



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCCS)

Document de recherche 2022/005

Région du Golfe

Impact de l'expansion de la pêche au sébaste (*Sebastes* spp.) sur la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) du sud du Golfe du Saint-Laurent

N. Rolland¹, J.L. McDermid¹, D.P. Swain¹, C. Senay²

¹ Pêches et Océans Canada
Centre des pêches du Golfe
343, avenue de l'Université, C.P. 5030
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

² Pêches et Océans Canada
Institut Maurice-Lamontagne
850 Route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Avant-propos

Cette série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon des 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/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-41265-8 N° cat. Fs70-5/2022-005F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Rolland, N., McDermid, J.L., Swain, D.P., Senay, C. 2022. Impact de l'expansion de la pêche au sébaste (*Sebastes* spp.) sur la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/005. ix + 73 p.

Also available in English:

Rolland, N., McDermid, J.L., Swain, D.P., Senay, C. 2022. Impact of an expanding Redfish (Sebastes spp.) fishery on southern Gulf of St. Lawrence White Hake (Urophycis tenuis). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/005. viii + 69 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	IX
INTRODUCTION	1
INFORMATION SUR L'ESPÈCE	2
Merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent.....	2
Sébaste de l'unité 1.....	3
Interactions des espèces	4
SOURCES DE DONNÉES.....	4
Relevés de recherche multispécifiques au chalut de fond sud du Golfe du Saint-Laurent ...	4
Nord du golfe du Saint-Laurent	5
LES PÊCHES.....	6
Merluche blanche.....	6
Sébaste	6
MÉTHODES.....	7
CHEVAUCHEMENT ENTRE LE SÉBASTE ET LA MERLUCHE BLANCHE	7
Répartition spatiale et verticale de la merluche blanche et du sébaste d'après les sources de données indépendantes de la pêche	7
Évaluation des prises accessoires de merluche blanche dans les sources de données dépendantes et indépendantes de la pêche	7
MODÈLE POUR LA MERLUCHE BLANCHE	9
PROJECTIONS.....	10
RÉSULTATS.....	11
RÉPARTITION SPATIALE ET PRISES ACCESSOIRES	11
MODÈLE POUR LA MERLUCHE BLANCHE	13
Prises selon l'âge de la pêche	13
Indicateurs de l'abondance	13
Résultats du modèle	14
PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES.....	16
DISCUSSION.....	18
CONSIDÉRATIONS POUR UNE EXPANSION DE LA PÊCHE DU SÉBASTE	21
RÉFÉRENCES CITÉES	22
TABLEAUX	26
FIGURES	38
ANNEXE A. STRATES	71
ANNEXE B. PRISES ACCESSOIRES PAR TYPE D'ENGIN ET RÉGIONS.....	72

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Débarquements nominaux (tonnes) de merluche blanche et de sébaste de la division 4T de l'OPANO, avec le total annuel autorisé des captures (TAC). *Pour le sébaste, le TAC représente le TAC global pour 3Pn4RSTVn.....	26
Tableau 2. Statistiques descriptives des prises accessoires de merluche blanche provenant de l'ensemble des données des observateurs (données dépendantes de la pêche) et de l'ensemble des données des relevés par le navire de recherche (données indépendantes de la pêche (sGSL et nGSL)).	27
Tableau 3a. Prises selon l'âge de la pêche commerciale (par 1000) de merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO de 1982 à 2019. na signifie aucune prise et 0,00 indique un nombre différent de zéro et inférieur à 0,005.	28
Tableau 3b. Poids selon l'âge (kg) de la pêche commerciale de merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO de 1982 à 2019.	29
Tableau 4a. Taux de prise moyens stratifiés selon l'âge (poisson/trait) de merluche blanche dans le relevé par le navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent, d'après les strates 415-439. Les valeurs peuvent être converties en abondance chalutable par âge (en milliers) en multipliant par 1729,346. Les prises à 15 ans ne sont pas indiquées. Cet âge n'a été capturé qu'en 1985, à un taux moyen de 0,005 poisson par trait.	30
Tableau 4b. Poids moyen (kg) selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent (strates 415-439).	32
Tableau 5a. Nombre moyen par trait selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé des pêches sentinelles mobiles réalisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2019. ...	34
Tableau 5b. Poids moyen (kg) selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé des pêches sentinelles mobiles réalisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2019.	35
Tableau 5c. Longueur moyenne (cm) selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé des pêches sentinelles mobiles réalisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2019. ...	36
Tableau 6. Tableau de l'analyse du risque pour les effets de différents niveaux de prises accessoires de merluche blanche sur l'état de la population de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent. Les estimations du risque sont fondées sur des projections de la population sur 25 ans. Deux séries de projections ont été réalisées, l'une à partir des taux de recrutement observés de 2000 à 2019 et l'autre à partir des taux de recrutement observés de 2000 à 2010. Les taux de recrutement étaient plus élevés que tous ceux qui avaient été observés entre 2011 et 2019. Trois statistiques sont présentées : 1) la baisse en pourcentage de la BSR pendant la projection sur 25 ans; 2) la probabilité que la BSR soit inférieure à 4 000, 2 000 ou 1 000 tonnes à la fin de la projection sur 25 ans; et 3) les estimations médianes de la BSR pour les années 5, 10, 15, 20 et 25 des projections. La BSR est présentée en kilotonnes (kt). Les tirets indiquent des projections qui n'ont pas été effectuées.	37

