pour calculer les PRL à partir des modèles d'évaluation des stocks. Cependant, elles nécessitent une stationnarité des paramètres de productivité démographique. L'absence d'équilibre dans la croissance, la maturité et la mortalité naturelle empêche l'utilisation de ces méthodes pour la limande à queue jaune. En outre, il n'existe aucune relation stock-recrutement permettant d'estimer les points de référence fondés sur le RMD ou de calculer la biomasse à 50 % R_{max} , et l'utilisation de la biomasse des poissons d'âge 5+ empêche l'utilisation d'une fraction de B_0 .

En l'absence d'une estimation de B_{RMD} à partir d'un modèle explicite, le cadre de l'approche de précaution fournit des directives pour déterminer les points de référence et les règles de pêche (MPO 2009). L'estimation provisoire de B_{RMD} pourrait être considérée comme suit (sélectionner la première option possible) : 1) la biomasse correspondant à la biomasse par recrue à $F_{0,1}$ multipliée par le nombre moyen de recrues; 2) la biomasse moyenne (ou l'indice de la biomasse) sur une période productive; 3) la biomasse correspondant à 50 % de la biomasse maximale enregistrée.

(1) Les méthodes fondées sur $F_{0,1}$ ont tendance à permettre des F plus élevées lorsque M est supérieure à 0,2 (Turcotte et McDermid 2024) et peuvent mener à l'établissement de points de

référence limites inférieurs au seuil d'Allee (Turcotte *et al.* 2026). Lorsque de solides preuves indiquent que la M d'un stock a augmenté au fil du temps, une méthode proposant des seuils de F plus élevés à mesure que M augmente ne devrait pas être utilisée pour calculer la biomasse ou les points de référence de pêche (Legault and Palmer 2015). Cette approximation de B_{RMD} n'a pas été retenue pour la limande à queue jaune.

(2) Les périodes de production ont été définies comme des périodes de 5 à 10 ans au cours desquelles la production du stock (calculée ci-dessus) et la biomasse des poissons d'âge 5+ étaient simultanément élevées. L'approximation de B_{RMD} a été calculée comme la biomasse moyenne des poissons d'âge 5+ et plus au cours des années déterminées. Le PRL candidat dérivé de cette approximation a été fixé à 40 % de sa valeur.

La biomasse était la plus élevée au début de la série chronologique. La production a varié considérablement au cours des premières décennies, les années ou séries d'années alternant entre une production positive et négative. Cependant, des années de forte production se sont produites alors que la biomasse était élevée entre 1985 et 1989. Des années de forte production se sont produites après 1985, mais la biomasse était en déclin ou déjà faible. L'approximation de B_{RMD} était la biomasse moyenne des poissons d'âge 5+ pour les années 1985 à 1989, et le PRL candidat associé, $0,4B_{RMD}$, a été estimé à 25 800 t de biomasse des poissons d'âge 5+. Un PRS candidat peut également être dérivé à l'aide de l'approximation de la B_{RMD} , défini comme $0,8B_{RMD}$ et estimé à 51 600 t de la biomasse des poissons d'âge 5+ (figure 34).

Selon ces points de référence, la biomasse des poissons d'âge 5+ est inférieure au PRL depuis 1997. En 2025, la biomasse des poissons d'âge 5+ était de 8 269 t (intervalle de confiance à 95 % : 5 666 à 10 872), soit 32 % du PRL, et la probabilité que la biomasse des poissons d'âge 5+ soit inférieure au PRL était de 100 %.

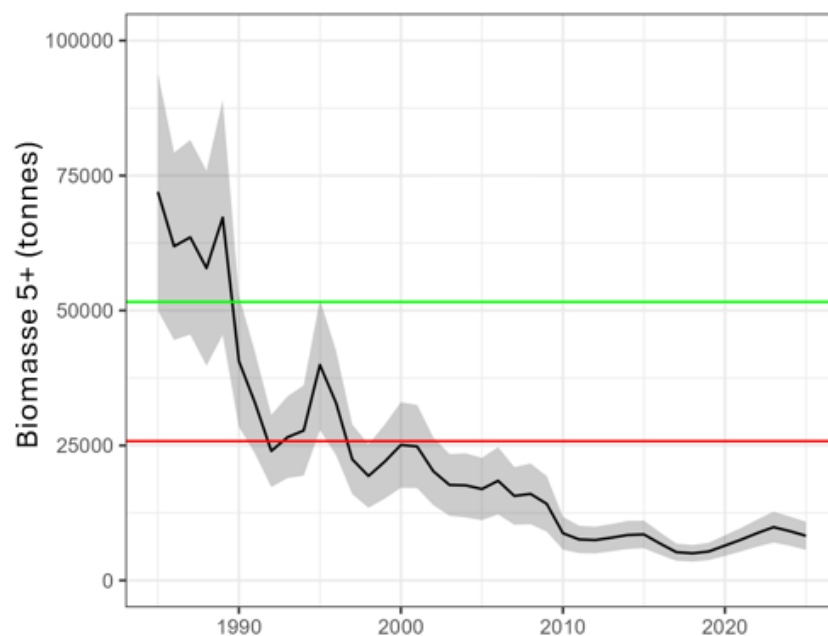


Figure 35 : Biomasse (en tonnes) des limandes à queue jaune d'âge 5+ entre 1985 et 2025. La ligne rouge représente le point de référence limite de la biomasse, la ligne verte représente le point de référence supérieur du stock, la ligne noire représente la biomasse moyenne, et la zone ombrée grise représente l'intervalle de confiance à 95 %.

POINT DE RÉFÉRENCE POUR LES RETRAITS

En l'absence d'une estimation de F_{RMD} à partir d'un modèle explicite, une approximation de F_{RMD} peut être utilisée comme point de référence pour les retraits (MPO 2009). L'approximation de F_{RMD} était la moyenne de F sur une période de biomasse élevée et de F stable, définie comme les années 1985 à 1990. La moyenne de F pour les âges 4 à 10+ était de 0,005. En 2025, la F était de 0 et la probabilité qu'elle soit inférieure au point de référence pour les retraits était de 100 %.

Ce point de référence très faible est le résultat de l'évaluation du stock à l'échelle de la division 4T, alors que les retraits sont très localisés dans la région des îles de la Madeleine. Par conséquent, si une pêche devait reprendre, il faudrait utiliser la dynamique des populations localisées et le point de référence pour les retraits. Un modèle de production excédentaire utilisant les strates du relevé par navire de recherche pour la région des îles de la Madeleine et la série chronologique des prises locales devrait être suffisant pour obtenir un modèle utile à la gestion de cette pêche.

OBJECTIFS ET ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT

OBJECTIF DE RÉTABLISSEMENT

Dans le cas des grands stocks de poissons prescrits qui sont assujettis aux dispositions relatives aux stocks de poissons, l'obligation légale d'établir un plan de rétablissement en vertu de l'article 6.2 de la *Loi sur les pêches* ne s'applique que lorsque le stock est à son PRL ou en dessous de celui-ci. Toutefois, afin d'accroître la probabilité que le stock ne retombe pas à un niveau égal ou inférieur à son PRL et conformément à l'objectif de la politique sur l'approche de précaution, qui vise à rétablir les stocks épuisés à des niveaux plus sains, un plan de rétablissement demeurera en vigueur jusqu'à ce que le stock atteigne son objectif de rétablissement. Une fois que le stock a atteint cet objectif, le plan de rétablissement prend fin et le stock est assujetti à un plan de gestion intégrée des pêches ou à un autre plan de gestion. Les lignes directrices du MPO sur les plans de rétablissement énoncent que l'objectif de rétablissement doit être fixé à un niveau supérieur au PRL afin qu'il y ait une probabilité très faible (moins de 5 %) ou faible (de 5 à 25 %) que le stock atteigne un niveau inférieur à son PRL.

Afin d'assurer la conformité avec les autres plans de rétablissement dans le sGSL et avec les directives, un objectif de rétablissement pourrait être défini comme le niveau de biomasse auquel il existe une probabilité d'au moins 75 % que le stock soit égal ou supérieur au PRL. Il ne s'agit pas d'un nombre fixe, car la limande à queue jaune est évaluée à l'aide d'un modèle d'évaluation du stock qui tient compte des niveaux d'incertitude associés aux estimations. Par conséquent, la valeur numérique de l'objectif dépend du modèle et peut être révisée à chaque évaluation, à mesure que des années de données sont ajoutées ou que des changements sont apportés au modèle. Comme l'objectif est que le stock se trouve au-dessus du PRL, et que l'incertitude associée aux estimations de la biomasse pour ce stock est relativement faible, il existe théoriquement une probabilité plus élevée que le stock tombe en dessous du PRL que si l'objectif de rétablissement était fixé plus près du PRS ou du point de référence cible, par exemple. Selon les lignes directrices scientifiques à l'appui de l'élaboration des plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens, l'objectif de rétablissement doit être fixé à un niveau qui est suffisamment au-dessus du PRL pour qu'il y ait une faible probabilité de déclin en dessous du PRL à court ou moyen terme (MPO 2021a). Si cet objectif de rétablissement est utilisé, il serait plus robuste s'il exigeait que le stock soit égal ou supérieur au PRL pendant cinq années consécutives et que les projections de la population montrent une trajectoire

positive en présence de pêche. Une période de cinq ans a été choisie, puisqu'il n'a pas été possible de calculer ou d'utiliser un échéancier de rétablissement (voir ci-dessous) pour orienter le choix d'un nombre d'années de croissance qui réduirait la probabilité que le stock tombe sous son PRL à court ou à moyen terme. Le nombre d'années correspond donc au cycle d'évaluation pluriannuel pour ce stock. Il s'agit également de la fréquence de l'examen du plan de rétablissement (voir ci-dessous).

ÉCHÉANCIER DE RÉTABLISSEMENT

Un plan de rétablissement nécessite également l'établissement d'un échéancier de rétablissement pour suivre la progression des objectifs et des mesures de gestion. La norme internationale, et l'approche recommandée par le MPO (2021), est l'estimation de la période nécessaire pour atteindre l'objectif de rétablissement en l'absence de toute pêche ($T_{\min}$). Compte tenu de la faible productivité du stock et de l'absence de réaction à la réduction de la pression de pêche, le rétablissement du stock ne devrait pas se produire avant que sa productivité s'améliore (figure 35). Par conséquent, $T_{\min}$ ne peut pas être calculé et l'échéancier est fixé à la durée d'une génération, conformément aux directives du plan de rétablissement (MPO 2021). La durée d'une génération est la même que celle du stock du banc de Georges (division 5Z de l'OPANO), soit 12 à 16 ans, étant donné que les deux stocks atteignent la maturité entre les âges 2 et 3.

Afin d'estimer le délai minimum pour que le stock atteigne l'objectif de rétablissement (c'est-à-dire qu'il soit égal ou supérieur au PRL avec une probabilité de 75 %) en l'absence de pêche, divers scénarios de productivité fondés sur le recrutement et la mortalité naturelle ont été utilisés. La fonction de projection du modèle d'évaluation a été utilisée pour déterminer les niveaux nécessaires pour que le stock atteigne l'objectif de rétablissement.

Les projections ont été effectuées à l'aide de la fonction `project_wham` dans le progiciel écrit en R du modèle d'évaluation WHAM. Le modèle de base a été projeté sur 15 ans en utilisant $F = 0$ ainsi que la maturité et le poids selon l'âge de 2020 à 2024.

Les projections ont été effectuées à l'aide de deux scénarios de recrutement : (1) écarts moyens du recrutement de 2020 à 2024 pour refléter les niveaux de recrutement actuels, et (2) écarts moyens du recrutement par rapport à une période de recrutement plus élevée, de 1985 à 1990. Des projections ont également été effectuées en utilisant la moyenne de M par groupe d'âge pour diverses séries d'années. Le premier scénario utilisait la moyenne de M par groupe d'âge pour les années 2020 à 2024, afin de refléter les niveaux actuels de M . Trois autres scénarios ont utilisé la moyenne de M par groupe d'âge pour les périodes de 1985 à 1990, 2000 à 2005 et 2010 à 2015. Des scénarios de mortalité naturelle ont été réalisés pour les deux scénarios de recrutement, pour un total de 6 prévisions de population.

Un seul scénario, dans lequel la productivité du stock a augmenté en raison d'un recrutement plus élevé et d'une mortalité naturelle plus faible, a permis au stock d'atteindre le PRL (figures 35 à 37). Dans cette projection, la probabilité que la biomasse dépasse le PRL après 15 ans était de 70 %, ce qui ne permet pas d'atteindre l'objectif de rétablissement. Cependant, l'incertitude liée à la biomasse projetée est considérablement plus grande que l'incertitude associée aux estimations de la biomasse au cours de la période d'évaluation. Si un niveau d'incertitude similaire était appliqué aux projections de la biomasse sur la période de 15 ans, l'objectif de rétablissement serait atteint. Les scénarios de recrutement pris en compte sont également incertains, car ils reposent sur des niveaux de recrutement moyens plutôt que sur l'intégration de relations stock-recrutement. Si le recrutement devait augmenter au-delà de ces niveaux supposés en réponse à l'augmentation de la biomasse, le stock pourrait se rétablir plus rapidement. De plus, les changements potentiels dans la croissance et la maturité n'ont pas été

pris en compte, ce qui peut également influencer les résultats du rétablissement. Dans l'ensemble, ce scénario est très incertain et doit être interprété avec prudence. Il sert principalement à illustrer les conditions nécessaires pour que le stock atteigne potentiellement l'objectif de rétablissement, plutôt qu'à prédire l'état futur du stock.

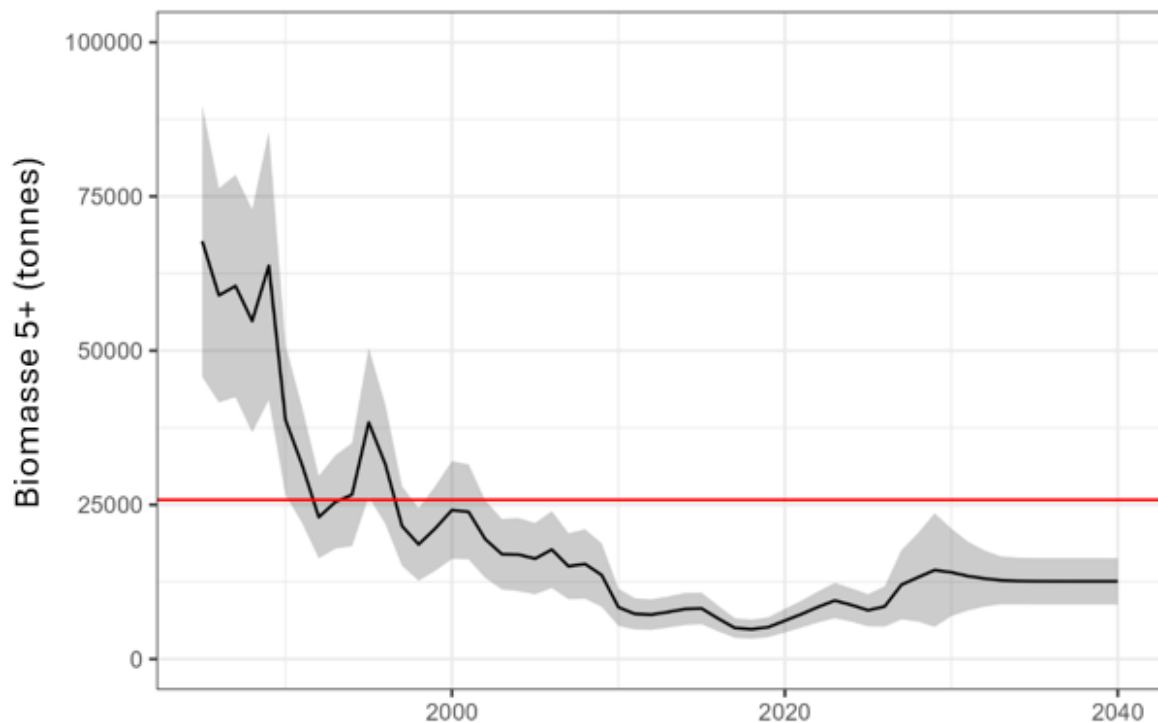


Figure 36 : Biomasse projetée des poissons d'âge 5+ selon les conditions de recrutement et de M actuelles. La ligne noire pleine représente la moyenne, la zone ombrée représente les intervalles de confiance à 95 %, et la ligne rouge pleine représente le point de référence limite de la biomasse.

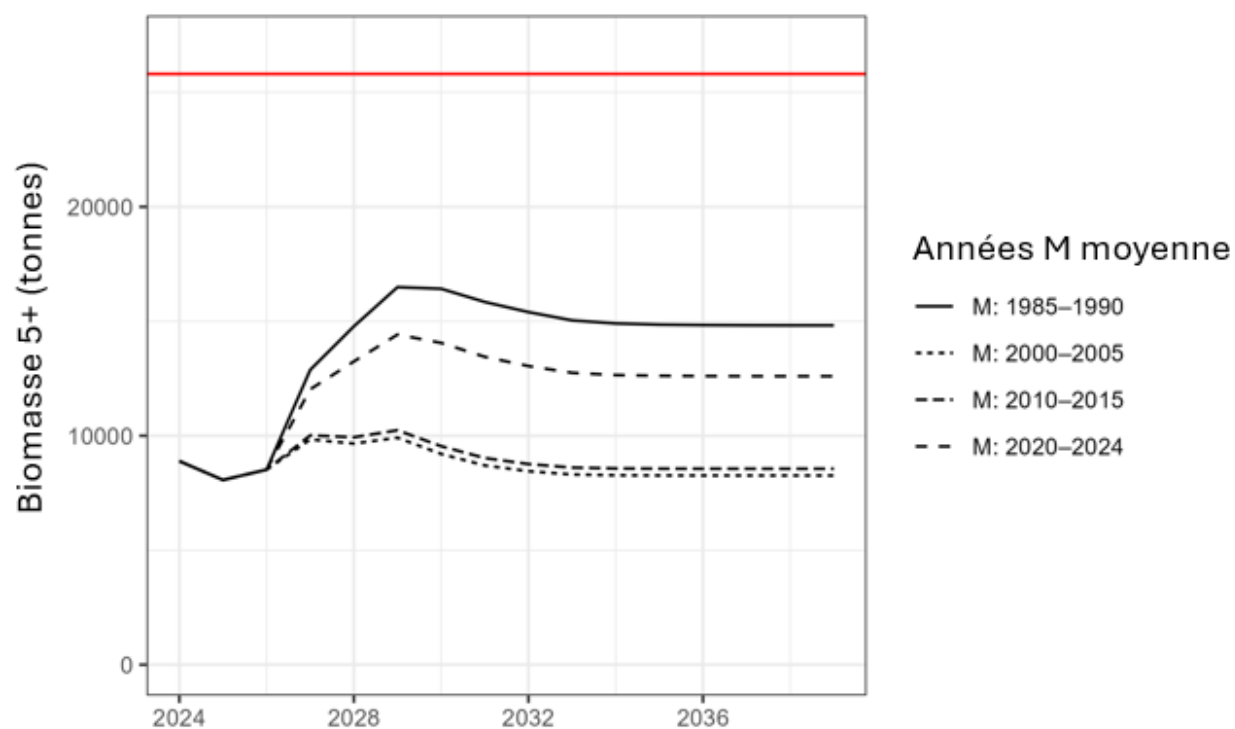


Figure 37 : Biomasse projetée des poissons d'âge 5+ selon les scénarios historiques de M et le recrutement actuel. La ligne noire pleine représente la moyenne et ligne rouge pleine représente le point de référence limite de la biomasse.