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Divisions de l'OPANO dans la région du golfe du Saint-Laurent. Les zones unitaires sont indiquées pour la division 4T.....	38
Figure 2. Schéma de stratification des relevés scientifiques au chalut de fond pour le sud (bleu) et le nord (rouge) du golfe du Saint-Laurent. La zone en violet représente le chevauchement entre les deux relevés.....	39
Figure 3. Indices moyens annuels de capture de merluche blanche dans le relevé au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent (kg par trait, panneau supérieur; nombre par trait, panneau inférieur). L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard).	40
Figure 4. Indices de capture annuels moyens (kg par trait, panneaux a) et b), nombre par trait, panneaux c) et d)) de merluche blanche ≥ 45 cm de longueur (a et c) et < 45 cm (c et d) dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent. L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard).	41
Figure 5. Répartition spatiale des captures de merluche blanche par blocs d'années dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2020. P(occ) indique la probabilité d'occurrence (le nombre de traits capturant de la merluche blanche divisé par le nombre total de traits).	42
Figure 6. Indices moyens annuels de capture de sébaste dans le relevé au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent (kg par trait, panneau supérieur; nombre par trait, panneau inférieur). L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard).	43
Figure 7. Répartition spatiale des captures de sébaste par blocs d'années dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2020. P(occ) indique la probabilité d'occurrence (le nombre de traits capturant du sébaste divisé par le nombre total de traits).	44
Figure 8. Indices de capture moyennes annuelles de merluche blanche dans le relevé au chalut des pêches sentinelles mobiles du sud du golfe du Saint-Laurent (kg par trait, panneau du haut; nombre par trait, panneau du bas). L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard). La ligne en pointillés représente les mêmes informations provenant du relevé par navire de recherche au chalut de fond (NR).	45
Figure 9. Débarquements et total autorisé des captures (TAC) pour la merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO (graphique supérieur - a). Le graphique du bas (b) illustre les prises accessoires de merluche blanche après le moratoire de 1995.....	46
Figure 10. Proportion des débarquements annuels de merluche blanche dans les divisions 4T de l'OPANO par mois (panneau du haut), par type d'engin de pêche (panneau du milieu) et par espèce de pêche ciblée (panneau du bas), 1991 à 2019.	47
Figure 11. Débarquements et total autorisé des captures (TAC) pour les espèces de sébastes dans la zone 1 (a – graphique supérieur) et débarquements dans la division 4T de l'OPANO (b – graphique inférieur).	48
Figure 12. Répartition spatiale et abondance (kg par trait) de la merluche blanche et des espèces de sébastes d'après les relevés effectués par les navires de recherche au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent (graphique supérieur) et le sud du golfe du Saint-Laurent (graphique inférieur) de 2015 à 2019.	49

Figure 13. Prises totales (en kg) de merluche blanche et de sébaste à la profondeur moyenne de chaque trait effectués lors des relevés par navires de recherche au chalut de fond de 2015 à 2019.	50
Figure 14. Diagramme de quartiles des prises accessoires (en %) de merluche blanche d'après les traits extraits des données dépendantes de la pêche (observateur) et des données indépendantes de la pêche (relevés effectués par les navires de recherche au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent et le sud du golfe du Saint-Laurent). Pour les données des observateurs, lorsqu'un trait ne contenait pas de sébaste, mais avait capturé des merluches blanches les prises accessoires ont été fixées à 100 %. Seuls les traits ayant capturé du sébaste ont été conservés dans les données du nord du golfe du Saint-Laurent et du sud du golfe du Saint-Laurent, et les prises accessoires maximales ont été fixées à 250 %.....	51
Figure 15. Diagramme de quartiles mensuels des prises accessoires (en %) de merluche blanche d'après les données des observateurs (données dépendantes de la pêche). Lorsqu'un trait n'avait pas capturé de sébaste, mais avait capturé des merluches blanches, les prises accessoires ont été fixées à 100 %	52
Figure 16. Pondération par l'inverse de la distance du ratio des prises de merluche blanche par rapport au sébaste d'après les sources de données dépendantes de la pêche (2015 à 2018) et indépendantes de la pêche (2015 à 2019). Le ratio des prises a été normalisé pour limiter les valeurs entre 0 et 1, et les résultats obtenus ont été tracés sur une échelle logarithmique.....	53
Figure 17. Ratio normalisé des prises accessoires de merluche blanche par rapport au sébaste selon la profondeur (en m) d'après les sources de données dépendantes de la pêche (2015 à 2018) et indépendantes de la pêche (2015 à 2019).	54
Figure 18. Poids moyens annuels stratifiés (kg) à l'âge (2 à 6 ans) de la merluche blanche collectée lors du relevé par navire de recherche du sGSL de 1971 à 2014.	55
Figure 19. Proportion selon l'âge dans les captures de la merluche blanche dans le sGSL.	56
Figure 20. Proportion à l'âge de la merluche blanche dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sGSL.	57
Figure 21. Estimation de la capturabilité de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent relevé au chalut de fond par navire de recherche (RV) (a) et relevé des pêches sentinelles mobiles (MS) (b) dans le sGSL et sélectivité des pêches de la merluche blanche sur deux périodes (c,d). Dans le panneau a), la courbe noire indique la capturabilité au cours de la période 1985-2019 (chalut Western IIa) et celle en rouge indique la capturabilité au cours de la période 1978-1984 (chalut Yankee 36).....	58
Figure 22. Ajustement des indices de biomasse prédite (ligne) à celle observée pour le relevé par navire de recherche (NR) du sud du golfe du Saint-Laurent (panneau supérieur) et le relevé des pêches sentinelles mobiles (MS) (panneau inférieur). Les indices du NR ont été ajustés pour la différence de capturabilité entre les périodes 1978-1984 (vert) et 1985-2019 (bleu).	59
Figure 23. Résidus entre les proportions selon l'âge observées et prévues pour le relevé par navire de recherche (NR) du sud du golfe du Saint-Laurent (panneau supérieur), le relevé des pêches sentinelles mobiles (MS) (panneau du milieu) et les prises de la pêche (panneau du bas). La taille du cercle est proportionnelle à l'amplitude du résidu. Les cercles noirs indiquent des résidus négatifs (observés < prédits).	60
Figure 24. Estimation de l'abondance de la merluche blanche adulte (a) et juvénile (b) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes sont les estimations médianes de l'abondance, l'ombrage foncé représente les 50 % du milieu des estimations et l'ombrage léger indique les limites de confiance à 95 %	61