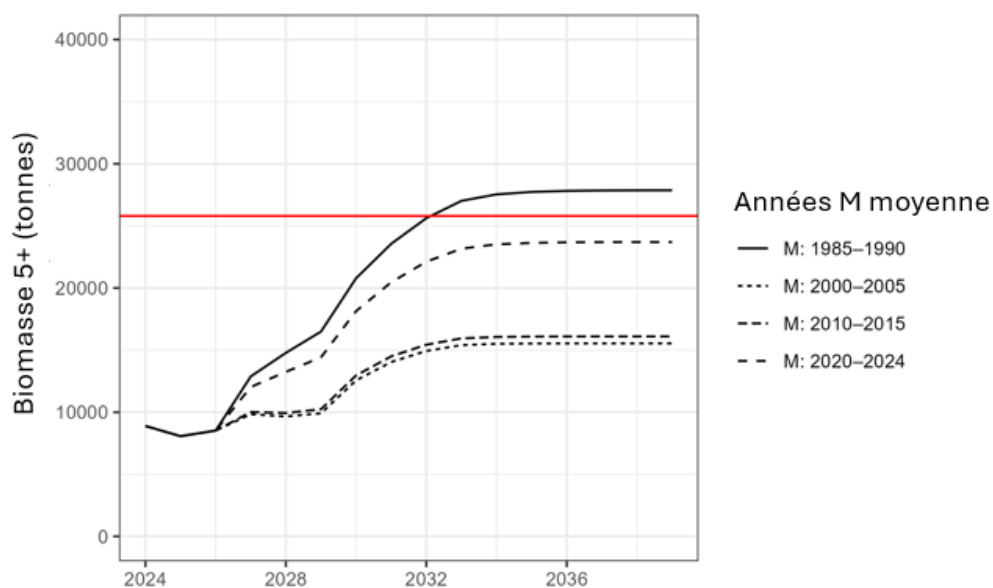


Figure 38 : Biomasse projetée des poissons d'âge 5+ selon les scénarios historiques de M et un recrutement élevé. La ligne noire pleine représente la moyenne et ligne rouge pleine représente le point de référence limite de la biomasse.

AUTRES OBJECTIFS MESURABLES

Les objectifs de rétablissement peuvent inclure d'autres paramètres que des mesures fondées sur la biomasse (MPO 2021).

STRUCTURE SELON L'ÂGE ET LA TAILLE

La structure selon l'âge et la taille de la limande à queue jaune a été tronquée tout au long de la série chronologique. Les prises selon l'âge dans le relevé par navire de recherche démontrent que les poissons plus âgés (âges 7+) étaient observés de façon constante dans les années 1980 et représentaient 60 % des prises, mais qu'ils étaient beaucoup moins fréquents après 1990 (Figure 12). Depuis 2020, ces poissons plus âgés ne représentent que 0,05 % des prises. Il y a également une perte importante des grands poissons de taille exploitable commercialement (25 cm et plus; Figure 10). La perte d'individus plus âgés et plus grands peut avoir une incidence sur le succès de reproduction (voir ci-dessus).

L'objectif d'un plan de rétablissement devrait comprendre une augmentation de la proportion de limandes à queue jaune d'âge 7+ par rapport aux moyennes observées dans les années 1980 (60 %).

CONSIDÉRATIONS RELATIVES AUX PRISES ACCESSOIRES

La plie rouge et le turbot de sable sont régulièrement capturés dans la pêche de la limande à queue jaune depuis 1999, et ils dépassent collectivement le poids des limandes à queue jaune capturées dans cette pêche depuis 2007 (Figure 39). Comme pour la limande à queue jaune, la plie rouge dans le sGSL a été principalement pêchée pour fournir des appâts, et une grande partie de la pêche est également concentrée autour des îles de la Madeleine (MPO 2017). La plie rouge est inférieure à son PRL depuis 2006 (MPO 2017). Il n'y a pas de pêche ciblée du turbot de sable dans le sGSL, et l'espèce n'est pas gérée par le MPO. Les données du relevé par navire de recherche indiquent que le turbot de sable est principalement concentré au sud de l'Île-du-Prince-Édouard, avec des concentrations plus faibles autour des îles de la Madeleine (données non publiées).

Étant donné l'étroite association entre la limande à queue jaune et la plie rouge, un objectif mesurable supplémentaire pourrait être de considérer les deux espèces comme une seule unité au moment de définir l'objectif de rétablissement pour la limande à queue jaune. Dans ce cas, les deux espèces devraient se situer au-dessus de leur PRL respectif pour que l'une ou l'autre soit considérée comme se trouvant au-dessus de la zone critique selon le cadre de l'approche de précaution.

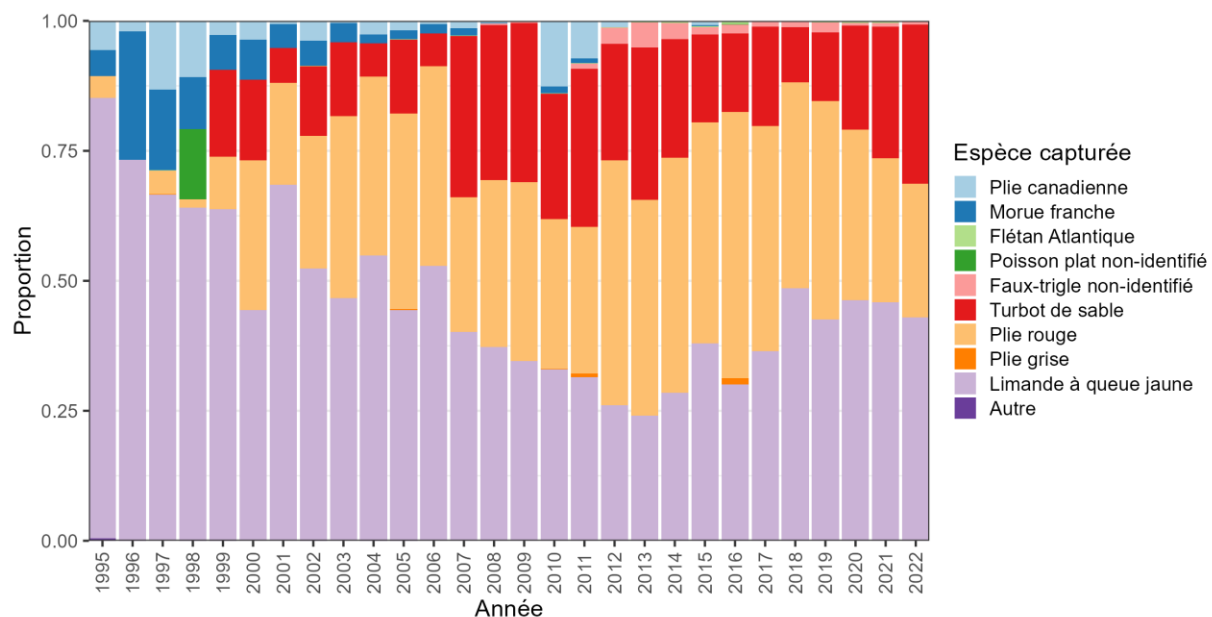


Figure 39 : Proportion du poids total capturé, par espèce, dans la pêche de la limande à queue jaune de 1995 à 2022.

HABITAT

Dans l'article 2(1) de la *Loi sur les pêches*, l'habitat du poisson est défini comme suit : «les eaux où vit le poisson et toute aire dont dépend, directement ou indirectement, sa survie, notamment les frayères, les aires d'alevinage, de croissance ou d'alimentation et les routes migratoires». Pour certains stocks, la disponibilité et la qualité de l'habitat peuvent être importantes pour le rétablissement lorsqu'elles sont étroitement liées au déclin du stock ou à son potentiel de rétablissement. Selon cette définition, il est peu probable que la perte ou la dégradation de l'habitat ait contribué au déclin du stock ou ait joué un rôle dans la prévention du rétablissement du stock de limande à queue jaune du sGSL. Dans l'ensemble, le sGSL a connu une tendance vers des eaux plus chaudes, une saison des glaces plus courte et un volume de glace plus faible (Galbraith *et al.* 2025), mais rien n'indique que ce réchauffement ait modifié l'habitat potentiel de la limande à queue jaune.

SUIVI DE LA PROGRESSION DU RÉTABLISSEMENT

La progression du rétablissement sera suivie au moyen du modèle d'évaluation du stock de limande à queue jaune du sGSL et de la surveillance des paramètres de productivité (mortalité naturelle, recrutement et croissance). Des projections et des tableaux de décisions permettront de suivre l'évolution vers l'atteinte des objectifs du plan de rétablissement. Le suivi de la progression du plan devrait faire partie du cycle d'évaluation pluriannuel, qui a lieu tous les cinq ans. Une mise à jour provisoire a lieu à mi-chemin entre les évaluations complètes des stocks. La mise à jour provisoire consistera en un indicateur actualisé de l'état du stock fondé sur le relevé par navire de recherche pour les poissons de 25 cm et plus, la biomasse de 1997 servant de PRL rééchélonné (afin de correspondre à l'année où le stock a franchi le PRL dans le modèle d'évaluation du stock; figure 39).



Figure 40 : Taux de prise dans les relevés par navire de recherche (lignes pleines) et moyenne mobile sur trois ans (ligne pointillée) pour les grandes limandes à queue jaune (25 cm et plus; kg par trait) et approximation du PRL (ligne rouge).

Une évaluation complète du stock serait déclenchée pendant la mise à jour provisoire si l'indicateur du stock est supérieur à l'approximation du PRL. Quelle que soit la date à laquelle une nouvelle évaluation du stock doit être lancée, un délai de préparation d'au moins 6 à 12 mois est nécessaire afin de permettre l'analyse d'autres indicateurs et la réalisation de l'échantillonnage biologique requis pour interpréter la trajectoire de la population.

FRÉQUENCE DE LA MISE À JOUR DU PLAN DE RÉTABLISSEMENT

L'examen périodique du plan de rétablissement devrait suivre le même cycle d'évaluation pluriannuel de cinq ans utilisé pour l'évaluation du stock de limande à queue jaune dans le sGSL, avec une mise à jour provisoire à mi-parcours. La mise à jour provisoire consiste en un indicateur actualisé de l'état du stock selon le relevé par navire de recherche pour les poissons de 25 cm et plus. Les objectifs du plan de rétablissement devraient également être révisés, et les modèles devraient être mis à jour si la productivité du stock ou des facteurs externes influant sur la dynamique du stock changent.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Benoît, H.P., and Rail, J.-F. 2016. [Principal predators and consumption of juvenile and adult Atlantic Herring \(*Clupea harengus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/065. viii + 42 p.
- Benoît, H.P., and Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom trawl survey time series: Adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2505: iv + 95 p.
- Benoît, H.P., and Swain, D.P. 2008. Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2088–2104.
- Benoît, H.P., and Swain, D.P. 2011. [Changes in size-dependent mortality in the southern Gulf of St. Lawrence marine fish community](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/039. iv + 22 p.
- Benoît, H.P., et Yin, Y. 2023. [Résultats des pêches comparatives entre le NGCC Teleost pêchant le chalut Western IIA et le NGCC Capt. Jacques Cartier pêchant le chalut NEST dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2021 et 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/083. xiv + 187 p.
- Berkeley, S.A., Chapman, C., and Sogard, S.M. 2004. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. Ecology. 85: 1259–1264.
- Bessell-Browne, P., Punt, A.E., Tuck, G.N., Burch, P., and Penney, A. 2024. Management strategy evaluation of static and dynamic harvest control rules under long-term changes in stock productivity: A case study from the SESSF. Fish. Res. 273: 106972.
- Breed, G.A., Bowen, W.D., McMillan, J.I., and Leonard, M. L. 2006. Sexual segregation of seasonal foraging habitats in a non-migratory marine mammal. Proc. R. Soc. B. 273:2319–2326.
- Chadwick, E., Brodie, W., Colbourne, E., Clark, D., Gascon, D., et Hurlbut, T. 2007. [Historique des relevés de chalut multi-spécifiques annuels sur la côte Atlantique du Canada](#). Bulletin Programme de monitoring de la zone atlantique, n° 6, p. 25-42.
- Clay, D., Chouinard, G., Hurlbut, T., Currie, L., and Clay, H. 1984. [Stock report for American plaice \(*Hippoglossoides platessoides* \(Fabricius\)\) and other flatfishes in the Gulf of St. Lawrence, including a discussion of discard levels and mesh selectivity of plaice](#). DFO CAFSAC Res. Doc. 84/76: 30 p.
- Cope, J.M., and Hamel, O.S. 2022. [Upgrading from M version 0.2: An application-based method for practical estimation, evaluation and uncertainty characterization of natural mortality](#). Fish. Res.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., and Grenfell, B. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. Trends Ecol. Evol. 14: 405–410.
- Forestier, R., Blanchard, J.L., Nash, K.L., Fulton, E.A., Johnson, C., and Audzijonyte, A. 2020. Interacting forces of predation and fishing affect species' maturation size. Ecology and Evolution. 10: 14033–14051.
- Forrest, R.E., Kronlund, A.R., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2023. An evidence-based approach for selecting a limit reference point for Pacific herring (*Clupea pallasii*) stocks in British Columbia, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 80(7): 1071-1083.

-
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Methods Softw.* 27: 233 - 249.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Lefaivre, D., and Bourassa, M.-N. 2025. [Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence during 2024](#). Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 397: v + 95 p.
- Gerritsen, H.D., Mcgrath, D., and Lordan, C. 2006. [A simple method for comparing age e length keys reveals significant regional differences within a single stock of haddock \(*Melanogrammus aeglefinus*\)](#). ICES J. Mar. Sci. 1100: 1096
- Green, B.S. 2008. Maternal effects in fish populations. *Adv. Mar. Biol.* 54: 1–105.
- Hammill, M.O., Rossi, S.P., Mosnier, A., den Heyer, C.E., Bowen, W.D., et Stenson, G.B. 2023. [Abondance du phoque gris dans les eaux canadiennes et avis sur la récolte](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/053. iv + 44 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Proust, F., Carter, P., and McKinnon, D. 2007. [Feeding by grey seals in the Gulf of St. Lawrence and around Newfoundland](#). NAMMCO Sci. Publ. 6(0): 135.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Swain, D.P., and Benoît, H.P. 2014. Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake. *ICES J. Mar. Sci.* 71: 1332–1341.
- Harley, S.J., and Myers, R.A. 2001. Hierarchical Bayesian models of length-specific catchability of research trawl surveys. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1569–1584.
- Heath, D.D., Fox, C.W., and W., H.J. 1999. Maternal effects on offspring size: Variation through early development of chinook salmon. *Evolution.* 53: 1605–1611.
- Hebert, N.E., Barrett, T.J., Marentette, J.R., Turcotte, F., and Hubley, B. 2025. [Influence of time-varying productivity on fishery reference points and implications for conservation objectives and management advice](#). *Fish. Res.* 291(September): 107541.
- Hurlbut, T., and Clay, D. 1990. Protocols for research vessel cruises within the Gulf Region (demersal fish) (1970-1987). *Can. Manuscr. Rep. of Fish. Aquat. Sci.* 2082: 143 p.
- Hutchings, J.A. 1991. Fitness consequences of variation in egg size and food abundance in brook trout *Salvelinus fontinalis*. *Evolution.* 45: 1162–1168.
- Hutchings, J.A. 1994. Age- and size-specific costs of reproduction within populations of brook trout, *Salvelinus fontinalis*. *Oikos.* 70: 12–20.
- Irani, A.I., Bordeleau, X., Benoit, H., Garnier, T., Cusson, P.O., Rivard, P., Hammill, M., and Pelletier, F., 2025. [Dietary composition and sources of variability in emerging offshore grey seal colonies in the Northwest Atlantic](#). *Can. J. Zool.* 104: 1-17.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., and Grinnell, M.H. 2018. [The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring \(*Clupea pallasii*\) in British Columbia, Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/009. ix +125 p.
- Law, R. 1979. Optimal life histories under age-specific predation. *American Naturalist.* 114: 399–417.
- Legault, C.M., and Palmer, M.C. 2015. [In what direction should the fishing mortality target change when natural mortality increases within an assessment?](#) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73(3): 349–357.
-

-
- Li, C., Deroba, J.J., Miller, T.J., Legault, C.M., and Perretti, C.T. 2024. [An evaluation of common stock assessment diagnostic tools for choosing among state-space models with multiple random effects processes](#). Fish. Res. 273(February): 106968. Elsevier B.V.
- Morin, R., et LeBlanc, S.G. 2012. [Évaluation de la plie canadienne \(*Hippoglossoides platessoides*\) du sud du golfe du Saint-Laurent \(division OPANO 4T\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/099. iv + 35 p.
- Morin, R., Chouinard, G.A., Forest, I., and Poirier, G.A. 1998. [Assessment of NAFO Division 4T American Plaice in 1996 and 1997](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1998/006. 55 p.
- MPO. 2009. Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution. Dernière mise à jour : 2009-03-23.
- MPO. 2010. [Taille à la maturité sexuelle et caractéristiques des captures de la pêche à la limande à queue jaune et la plie rouge aux Îles-de-la-Madeleine](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2009/020.
- MPO. 2017. [Évaluation du stock de plie rouge \(*Pseudopleuronectes americanus*\) du sud du golfe du Saint-Laurent \(division 4T de l'OPANO\) jusqu'en 2016](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2017/022.
- MPO. 2019. [Plan de rétablissement de la limande à queue jaune – Division 5Z de l'OPANO](#). Dernière mise à jour : 2019-06-27.
- MPO. 2021. [Lignes directrices scientifiques à l'appui de l'élaboration des plans de rétablissement des stocks de poissons canadiens](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2021/006.
- MPO. 2023. [Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- MPO. 2025. [Indicateurs de stock dans le Golfe du Saint-Laurent, division 4T de l'OPANO, de la plie canadienne \(*Hippoglossoides platessoides*\), la plie rouge \(*Pseudopleuronectes americanus*\), la limande à queue jaune \(*Limanda ferruginea*\), et division 4RST de la plie grise \(*Glyptocephalus cynoglossus*\) jusqu'en 2024](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/010.
- Neuenhoff, R.D., Swain, D.P., Cox, S.P., McAllister, M.K., Trites, A.W., Walters, C.J., and Hammill, M.O. 2019. Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76: 168–184.
- Nicholson, A. 1933. The balance of animal populations. J. Anim. Ecol. 2: 131–178.
- O'Leary, C.A., Thorson, J.T., Miller, T.J., Nye, J.A., 2020. Comparison of multiple approaches to calculate time-varying biological reference points in climate-linked population-dynamics models. ICES J. Mar. Sci. 77 (3): 930–941.
- Ogle, D.H. 2016. [Introductory Fisheries Analyses with R](#). Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL.
- Reznick, D., Callahan, H., and Llauredo, R. 1996. Maternal effects on offspring quality in poeciliid fishes. Am. Zool. 36: 147–156.
- Reznick, D.N., and Ghalambor, C.K. 2006. Can commercial fisheries cause evolution? Answers from guppies (*Poecilia reticulata*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 791–801.
- Roff, D.A. 2002. Life history evolution. Sinauer Associates, Inc.: Sunderland, Massachusetts.
-