Figure 25: Estimation de la BSR de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne est l'estimation médiane de la BSR, l'ombrage foncé représente les 50 % du milieu des estimations et l'ombrage léger indique les limites de confiance à 95 %. Les cercles indiquent les estimations médianes de la BSR obtenues par le modèle de l'évaluation du potentiel de rétablissement de 2015. La ligne horizontale rouge est le PRL de 12 800 t.....	62
Figure 26. Abondance des recrues d'âge 2 (a) et taux de recrutement (b) de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les barres grises indiquent les estimations de la médiane, les lignes rouges épaisses indiquent les estimations des 50 % du milieu et les lignes rouges fines indiquent les limites de confiance à 95 %	63
Figure 27. Estimation des taux instantanés de mortalité naturelle et de mortalité par pêche (F et M, respectivement) par groupe d'âge (âges 2-3, 4-5, 6 et plus). Les valeurs indiquées pour F sont des moyennes pondérées en fonction de l'abondance pour chaque groupe d'âge-longueur (1978:2006). Les lignes bleues et les cercles rouges indiquent les estimations médianes. L'ombrage et les lignes verticales représentent leurs intervalles de confiance à 95 % fondés sur l'échantillonnage selon la méthode MCCM. L'axe de droite illustre la mortalité annuelle correspondante. Les valeurs moyennes de F pour les âges 2 et 3 ne sont pas indiquées puisqu'elles étaient négligeables (< 0,001 pour toutes les années, < 0,00005 depuis 2000).....	64
Figure 28. Estimation de la BSR historique (en vert) et projetée (autres couleurs) de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent pour différents niveaux de prises accessoires projetées (0, 20, 150, 750 et 1 500 t). Les lignes et les cercles sont l'estimation médiane. L'ombrage indique les intervalles de confiance à 50 % (en foncé) et à 95 % (en clair). Ces intervalles sont indiqués pour les estimations historiques et les projections aux niveaux de prises accessoires les plus élevés dans chaque graphique. Pour les projections, les taux de recrutement sont échantillonnés sur la période 2000 à 2019. Les lignes horizontales tiretées illustrent le PRL de 12 800 t et le niveau de 2 000 t qui représente la limite d'un risque très élevé d'extinction locale.....	65
Figure 29. Probabilité que la BSR projetée soit inférieure à 1 000, 2 000 ou 4 000 t à différents niveaux de prises accessoires de merluche blanche (0, 20, 150, 350, 750 et 1 500 t).	66
Figure 30. Abondance projetée de la merluche blanche adulte du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de prises accessoires (a : 20 t et 750 t, b : 150 t et 1 500 t). Les estimations médianes sont présentées à la fois pour le début de l'année (lignes et cercles du haut) et la fin de l'année avant le recrutement (lignes et cercles du bas). L'ombrage illustre les intervalles de confiance à 50 % (ombrage foncé) et à 90 % (ombrage clair) pour les niveaux de prises accessoires (cercles) les plus élevés à la fin de l'année.	67
Figure 31. Estimation de la BSR historique (en vert) et projetée (autres couleurs) de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent pour différents niveaux de prises accessoires projetées (0, 20, 150, 750 et 1 500 t). Les lignes et les cercles sont l'estimation médiane. L'ombrage indique les intervalles de confiance à 50 % (en foncé) et à 95 % (en clair). Ces intervalles sont indiqués pour les estimations historiques et les projections aux niveaux de prises accessoires les plus élevés dans chaque graphique. Pour les projections, les taux de recrutement sont échantillonnés sur la période 2000 à 2010.	68
Figure 32. Probabilité que la BSR projetée soit inférieure à 1 000, 2 000 ou 4 000 t à différents niveaux de prises accessoires de merluche blanche. Pour ces projections, les taux de recrutement sont échantillonnés sur la période 2000-2010.	69
Figure 33. Taux projetés de mortalité par pêche pendant les projections à différents niveaux de prises (a : 20 t et 750 t, b : 150 t et 1 500 t). La mortalité par pêche est indiquée pour l'âge 5.	

Les cercles indiquent les estimations médianes. Les lignes verticales épaisses et fines
représentent les intervalles de confiance à 50 % et à 95 %. 70

RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a inscrit l'unité désignable de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent comme une espèce en voie de disparition. Cette unité désignable se compose principalement de la merluche blanche présente dans la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). L'évaluation du potentiel de rétablissement de ce stock a révélé qu'une mortalité naturelle extrêmement élevée empêchait le stock de se rétablir, et que la mortalité par la pêche avec une limite de prises accessoires de 30 t a un effet négligeable sur la trajectoire de la population. Cependant, si l'effort de pêche est augmenté comme proposé avec l'expansion de la pêche au sébaste, les effets des prises accessoires sur cette population ne pourront peut-être plus être considérés comme négligeables.

Le présent rapport vise à examiner les informations existantes tirées des relevés et des pêches en vue d'évaluer si l'augmentation des niveaux de prise de sébaste entraînerait une augmentation des prises accessoires de merluche blanche. Un chevauchement important dans la répartition spatiale de la merluche blanche et du sébaste a été noté dans les eaux profondes du chenal Laurentien. Il résulte en partie des interdépendances alimentaires entre ces espèces et du déplacement de la merluche blanche dans des eaux plus profondes pour éviter la prédation. Les prises accessoires de merluche blanche associées au sébaste étaient plus faibles à des profondeurs supérieures à 380 m, et beaucoup plus importantes pendant les mois de juin, juillet et décembre. Les prises accessoires ne différaient pas significativement selon le type d'engin, mais les prises accessoires étaient globalement plus importantes dans la région sud du chenal Laurentien. Dans l'ensemble, la valeur moyenne des prises accessoires était de 10,5 % dans la pêche au sébaste. Même en l'absence de prélèvements par la pêche, le stock de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent devrait diminuer en raison d'une mortalité naturelle extrêmement élevée. La population de merluche blanche du sGSL a été projetée sur 25 ans en supposant que la productivité resterait aux niveaux récents. Il a été estimé que la BSR diminuait de 38,7 % sans prise et de 39,3 % avec des prises accessoires annuelles de 20 t, soit le niveau récent. Avec des prises accessoires annuelles de 150 t à 350 t, il a été estimé que la BSR diminuait de 43 % à 48 %. Avec des prises accessoires de 500 t à 1 500 t, la BSR a diminué de 53 % à 70 %. À l'heure actuelle, le stock de merluche blanche est soutenu par des taux de recrutement inhabituellement élevés qui dépendent en grande partie d'une seule cohorte chaque année (âge 4). Le risque d'extinction de ce stock (inférieur à 2 000 t) est de 22 à 26 % sans prise accessoire et jusqu'à 150 t, et augmente à 30 % et 49 % à des niveaux de prises accessoires de 350 t à 1 500 t respectivement. Si les taux de recrutement diminuaient même légèrement pour atteindre les niveaux observés dans les années 2000, le risque d'extinction de ce stock augmenterait. À la limite actuelle de 30 t de prises accessoires pour la merluche blanche, la merluche blanche deviendra une espèce déterminante pour la future pêche au sébaste.

INTRODUCTION

Pêches et Océans Canada mène actuellement deux activités parallèles qui sont interreliées et dont les résultats peuvent être divergents. La première, le programme des espèces en péril, doit fournir une recommandation d'inscription pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'unité désignable de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent comme en voie de disparition (COSEPAC 2013). Dans l'élaboration des scénarios de gestion pour le processus d'inscription, les prises accessoires continues pourraient être autorisées dans un scénario d'inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), car la mortalité naturelle est si élevée que les niveaux actuels de prises accessoires de 30 t ont des effets négligeables sur la trajectoire du stock (MPO 2016). Parallèlement, l'arrivée imminente des cohortes de sébastes de 2011 à 2013, dont les individus sont plus grands que la taille minimale réglementaire, suscite un vif intérêt de la part de plusieurs intervenants, notamment les gouvernements provincial et fédéral, l'industrie (pêche, transformation et commercialisation), des Premières Nations et des groupes environnementaux. La Direction de la gestion des ressources envisage d'augmenter la pêche du sébaste pour exploiter cette nouvelle biomasse. La réouverture de la pêche commerciale du sébaste dans l'unité 1 peut avoir des impacts significatifs sur les prises accessoires de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent et pourrait signifier que la mortalité par la pêche ne sera plus considérée comme négligeable.

Dans ce cas, nous avons un stock productif, le sébaste, et un stock faible, la merluche blanche, qui peuvent tous deux être capturés dans une pêche en expansion. La répartition spatiale, la position verticale dans la colonne d'eau et le caractère saisonnier de la merluche blanche et du sébaste détermineront si les politiques élaborées pour reconstituer le stock faible contraient aux efforts déployés pour maximiser le rendement du stock productif de sébaste. C'est ce qu'on appelle le « problème des stocks faibles », l'un des aspects les plus difficiles de la gestion des pêches (Caddy 1999, Hall *et al.* 2000). À l'heure actuelle, le règlement sur la pêche de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent prévoit une limite annuelle de 30 t pour les prises accessoires et une limite maximale de 5 % dans la pêche du sébaste dans les autres pêches afin de réduire le déclin évitable de ce stock. Il est possible que la merluche blanche soit le stock déterminant qui limitera la pêche du sébaste.

L'objectif du présent rapport est d'examiner les informations existantes afin d'évaluer les effets potentiels de l'augmentation des prises accessoires de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent dans les pêches de sébaste. Afin de répondre à cette question, nous avons déterminé le chevauchement spatial du sébaste et de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent, fourni des informations sur la répartition de la merluche blanche dans les eaux profondes du chenal Laurentien où elle est maintenant présente, et examiné les zones et les profondeurs où la merluche blanche risquait moins d'être capturée dans les prises accessoires. Nous avons également produit des estimations actualisées de la mortalité de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent en tant que prises accessoires dans les pêches dirigées et de la mortalité totale. Nous avons utilisé le modèle de la merluche blanche et les estimations moyennes des prises accessoires pour fournir des estimations du changement potentiel de la mortalité par la pêche à différents niveaux de prises de sébaste.

Nous n'avons pas été en mesure de répondre à la demande d'avis sur la répartition saisonnière de la merluche blanche et du sébaste, car les informations n'étaient disponibles qu'à partir des relevés de recherche au chalut de fond menés en août et en septembre. Nous avons toutefois pu utiliser les données existantes sur les pêches indicatrices et expérimentales du sébaste pour examiner les prises accessoires saisonnières de merluche blanche de juin à décembre. Nous

n'avons pas non plus été en mesure d'examiner la répartition verticale des deux espèces dans la colonne d'eau.

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent

La merluche blanche (*Urophycis tenuis* Mitchill) était historiquement un poisson de fond commercialement important dans le sud du golfe du Saint-Laurent, se classant au troisième ou quatrième rang des débarquements annuels. Cependant, la pêche dirigée de la merluche blanche a été fermée en 1995 en raison de la faible abondance de l'espèce, et est restée sous moratoire. Roy et ses collaborateurs (2012) ont révélé que les merluches blanches du sud du golfe du Saint-Laurent étaient génétiquement distinctes de celles d'autres régions du Canada atlantique. Le COSEPAC a désigné l'unité du sud du golfe du Saint-Laurent comme en voie de disparition et celle de l'Atlantique et du nord du golfe du Saint-Laurent (ci-après l'unité désignable de l'Atlantique) comme menacée (COSEPAC 2013). L'évaluation la plus récente du stock du sud du golfe du Saint-Laurent est l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de janvier 2015 (MPO 2016, Swain *et al.* 2016), avec la dernière mise à jour des indicateurs en 2020 (MPO 2020a). Le stock se trouve toujours dans la zone critique de l'approche de précaution lorsqu'on utilise comme point de référence limite l'objectif de rétablissement de l'abondance tel que défini dans l'EPR (40 % de la biomasse du stock reproducteur).

Les deux unités désignables de merluche blanche au Canada ont été identifiées à l'aide d'une combinaison d'informations génétiques, méristiques et sur le comportement de frai. L'unité désignable du sud du golfe du Saint-Laurent est présente dans le sud du golfe du Saint-Laurent, principalement dans la division 4T de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (Fig. 1). Elle a une composition génétique distincte et fraye en été dans les eaux côtières peu profondes. La merluche blanche de l'unité désignable de l'Atlantique fraye en haute mer et dans les eaux profondes au début du printemps (Roy *et al.* 2012, COSEPAC 2013). La partie nord de la sous-division 4Vn de l'OPANO (Fig. 1) présentait également le génotype du sud du golfe du Saint-Laurent. Aux fins du présent rapport, nous avons supposé que le statut de l'unité désignable du sud du golfe du Saint-Laurent pouvait être évalué sur la base d'une analyse de la zone de gestion de la division 4T de l'OPANO, qui est dominée par cette unité désignable et comprend la majeure partie de la zone qu'elle occupe. C'est également la même hypothèse qui a été formulée pour l'EPR. La division 4T de l'OPANO englobe l'estuaire du Saint-Laurent, mais on ignore l'identité génétique de la merluche blanche présente dans cette zone (zones unitaires 4Topq de l'OPANO), car aucun échantillon génétique n'a été prélevé. La contribution de cette zone aux débarquements de merluche blanche de la division 4T est mineure (moyenne de 1,1 % entre 1985 et 2010). Le chenal Laurentien représente une zone de chevauchement entre les deux unités désignables. Plus de 90 % des merluches blanches pêchées dans le sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO; Fig. 1) à des profondeurs inférieures à 200 m sont du même type que les poissons du golfe, cette proportion diminuant à mesure que la profondeur augmente, passant de près de 80 %, à des profondeurs de 200 à 250 m, à 34 %, à des profondeurs supérieures à 350 m (Swain *et al.* 2012).

La merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent hiverne dans le chenal Laurentien, dans la division 4T et dans la sous-division 4Vn de l'OPANO (le détroit de Cabot), à des profondeurs de plus de 200 m (Chouinard et Hurlbut 2011). En été, la merluche blanche reste dans des eaux relativement profondes (plus de 100 m) ou se déplace dans les eaux peu profondes du golfe (surtout à moins de 50 m) le long des côtes du Nouveau-Brunswick, de l'Île-du-Prince-

Édouard, de la Nouvelle-Écosse continentale et du sud-ouest de l'île du Cap-Breton. La migration vers les eaux côtières débute généralement en avril-mai et se déroule rapidement jusqu'en juin, période à laquelle la plupart des habitats d'été traditionnels sont occupés. La migration de retour vers les aires d'hivernage du chenal Laurentien avait historiquement lieu en novembre et en décembre (Darbyson et Benoît 2003), mais elle semble se produire maintenant en juillet. La proportion de merluche blanche présente dans les zones côtières a diminué au fil du temps, et elle en est pratiquement absente ces dernières années (Swain *et al.* 2016). Ce changement dans la répartition des merluches blanches adultes est fortement lié au risque de prédation par le phoque gris, un prédateur important de l'espèce (Hammill *et al.* 2014; Swain *et al.* 2015). Avec l'augmentation de l'abondance des phoques, la répartition de la merluche blanche s'est déplacée vers les eaux profondes où le risque de prédation par le phoque gris est resté faible. La mortalité par la pêche a diminué à des niveaux très faibles, néanmoins de 2008 à 2013, la majorité des prises accessoires de merluche blanche dans le sGSL a été prise par la pêche au sébaste (Swain *et al.* 2016). La principale menace pour la merluche blanche est la mortalité naturelle élevée, qui est attribuée à la prédation par le phoque gris.

Sébaste de l'unité 1

Deux espèces de sébastes sont présentes dans l'unité 1 : le sébaste atlantique (*Sebastes mentella*) et le sébaste acadien (*S. fasciatus*). Le sébaste a été intensément exploité dans le golfe du Saint-Laurent de 1954 à 1956, de 1965 à 1976 et de 1987 à 1992. Un moratoire a été déclaré dans l'unité 1 en 1995, mais une pêche indicatrice a commencé en 1998. En 2010, le COSEPAC a désigné le sébaste atlantique (*S. mentella*) comme étant en voie de disparition et le sébaste acadien (*S. fasciatus*) comme étant menacé (MPO 2011). L'évaluation la plus récente du sébaste de l'unité 1 a eu lieu en janvier 2020 (Senay *et al.* 2019; MPO 2020b; Senay *et al.* 2021). Selon les points de référence empiriques, les sébastes atlantiques de l'unité 1 se trouvent dans la zone saine de l'approche de précaution, mais les sébastes acadiens sont dans la zone de prudence (MPO 2020b).

Le sébaste occupe les eaux froides à des profondeurs de 100 à 700 m. Le sébaste atlantique se trouve généralement dans des eaux plus profondes que le sébaste acadien. Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, le sébaste se rencontre presque exclusivement dans le chenal Laurentien. Les deux espèces de sébastes peuvent être différenciées par le nombre de rayons des nageoires anales, la génétique et les points de passage du muscle extrinsèque de la vessie gazeuse (Senay *et al.* 2019). Aux fins du présent rapport, nous regrouperons les espèces et les appellerons « sébastes ».

Le succès du recrutement chez les sébastes est extrêmement variable, d'importantes classes d'âge étant produites à des intervalles irréguliers (5 à 12 ans). En 2011, 2012 et 2013, trois fortes cohortes ont recruté dans le stock. Les analyses génétiques ont montré que ces cohortes sont dominées par le sébaste atlantique avec l'écotype du golfe du Saint-Laurent (Benestan *et al.* 2020). La biomasse du sébaste atlantique a continué à augmenter dans les relevés de recherche. La cohorte de 1980 était la dernière grande cohorte de l'unité 1 (Brassard *et al.* 2017). Si la croissance anticipée de ces cohortes se poursuit, 51 % des individus de la cohorte de 2011 devraient mesurer plus de 25 cm d'ici 2020.

Étant donné l'ouverture prévue de la pêche commerciale du sébaste dans un avenir proche, une évaluation de la stratégie de gestion a été menée en 2018 (MPO 2018). Cinq procédures de gestion ont été sélectionnées. Elles utilisent toutes la même règle de contrôle des prises, mais différent par la première année de mise en œuvre de cette règle, par les limites de l'ampleur des changements interannuels du total autorisé des captures, et par la présence ou l'absence des éléments suivants : maximum du total autorisé des captures, ajustement des limites de capture suivant la règle de contrôle des prises par un facteur de 0,8 et utilisation de

totaux autorisés des captures fixes les premières années. Les quatre procédures de gestion qui permettaient d'atteindre l'objectif de maintien des sébastes dans la zone saine prévoyaient des totaux autorisés des captures (TAC) d'un minimum de 14 500 t en 2020, allant jusqu'à plus de 60 000 t d'ici 2028 pour les unités 1 et 2.

Interactions des espèces

L'analyse des contenus stomacaux de merluches blanches et de sébastes pêchés entre août 2015 et août 2017 a donné une idée de la relation trophique entre ces espèces et des raisons pour lesquelles elles sont fréquemment capturées ensemble. Les indices de plénitude des estomacs des merluches blanches (longueur de 22 à 65 cm) ont révélé que leur régime alimentaire était constitué en majorité de poissons et que, tous les types de proies étant combinés, le sébaste était leur proie la plus importante. Le groupe des crevettes et le zooplancton se classaient respectivement en deuxième et troisième position. En raison des estomacs fréquemment régurgités, l'analyse des contenus stomacaux des sébastes est limitée. Les contenus stomacaux obtenus ont révélé que le régime alimentaire du sébaste dépend de leur taille. Les sébastes de moins de 25 cm (7 à 24 cm) se nourrissent principalement de zooplancton et ceux de plus de 25 cm (25 à 48 cm) de crevettes et, dans une moindre mesure, de poissons. Moins de 5 % des estomacs de sébastes analysés contenaient des poissons et aucune merluche blanche n'a été trouvée dans aucun des estomacs (Ouellette-Plante *et al.* 2020).