-
- Rolland, N., Swain, D., et Ricard, D. 2022. [État de la limande à queue jaune \(*Limanda ferruginea*\) dans la division 4T de l'OPANO jusqu'en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/041. v + 84 p.
- Rossi, S.P., Cox, S.P., Hammill, M.O., den Heyer, C.E., Swain, D.P., Mosnier, A., and Benoît, H.P., 2021. Forecasting the response of a recovered pinniped population to sustainable harvest strategies that reduce their impact as predators. ICES J. Mar. Sci. 78: 1804-1814.
- Scott, W.B., et Scott, M.G. 1991. Les poissons de l'Atlantique canadien, Bull. can. sc. halieut. aquat. n° 219.
- Sinclair, A.F. 2001. Natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the Southern Gulf of St. Lawrence. ICES J. Mar. Sci. 58: 1-10.
- Stock, B.C., and Miller, T.J. 2021. [The Woods Hole Assessment Model \(WHAM \): A general state-space assessment framework that incorporates time- and age-varying processes via random effects and links to environmental covariates](#). Fish. Res. 240(April): 105967. Elsevier B.V.
- Surette, T., et Swain, D.P. 2016. [État de la limande à queue jaune dans la division 4T de l'OPANO jusqu'en 2015](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/058. x + 74 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., and Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. J. Anim. Ecol. 84: 1286-1298.
- Swain, D.P. 2011. Life-history evolution and elevated natural mortality in a population of Atlantic cod (*Gadus morhua*). Evolutionary Applications. 4: 18–29.
- Swain, D.P., and Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 519: 165–182.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., and A., S.J. 2019a. Risk of extinction of a unique skate population due to predation by a recovering marine mammal. Ecological Applications 29: 1282 1299.
- Swain, D.P., Jonsen, I.D., Simon, J.E., and Davies, T.D. 2013. Contrasting decadal trends in mortality between large and small individuals in skate populations in Atlantic Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 74-89.
- Swain, D.P., Ricard, D., Rolland, N., et Aubry, E. 2019b. [Évaluation du stock de morue franche \(*Gadus morhua*\) du sud du golfe du Saint-Laurent, divisions 4T et 4Vn \(novembre à avril\) del'OPANO, mars 2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/038. iv + 108 p.
- Szuwalski, C.S., Hollowed, A.B., Holsman, K.K., Ianelli, J.N., Legault, C.M., Melnychuk, M.C., Ovando, D., and Punt, A.E. 2023. Unintended consequences of climate-adaptive fisheries management targets. Fish Fish. 24: 439–453.
- Szuwalski, C.S., Ianelli, J.N., Punt, A.E., 2018. Reducing retrospective patterns in stock assessment and impacts on management performance. ICES J. Mar. Sci. 75: 596–609.
- Thorson, J.T., Hicks, A.C., Methot, R.D. 2015. Random effect estimation of time-varying factors in stock synthesis. ICES J. Mar. Sci. 72: 178-185.
-

-
- Turcotte, F. et McDermid, J.L. 2024. [Exigences scientifiques pour le plan de rétablissement du stock de hareng Atlantique \(*Clupea harengus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent \(Divisions de l'OPANO 4TVn\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/070. v + 57 p.
- Turcotte, F., McDermid, J.L., Ricard, D., and Swain, D.P. 2026. [Defining a biomass limit reference point under time-varying productivity: a case study of Atlantic cod in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 83: 1-12.
- Turcotte, F., Swain, D.P., et McDermid, J.L. 2021. [Modèles de population du hareng de l'Atlantique de la division 4TVn de l'OPANO : de l'analyse de population virtuelle à un modèle statistique de capture selon l'âge estimant la mortalité naturelle](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/029. vii + 58 p.
- 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.
- Vinnikov, K.A., Thomson, R.C., and Munroe, T.A. 2018. [Revised classification of the righteye flounders \(Teleostei : *Pleuronectidae*\) based on multilocus phylogeny with complete taxon sampling](#). Mol. Phylogenet. Evol. 125: 147–162.

TABLEAUX

Tableau1 : Débarquements annuels enregistrés, en tonnes (t), de limande à queue jaune et de poissons plats non précisés dans la division 4T de l'OPANO, 1960 à 2025. Les données de 1960 à 1995 sont tirées des fichiers de l'OPANO. Les données de 1996 à 2025 proviennent des débarquements des pêches et des journaux de bord de la Direction de la statistique du MPO (fichiers ZIFF).

Année	Limande à queue jaune	Espèces de poissons plats	Année	Limande à queue jaune	Espèces de poissons plats
1960	2	2405	1993	88	11
1961	7	2493	1994	62	16
1962	2	1304	1995	208	5
1963	51	0	1996	209	0
1964	39	0	1997	813	0
1965	51	0	1998	182	26
1966	125	0	1999	305	0
1967	55	0	2000	294	3
1968	6	0	2001	317	0
1969	243	0	2002	215	0
1970	44	0	2003	158	0
1971	5	0	2004	192	1
1972	3	1201	2005	175	1
1973	1	1388	2006	182	0
1974	21	602	2007	142	3
1975	0	2464	2008	92	0
1976	29	668	2009	101	0
1977	25	1163	2010	186	0
1978	3	764	2011	181	0
1979	52	841	2012	111	0
1980	41	759	2013	82	0
1981	10	118	2014	86	0
1982	6	344	2015	102	0
1983	26	792	2016	81	0
1984	82	46	2017	135	0
1985	215	3	2018	100	0
1986	396	0	2019	120	0
1987	404	0	2020	136	0
1988	198	0	2021	148	0
1989	43	36	2022	137	0
1990	15	37	2023	0,2	0
1991	54	39	2024	0	0
1992	119	93	2025	0	0

Tableau 2 : Estimations des paramètres, erreurs-types et intervalles de confiance pour le modèle d'évaluation du stock état-espace.

Paramètre	Estimation	Erreur-type	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %
Recrutement moyen	769 799,50	210 429,60	450 501,50	1 315 404,00
σ du nombre de poissons selon l'âge (âge 1)	0,48	0,07	0,36	0,64
q, poissons entièrement sélectionnés, relevé par navire de recherche	0,30	0,08	0,18	0,49
Senne, chalut, a50 (bloc 1)	6,42	0,18	6,06	6,77
Senne, chalut, 1/pente (à la hausse) (bloc 1)	0,57	0,03	0,51	0,63
Senne, chalut, a_50 (bloc 2)	4,64	0,06	4,53	4,75
Senne, chalut, 1/pente (à la hausse) (bloc 2)	0,40	0,01	0,38	0,42
Senne, a50 (bloc 3)	4,44	0,06	4,32	4,57
Senne, 1/pente (à la hausse) (bloc 3)	0,40	0,01	0,38	0,42
Chalut, a50 (bloc 4)	4,74	0,12	4,51	4,98
Chalut, 1/pente (à la hausse) (bloc 4)	0,52	0,02	0,48	0,56
Relevé par navire de recherche, a50 (bloc 5)	6,18	0,22	5,74	6,59
Relevé par navire de recherche, 1/pente (à la hausse) (bloc 5)	0,72	0,05	0,63	0,82
Relevé par navire de recherche, a50 (bloc 6)	4,10	0,06	3,99	4,22
Relevé par navire de recherche, 1/pente (à la hausse) (bloc 6)	0,39	0,01	0,38	0,42
Relevé par navire de recherche, a50 (bloc 7)	3,16	0,05	3,07	3,25
Relevé par navire de recherche, 1/pente (à la hausse) (bloc 7)	0,34	0,01	0,32	0,36
Composition selon l'âge, senne, Dirichlet : dispersion (Φ)	95,97	10,83	76,94	119,71
Composition selon l'âge, chalut, Dirichlet : dispersion (Φ)	41,78	3,82	34,92	49,99
Composition selon l'âge, relevé par navire de recherche, Dirichlet : dispersion (Φ)	112,62	9,97	94,67	133,96
Intercept de la moyenne des logarithmes(M) pour les âges 4 à 7	-0,37	0,11	-0,58	-0,15
Intercept de la moyenne des logarithmes(M) pour les âges 8 à 9	0,249	0,11	0,033	0,465
Intercept de la moyenne des logarithmes(M) pour les âges 10+	0,096	0,199	-0,294	0,486
σ de l'effet aléatoire de M	0,24	0,053	0,156	0,37
ρ du processus AR1 de l'effet aléatoire de M (année)	0,624	0,187	0,13	0,87

ANNEXE A : CLÉS ÂGE-LONGUEUR

Des otolithes ont été prélevés aux fins de détermination de l'âge pendant le relevé par navire de recherche de 1970 à 1986, puis de 2000 à aujourd'hui. Les otolithes recueillis de 1970 à 1986 ont été conservés dans de la glycérine, tandis que les échantillons contemporains ont été nettoyés et entreposés séchés. Des échantillons commerciaux ont été recueillis de 1996 à 2006 et de 2018 à 2022. D'importants écarts entre les âges ont été décrits dans Surette and Swain (2016) et Rolland *et al.* (2022). D'importants travaux ont été menés pour tenter de réduire les écarts entre les lecteurs d'âge, notamment l'élaboration d'une collection de référence, l'amélioration de la formation, l'annotation des otolithes, l'augmentation de la production des âges, et le jumelage des lecteurs. Malgré tout, des incohérences demeurent. De plus, il est parfois difficile de faire une nouvelle lecture de l'âge des otolithes stockés dans la glycérine en raison de la dégradation des otolithes et, parfois, de la clarté réduite ou accrue des anneaux et des cercles. Un sous-ensemble d'échantillons de la première période a été envoyé pour une analyse au radiocarbone, mais les résultats n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du présent rapport.