SOURCES DE DONNÉES

Les informations disponibles pour répondre à cette demande sont les relevés multi-espèces effectués par le navire de recherche au chalut de fond, le relevé des pêches sentinelles aux engins mobiles dans le sud du golfe du Saint-Laurent et les données sur les débarquements.

Relevés de recherche multispécifiques au chalut de fond sud du Golfe du Saint-Laurent

Le relevé multi-espèces au chalut de fond est réalisé chaque année en septembre depuis 1971 dans le sud du golfe du Saint-Laurent par un navire de recherche (pour plus de détails, voir Hurlbut et Clay 1990; Chadwick *et al.* 2007). Il suit un plan aléatoire stratifié, avec une stratification fondée sur la profondeur et la zone géographique (Fig. 2). La pêche a été effectuée par le navire *E.E. Prince* à l'aide d'un chalut Yankee 36 de 1971 à 1985, par le *Lady Hammond* de 1985 à 1991, au moyen d'un chalut Western IIA, et par le NGCC *Alfred Needler* de 1992 à 2005 (sauf en 2003), au moyen d'un chalut Western IIA, et enfin par le NGCC *Teleost*, depuis 2004, à l'aide d'un chalut Western IIA. Lorsque le type d'engin de pêche ou le navire changeait, des expériences de pêche comparative ont eu lieu, et des facteurs de conversion ont été appliqués au besoin (Benoît et Swain 2003; Benoît 2006) afin de maintenir la comparabilité de la série chronologique. En 2003, un incendie a endommagé le navire de recherche habituel, le NGCC *Alfred Needler*, et le relevé a été effectué à bord du NGCC *Wilfred Templeman*. Cependant, cette année a été exclue des analyses, car des strates ont été omises.

La biomasse chalutable de merluche blanche a diminué de façon spectaculaire au cours de la série chronologique (Fig. 3). La biomasse de merluche blanche a commencé à diminuer à la fin des années 1980 et au début des années 1990 jusqu'à un niveau bas et stable de 1995 à nos jours. Pendant ce temps, la tendance observée de l'abondance n'était pas aussi dramatique (Fig. 3). Selon Swain et ses collaborateurs (2012), la merluche blanche de 45 cm et plus et de 4 ans et plus est considérée comme mature. Les indices de l'abondance et de la biomasse des adultes (≥ 45 cm) ont tous deux affichés une forte baisse de 1985 à 1995, et sont restés à des niveaux très bas depuis (Fig. 4). L'estimation du déclin de l'abondance de la classe de longueur

des adultes de 1985 à 2014 (environ trois générations) était de plus de 90 %. Pour les juvéniles (< 45 cm), aucune tendance observable de la biomasse ou de l'abondance ne s'est dégagée entre 1971 et 2019 (Fig. 4).

Dans les années 1970, la merluche blanche se trouvait principalement dans les zones côtières peu profondes (≤ 50 m de profondeur) en septembre (Fig. 5). Dans les années 1980, une abondance croissante a été observée dans les eaux plus profondes du large (> 100 m) sur les pentes du chenal Laurentien et dans la cuvette du Cap Breton, avec un maintien de l'abondance dans les zones côtières. Depuis, la répartition des adultes s'est progressivement déplacée vers les eaux plus profondes. Dans les années 2000, la proportion de merluche blanche dans la zone côtière était presque inexistante, l'espèce se trouvant presque exclusivement dans les zones au large du chenal Laurentien et de la cuvette du Cap Breton (Fig. 5).

La biomasse chalutable et l'abondance des espèces de sébastes étaient élevées dans les années 1970 et 1980, mais elles sont tombées à de faibles niveaux en 1993, où elles sont restées jusqu'en 2011, date à laquelle la biomasse a commencé à augmenter pour atteindre un pic en 2017 (Fig. 6). Le sébaste du sud du golfe du Saint-Laurent se trouve principalement dans les eaux plus profondes du chenal Laurentien et en densités plus faibles dans la partie nord de la cuvette du Cap Breton (Fig. 7). Pendant les années 1990 et 2000, lorsque la biomasse du sébaste était plus basse, il était encore présent dans toute son aire de répartition historique (Fig. 7).

Nord du golfe du Saint-Laurent

Un relevé multi-espèces au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent est effectué à l'aide d'un navire de recherche chaque année en août depuis 1984 (pour plus de détails, voir Bourdages *et al.* 2020). Il suit un plan aléatoire stratifié, avec une stratification fondée sur la profondeur et la zone géographique (Fig. 2). Au fil des ans, différents bateaux et engins de pêche ont été utilisés. Entre 1984 et 1990, le relevé de recherche était mené à bord du NGCC *Lady Hammond* en utilisant un chalut de fond Western IIA. Entre 1990 et 2005, le NGCC *Alfred Needler* a été utilisé avec un chalut de fond URI 81 ' / 114'. Enfin, de 2004 à 2020, le NGCC *Teleost* et un chalut de fond Campelen 1800 ont été utilisés. Toutes ces données ont été comparées pour établir des facteurs de conversion qui ont été appliqués à la série chronologique (Bourdages *et al.* 2007). Aux fins du présent rapport, seules les données des strates du nord du golfe du Saint-Laurent qui chevauchent des strates du sud du golfe (Fig. 2) ont été utilisées, afin de caractériser uniquement le chevauchement de la merluche blanche et du sébaste (voir les méthodes décrites ci-dessous).

Relevés par pêche sentinelle par engins mobiles

Depuis 2003, le volet « engins mobiles » du programme des relevés des pêches sentinelles dans le sud du golfe du Saint-Laurent consiste en un relevé au chalut de fond mené chaque année en août par trois ou quatre bateaux de pêche commerciale utilisant le même chalut de fond normalisé et les mêmes protocoles de pêche normalisés (pour plus de détails, voir Savoie 2012). La collecte des données est effectuée par des observateurs en mer. Ce relevé suit le même plan à stratification aléatoire que celui utilisé pour le relevé effectué par le navire de recherche dans le sud du golfe. Les bateaux ont changé plusieurs fois depuis 2003. L'étalonnage de l'efficacité de pêche relative entre les navires est calculée chaque année à l'aide d'un modèle binomial négatif avec des termes pour l'année, la strate et le navire. Cependant, en raison de la répartition spatiale restreinte de la merluche blanche, les effets de la strate et du navire peuvent être confondus dans les étalonnages pour cette espèce. Ainsi, nous présentons des indices sans ajustement pour les éventuels effets du bateau.

L'indice des relevés par les pêches sentinelles aux engins mobiles a fluctué sans tendance entre 2003 et 2019 (Fig. 8). La merluche blanche était à un niveau bas, mais relativement stable, pendant cette période d'après le relevé effectué par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Fig. 8). Les indices de l'abondance et de la biomasse avec regroupement par âge des relevés par pêche sentinelle aux engins mobiles sont conformes aux résultats du navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

LES PÊCHES

Merluche blanche

Les débarquements de merluche blanche dans la zone de gestion 4T ont fluctué entre environ 4 000 et 7 000 t de 1961 à 1978, puis ont fortement augmenté pour atteindre un pic de 14 000 t en 1981 (Fig. 9; tableau 1). Un TAC de précaution de 12 000 t a été établi en 1982 et réduit les années suivantes. Les débarquements ont diminué à partir de 1982 et étaient en moyenne de 5 000 t de 1985 à 1992. La pêche de la merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO a été fermée en janvier 1995 et est restée sous moratoire avec un quota de 30 t pour les prises accessoires dans les pêches commerciales, les pêches récréatives, les relevés scientifiques et les pêches autochtones.

La plupart des débarquements étaient effectués de juillet à septembre avant le moratoire et en juin et juillet ces dernières années (Fig. 10). Les chaluts et les palangres dominaient entre les années 1990 à la moitié des années 2000, lorsque les sennes et les filets maillants sont devenus les engins dominants pour la capture de la merluche blanche (Fig. 10). De 2008 à 2018, la majorité des prises accessoires de merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent ont été réalisées par la pêche du sébaste, mais la merluche blanche figure également parmi les prises des pêches dirigées du flétan du Groenland, de la plie grise et du flétan de l'Atlantique (Fig. 10). En 2019 et 2020, la pêche du flétan du Groenland a commencé à débarquer plus de merluches blanches que celle du sébaste (Fig. 10).

Dans la zone de gestion 4T, les prises accessoires maximales autorisées de merluche blanche sont de 5 % du poids des captures de l'espèce cible par sortie de pêche pour le sébaste et pour les autres espèces. En plus des limites de prises accessoires, un protocole relatif aux petits poissons est appliqué. La pêche du poisson de fond est fermée si le nombre de petits poissons (c'est-à-dire les poissons de moins de 45 cm de long) dépasse 15 % des prises. Afin de réduire encore davantage les prises accessoires de merluche blanche, des saisons de pêche restrictives ont été mises en place pour les secteurs des engins fixes et mobiles ciblant d'autres espèces. Cette mesure de gestion avait pour but de permettre à la merluche d'achever sa migration printanière vers les zones côtières avant d'ouvrir la zone à la pêche du poisson de fond.

Sébaste

Le sébaste du golfe du Saint-Laurent a été marqué par trois périodes d'exploitation intense de 1954 à 1956, 1965 à 1976 et 1987 à 1992 (Fig. 11; tableau 1). Les débarquements de sébaste dans la zone de gestion 4T ont fluctué entre environ 2 000 et 15 000 t de 1960 à 1994 jusqu'à ce qu'un moratoire soit déclaré en 1995 (Fig. 11; tableau 1). Un TAC global pour le sébaste de l'unité 1 a été établi pour la première fois en 1976 et se situait entre 16 000 et 60 000 t jusqu'au moratoire (Fig. 11; tableau 1). De 1995 à 1997, les débarquements de sébaste étaient limités aux prises accessoires. Une pêche indicatrice a débuté en 1998 avec un TAC de 1 000 t qui est passé à 2 000 t en 1999 et qui est resté à ce niveau depuis. Elle a lieu entre le 15 juin et le 31 octobre. De 1998 à 2006, la plus grande partie de l'effort de pêche était mené au chalut de fond et, depuis 2007, on note une forte augmentation de la proportion des prises à la senne

écossaise (Senay *et al.* 2019). En 2017, une pêche expérimentale avec un TAC compris entre 2 500 et 3 950 t a été lancée pour recueillir des données biologiques sur le sébaste et tester des techniques d'engins permettant de réduire les prises accessoires. Les débarquements de sébaste dans la zone 4T provenant des pêches indicatrices et expérimentales varient entre environ 75 et 525 t depuis 1998 (Fig. 11; tableau 1).

MÉTHODES

CHEVAUCHEMENT ENTRE LE SÉBASTE ET LA MERLUCHE BLANCHE

Répartition spatiale et verticale de la merluche blanche et du sébaste d'après les sources de données indépendantes de la pêche

La répartition spatiale récente de la merluche blanche et du sébaste dans la division 4T de l'OPANO a été évaluée à l'aide des données de 2015 à 2019 recueillies lors des relevés multispécifiques au chalut de fond effectués par les navires de recherche dans le sud et le nord du golfe du Saint-Laurent. Les analyses sont présentées ici pour les 24 strates (415 à 439) du relevé effectué par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (640 traits), mais seules les strates 401 à 408 (103 traits) ont été prises en compte pour le relevé réalisé par le navire de recherche dans le nord du golfe du Saint-Laurent, car ce sont les seules qui chevauchent celui du sud du golfe (annexe 1). Les prises individuelles de chaque espèce, exprimées en kg par trait, ont été normalisées pour la distance de trait conformément aux protocoles des relevés (Benoît et Swain 2003, Benoît 2006 et Bourdages *et al.* 2020). La préférence en matière de profondeur et l'abondance des deux espèces ont également été estimées à partir des prises totales par intervalle de profondeur pour la période de 2015 à 2019.