Le nombre d'otolithes valides dont l'âge a été déterminé, par année, par source et par âge, est indiqué dans le tableau A1.

Tableau A1 : Nombre d'otolithes valides de limande à queue jaune dont l'âge a été déterminé, par année, à partir du relevé multiespèces au chalut mené par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (relevé) et de la pêche commerciale; l'âge a été établi par quatre lecteurs (Station biologique de St. Andrews [SABS], GLF1, GLF2 et GLF3).

Année	Source	SBSA	GLF1	GLF2	GLF3
1972	Relevé	167	.	.	.
1973	Relevé	184	20	.	110
1974	Relevé	286	.	.	.
1975	Relevé	195	19	.	.
1976	Relevé	185	20	.	.
1977	Relevé	271	21	.	.
1978	Relevé	358	20	.	67
1980	Relevé	312	20	.	23
1981	Relevé	235	.	.	.
1982	Relevé	279	279	.	.
1983	Relevé	.	.	.	67
1984	Relevé	.	191	.	.
1986	Relevé	143	143	.	43
1996	Pêche commerciale	22	.	.	21
1997	Pêche commerciale	.	.	.	117
1999	Pêche commerciale	.	.	.	145
2000	Relevé	.	353	.	186
2001	Relevé	.	197	148	179
2002	Relevé	.	136	.	.
2003	Relevé	.	198	134	191
2004	Relevé	.	.	.	.
2005	Relevé	.	187	146	170
2006	Relevé	.	.	.	179
2007	Relevé	.	346	.	186
2008	Relevé	.	.	.	182
2009	Relevé	.	165	133	179
2010	Relevé	.	.	.	179
2011	Relevé	.	20	122	195
2012	Relevé	.	.	.	187
2013	Relevé	.	150	132	191
2014	Relevé	.	133	.	183
2015	Relevé	.	131	.	.
2016	Relevé	.	.	.	190

Année	Source	SBSA	GLF1	GLF2	GLF3
2017	Relevé	.	148	131	194
2018	Relevé	.	20	.	173
2018	Pêche commerciale	.	.	.	46
2019	Relevé	.	.	660	.
2019	Pêche commerciale	.	.	.	75
2020	Relevé	.	168	.	190
2020	Pêche commerciale	.	.	.	12
2021	Relevé	.	20	.	189
2021	Pêche commerciale	.	.	.	46
2022	Relevé	.	15	.	172
2022	Relevé	.	5	.	88
2022	Pêche commerciale	.	.	.	44
2023	Relevé	.	20	.	188
2024	Relevé	.	70	.	189

Pour le présent rapport, il a été décidé d'utiliser les âges fournis par le lecteur GLF3 compte tenu des écarts continus entre les lecteurs et de la cohérence dans les lectures de GLF3. Le lecteur d'âge GLF3 a déterminé l'âge de la collection de référence afin d'évaluer et d'assurer l'uniformité de la lecture des âges au fil du temps. Un sous-échantillon de 100 otolithes de limande à queue jaune, sélectionnés aléatoirement parmi différentes années, tailles et catégories de sexe, a fait l'objet d'une détermination de l'âge par le lecteur GLF3, puis les résultats ont été comparés aux âges de référence. Les résultats montrent une concordance globale de 92 % (coefficient de variation moyen de 0,3) en 2026 (figure A1). Pour les limandes à queue jaune les plus âgées, le lecteur d'âge GLF3 a tendance à sous-estimer l'âge.

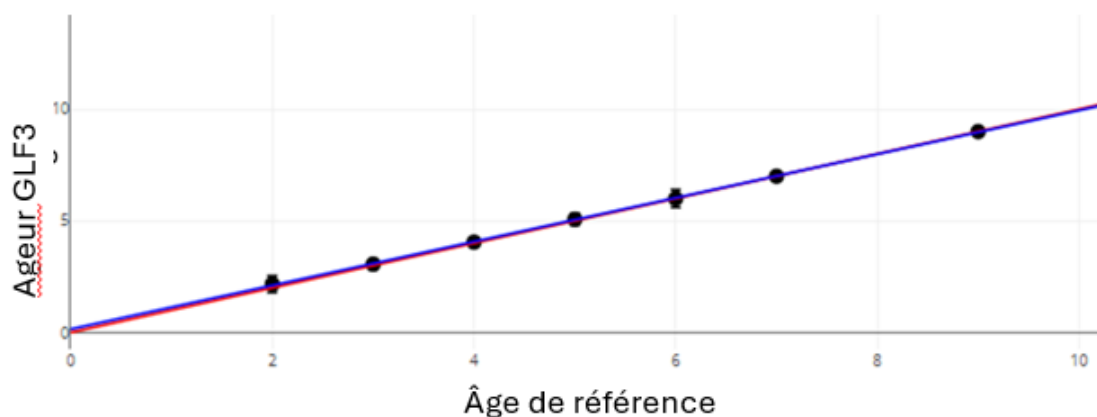


Figure A1 : Comparaison des âges déterminés par le lecteur d'âge GLF3 pendant le test de la collection de référence en 2026. Les points et les barres indiquent l'âge moyen avec le coefficient de variation et sont représentés par la ligne bleue. La ligne rouge indique l'âge de référence prévu.

Les âges déterminés par le lecteur d'âge GLF3 ont été regroupés conformément à la section sur l'âge et la croissance, et des clés âge-longueur décennales (figure A2) servent à l'évaluation du stock et à l'avis sur le plan de rétablissement.

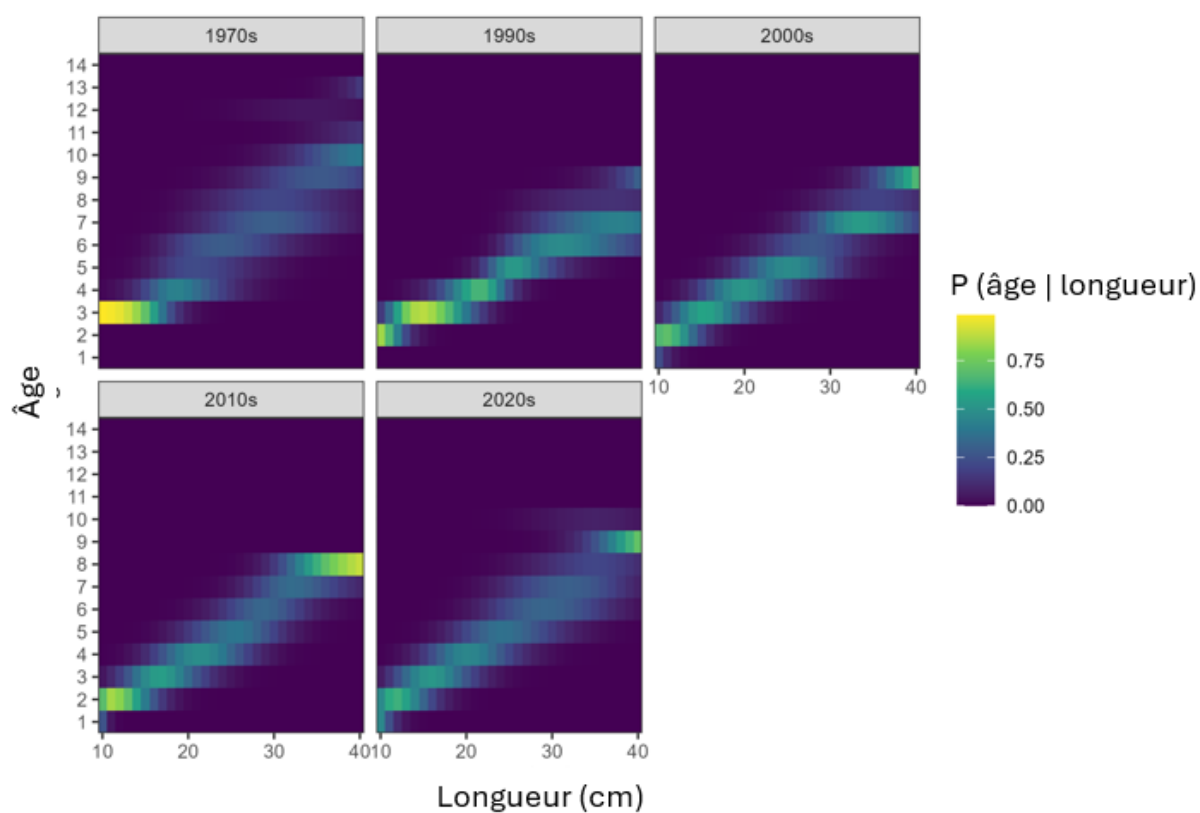


Figure A2 : Clés âge-longueur, par décennie, pour la limande à queue jaune.

ANNEXE B : SORTIES DU MODÈLE FONDÉ SUR LA LONGUEUR

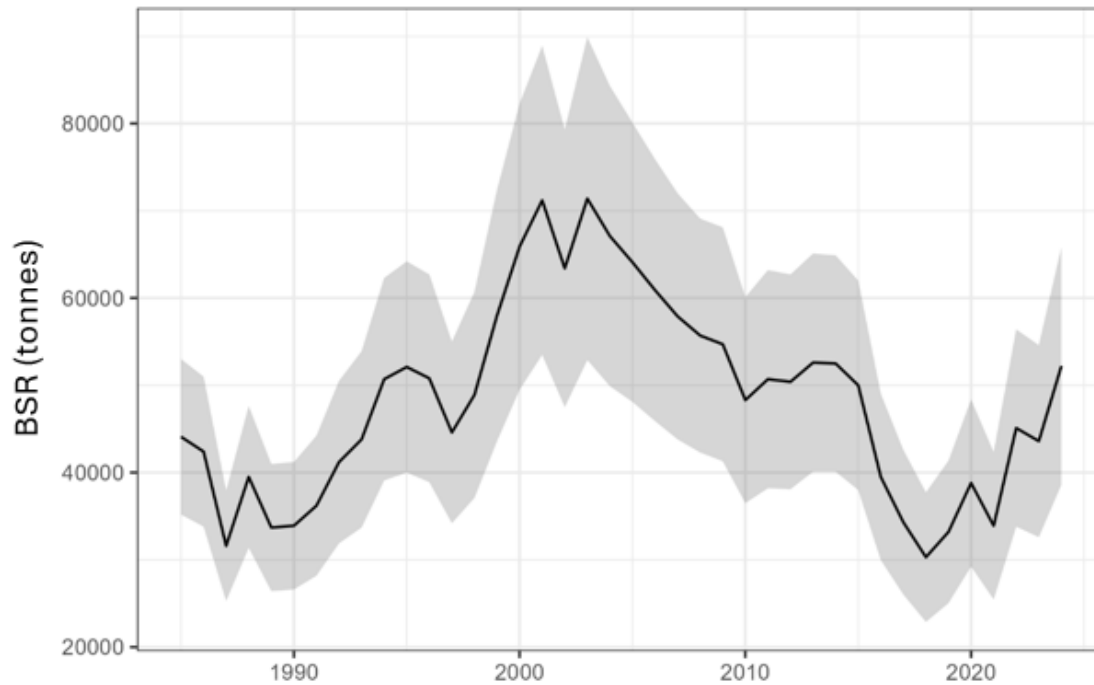


Figure B1 : Biomasse du stock reproducteur (BSR, tonnes) de la limande à queue jaune entre 1985 et 2024 selon le modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur.

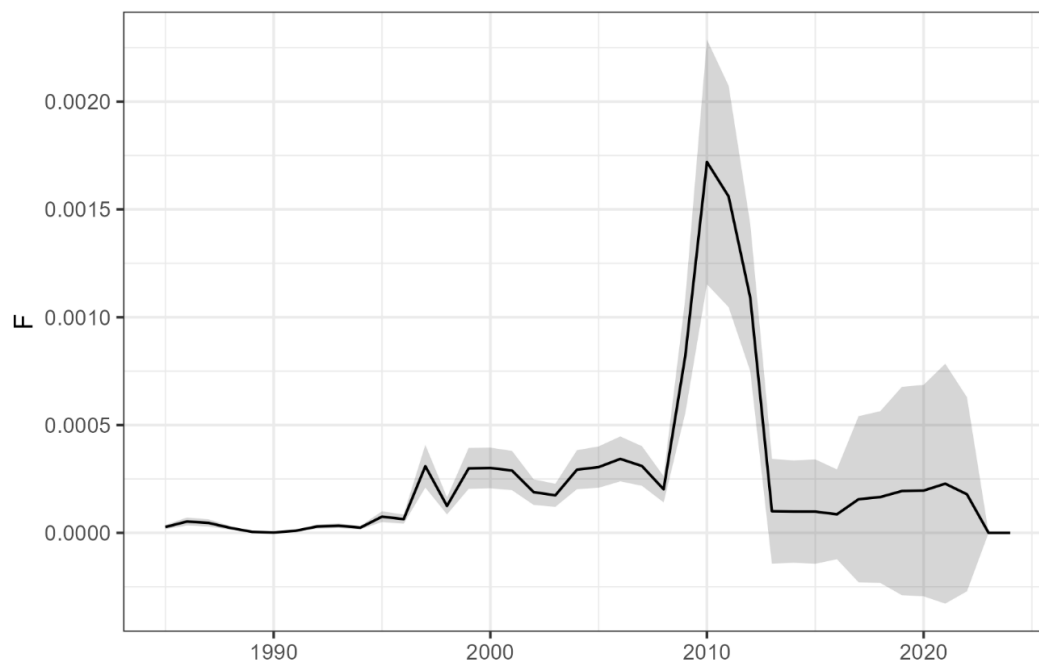


Figure B2 : Mortalité par pêche (F) de la limande à queue jaune entre 1985 et 2024 selon le modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur.

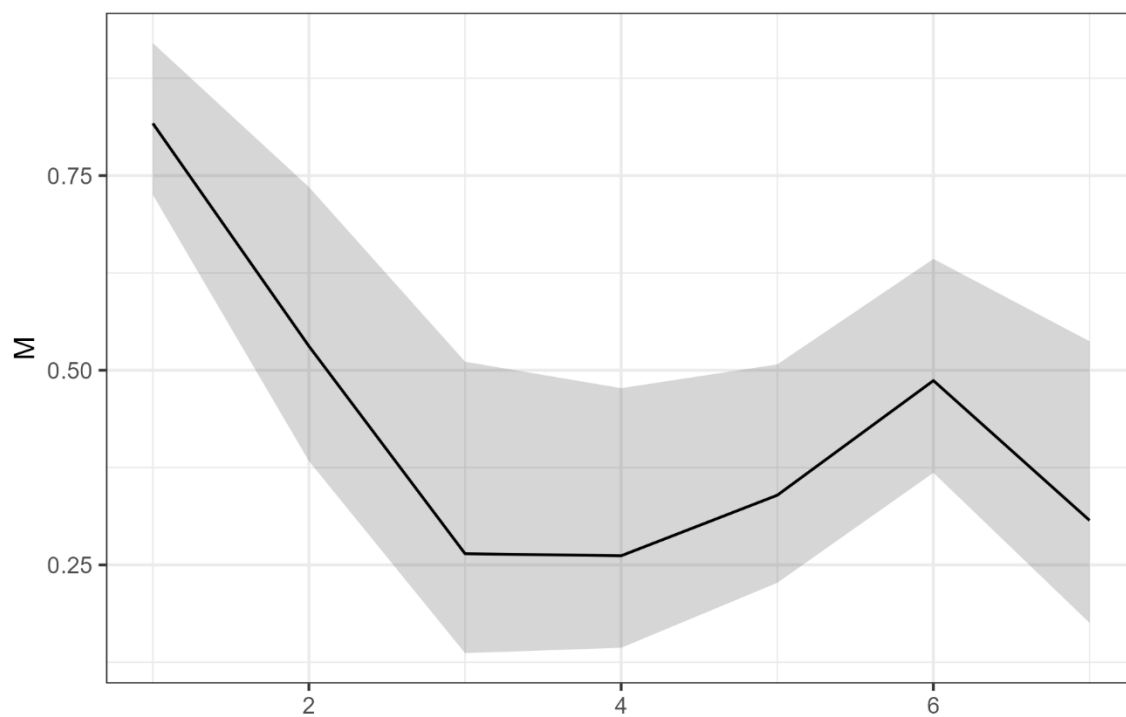


Figure B3 : Mortalité naturelle de la limande à queue jaune pour le bloc d'âges 1 à 3 entre 1985 et 2024, selon le modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur.

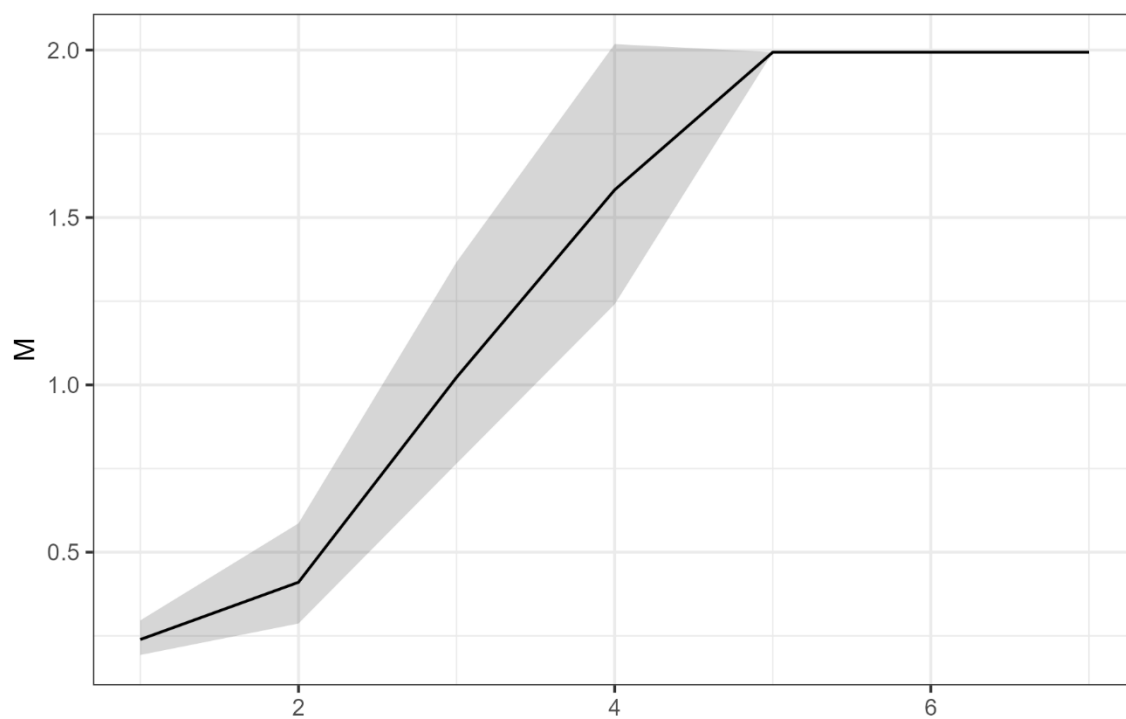


Figure B4 : Mortalité naturelle de la limande à queue jaune pour le bloc d'âges 5 à 10 entre 1985 et 2024, selon le modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur.

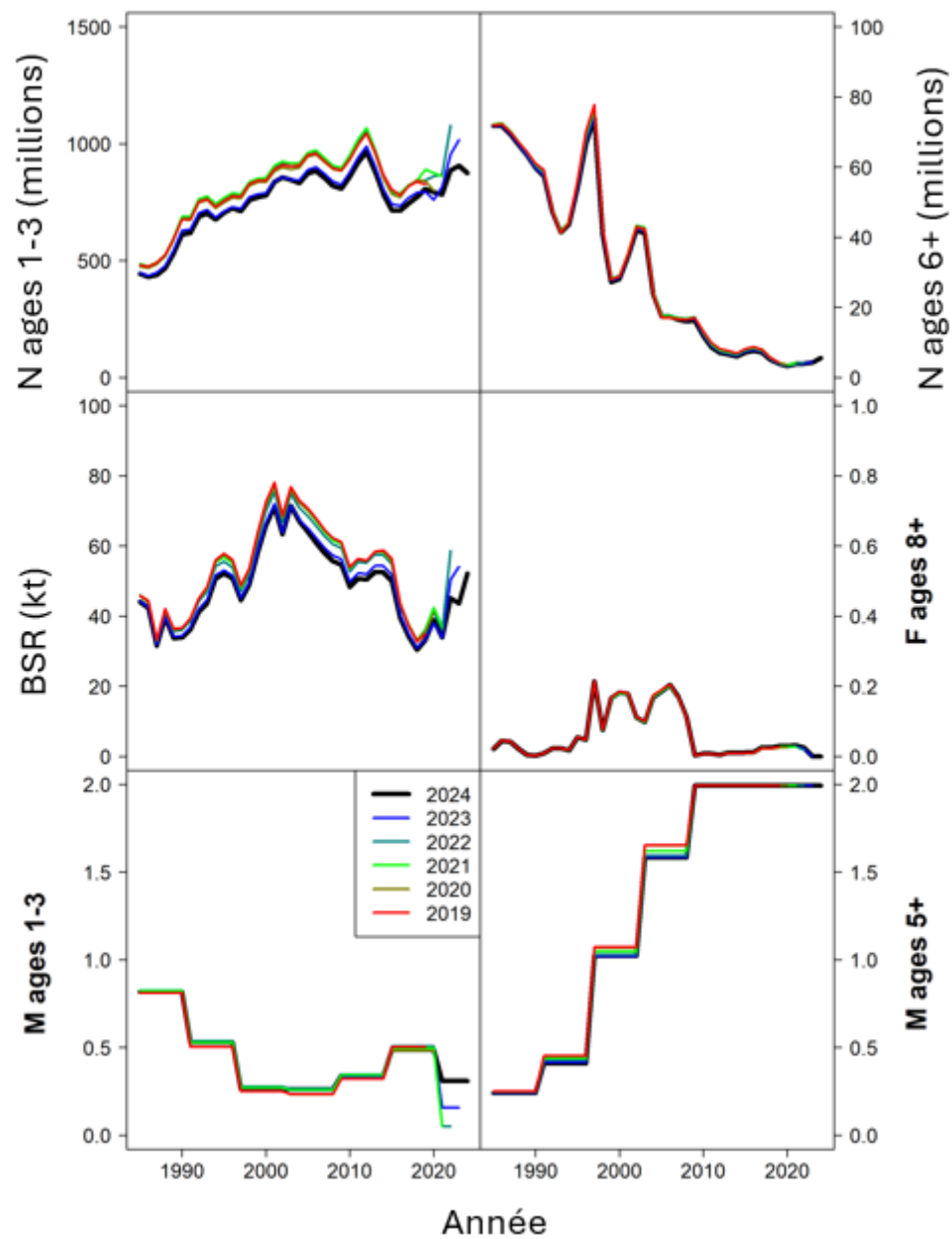


Figure B5 : Tendances rétrospectives de la limande à queue jaune selon le modèle d'évaluation du stock fondé sur la longueur.

ANNEXE C : VALEUR DE M A PRIORI

La valeur de M variable dans le temps des deux groupes d'âges (1 à 3 et 5 à 8+) a été estimée séparément pour cinq blocs de temps (blocs de 6 années entre 1985 et 2008 et un dernier bloc de 7 années). La valeur de M pour les poissons d'âge 4 a été calculée comme la moyenne de M des deux groupes d'âge au cours d'une année donnée. Une valeur a priori pour M a également été utilisée pour le premier bloc temporel (1985 à 1990). Les moyennes a priori étaient de 0,8 et 0,3 pour les valeurs initiales de M des groupes d'âges 1 à 3 et d'âge 5+, respectivement (avec un écart-type de 0,05 ou 0,025, respectivement). Dans les deux évaluations, la valeur de M pour le groupe d'âges plus avancés se situait à la limite supérieure du paramètre dans le bloc des années terminales ($M = 2,0$). L'échelle de la population était également sensible au nombre d'années dans les blocs de temps.

Les analyses de sensibilité ont démontré que la moyenne de M ou les écarts annuels de M pouvaient être estimés pour le groupe d'âges 1 à 3. Par conséquent, M pour ce groupe d'âge a été modélisée comme une moyenne fixe de 0,7, fondée sur les estimations moyennes de M dans l'ensemble des méthodes fondées sur le cycle biologique pour ces âges (Cope and Hamel 2022; annexe B). La valeur moyenne de M a été estimée pour trois groupes d'âges (4 à 7, 8 et 9, et 10+). Pour ces groupes, l'erreur de processus pour M a été modélisée comme des effets aléatoires au fil des ans selon le processus AR1.

Pour déterminer la valeur moyenne de M pour les âges 1 à 3, l'outil d'estimateurs empiriques de la mortalité naturelle a été utilisé (Cope and Hamel 2022). Un modèle de von Bertalanffy a été ajusté aux données sur l'âge et la longueur de toutes les années disponibles à l'aide du progiciel d'évaluation des stocks de poissons dans R (Ogle 2016). Le modèle de croissance de von Bertalanffy correspondait bien aux données sur la longueur selon l'âge et a convergé après cinq itérations. La longueur asymptotique estimée (L_{∞}) était de 41,48 (écart-type = 0,83), le coefficient de croissance (K) était de $0,150 \text{ an}^{-1}$ (écart-type = 0,0068), et l'âge théorique à une longueur nulle (t_0) était de -0,80 (écart-type = 0,075). Toutes les estimations des paramètres étaient très significatives ($p < 0,001$). La longévité a été fixée à 20 ans.

La mortalité naturelle moyenne aux âges 1 à 3 estimée selon les méthodes de Gislason, Charnov et CnW était de 0,7.

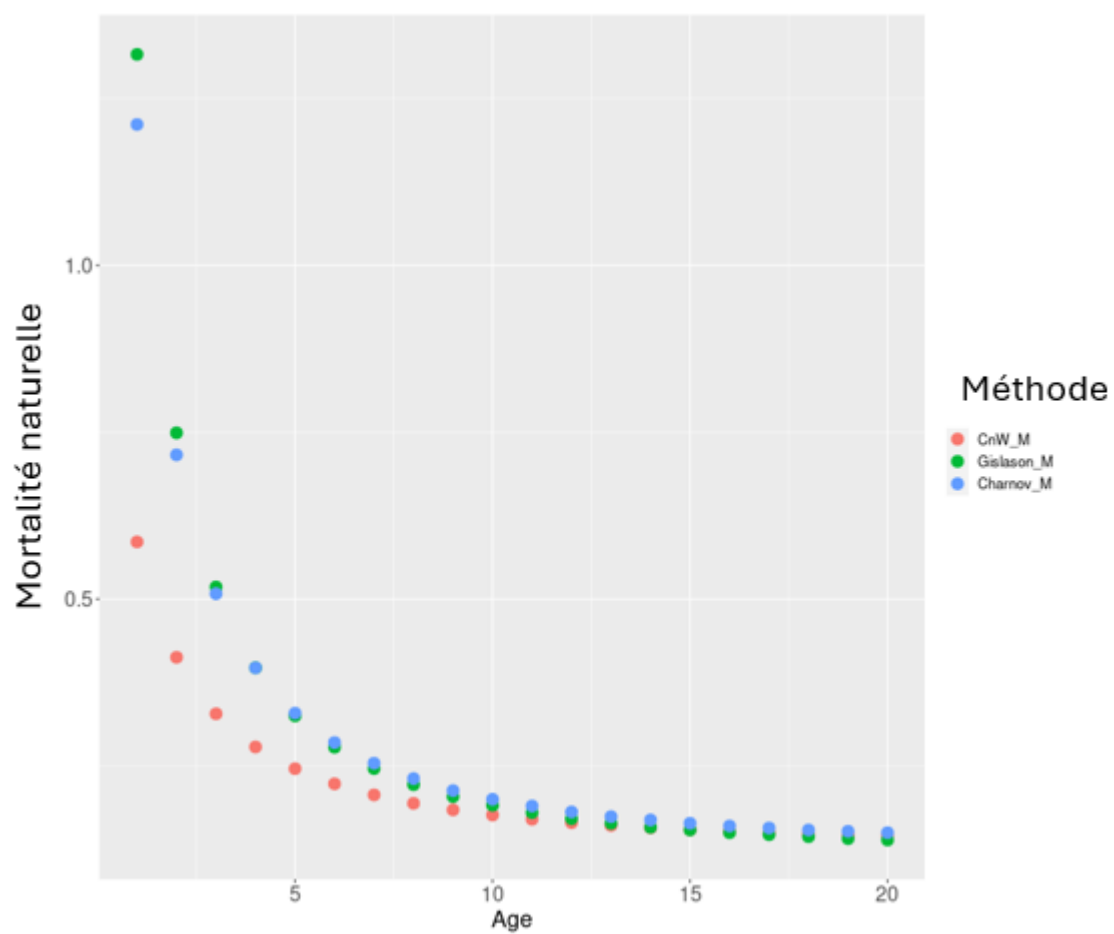


Figure C1 : Estimations de la mortalité naturelle selon l'âge par méthode (points colorés).