Évaluation des prises accessoires de merluche blanche dans les sources de données dépendantes et indépendantes de la pêche

Les pêches expérimentale et repère ciblant le sébaste et menées par l'industrie ont été utilisées comme source de données dépendantes de la pêche avec un niveau de présence des observateurs de 100 %. Les données ont été extraites pour ne conserver que les traits qui ont été effectués dans la division 4T de l'OPANO entre 2015 et 2018. En tout, 108 sorties de pêche ont été effectuées soit au chalut de fond ($n = 51$), au chalut pélagique ($n = 20$) ou à la senne ($n = 37$), et la merluche blanche a été capturée lors de 76 de ces sorties de pêche. Les informations recueillies dans les relevés réalisés par les navires de recherche dans le sud et le nord du golfe du Saint-Laurent ont également été utilisées comme source de données indépendante de la pêche. Pour se conformer aux spécifications des types d'engins, la profondeur de pêche enregistrée a été utilisée pour les analyses de distribution des profondeurs. Pour les deux sources de données, les prises accessoires de merluche blanche dans chaque trait ont été estimées comme étant la proportion (%) de merluche blanche par rapport au sébaste (1).

$$\text{Prises de merluche blanche (kg)} \times 100 / \text{Prises de sébaste (kg)} \quad (1)$$

Pour l'ensemble des données dépendantes de la pêche, lorsqu'un trait ne contenait pas de sébaste, mais de la merluche blanche, les prises accessoires étaient fixées à 100 %. Enfin, pour l'ensemble des données indépendantes de la pêche, afin de simuler une pêche dirigée du sébaste, seuls les ensembles qui ont capturé du sébaste ($n = 103$ pour le nord du golfe du Saint-Laurent et $n = 186$ pour le sud du golfe du Saint-Laurent) ont été conservés. Les valeurs des prises accessoires de merluche blanche, en particulier dans l'ensemble de données du sud du golfe du Saint-Laurent, présentaient de fortes valeurs aberrantes ($> 150\,000\%$) dans les

rare cas où seuls quelques sébastes ont été pêchés dans une prise dominée par la merluche blanche. Par conséquent, nous avons utilisé les prises accessoires maximales observées provenant de la source de données dépendantes de la pêche (202,2 %) et du relevé effectué par le navire de recherche dans le nord du golfe du Saint-Laurent (244,4 %) pour élaborer une limite (arrondie à 250 %) pour la fourchette des prises accessoires de merluche blanche provenant de l'ensemble de données du sud du golfe du Saint-Laurent. Pour chaque source de données, nous avons préparé des diagramme de quartiles afin d'évaluer la répartition globale des prises accessoires de merluche blanche dans tous les traits qui ont capturé des sébastes. De plus, pour estimer les prises accessoires de merluche blanche pendant la saison, nous avons élaboré des diagramme de quartiles à partir des données dépendantes de la pêche.

Nous avons appliqué un algorithme de pondération inverse à la distance pour explorer la répartition spatiale des endroits où les merluches blanches sont le plus susceptibles d'être capturées lorsque la pêche cible le sébaste. Ce modèle a utilisé un taux de capture transformé en log de la merluche blanche sur le sébaste pour mettre à l'échelle les valeurs et aider à visualiser le résultat.

Enfin, les deux sources de données ont été combinées pour calculer les ratios de capture standardisés (r) des prises accessoires et évaluer la distribution verticale des prises accessoires de merluche blanche. Pour chaque trait (s), une normalisation a été utilisée pour contraindre les valeurs entre 0 et 1 (2) et les résultats obtenus ont été tracés sur un axe des ordonnées à l'échelle logarithmique.

$$\frac{ratio_s - \min(r)}{\max(r) - \min(r)} \quad (2)$$

Afin de tester comment les prises accessoires étaient influencées par le type d'engin, la profondeur de l'engin et la région où l'engin a été installé, les données ont été explorées selon les méthodes présentées dans Zuur *et al.* (2010), et la sélection du modèle a été effectuée selon Zuur *et al.* (2013). À cette fin, seules les profondeurs où la merluche blanche et le sébaste se chevauchent ont été utilisées et le jeu de données original a été tronqué à des profondeurs de 180 à 380 m. À des profondeurs inférieures à 180 m, aucun sébaste n'a été capturé et à des profondeurs supérieures à 380 m, la merluche blanche n'a pas été capturée. Le chenal laurentien a été divisé en trois régions (Nord, Moyen et Sud) aux fins de cette analyse, les limites des régions sont illustrées à la figure A1. Les prises accessoires de merluche blanche dans la pêche au sébaste ont été modélisées en fonction du facteur Engin, du facteur Région et de la variable continue Profondeur. Les ajustements du modèle ont été testés pour la sur-dispersion statistique et les sources de sur-dispersion considérées étaient les covariables manquantes, les termes d'interaction manquants, les valeurs aberrantes, les modèles non linéaires et les variations plus importantes que ne le permet la distribution de Poisson. Nous avons finalement utilisé la distribution binomiale négative parce que les ajustements de Poisson étaient sur-dispersés. Les hypothèses du modèle ont été vérifiées en traçant les résidus par rapport aux valeurs ajustées, et les résidus de Pearson par rapport à chacune des covariables. L'indépendance a été évaluée en traçant les résidus de Pearson par rapport à la variable et aux facteurs du modèle. L'autocorrélation a été estimée faible à moins de 2 % et un terme d'autocorrélation n'a pas amélioré le modèle des moindres carrés généralisé. Par conséquent, aucun terme d'auto-corrélation n'a été ajouté au modèle. Nous avons également constaté que la variable des prises accessoires de merluche blanche avait des excès de zéros (33 %), nous avons donc également testé les modèles en utilisant le modèle binomial négatif avec excès de zéros avec l'interception comme modèle logistique (Zuur *et al.* 2012). Nous avons comparé le modèle binomial négatif avec le modèle binomial négatif avec excès de zéros en utilisant un test de Vuong pour examiner si le modèle avec excès de zéros était une amélioration par rapport au modèle standard. Les modèles ont également été comparés à l'aide des CIA.

MODÈLE POUR LA MERLUCHE BLANCHE

Cette analyse utilisait un modèle statistique des prises selon l'âge (SPA), similaire au modèle utilisé dans l'EPR de 2015 de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Swain *et al.* 2016). Le modèle a été mis en œuvre en utilisant AD Model Builder (Fournier *et al.* 2011). Le modèle statistique des prises selon l'âge est un modèle de projection prospective qui part de l'abondance selon l'âge la première année et selon le premier âge de toutes les années. Dans ces cas, l'abondance a été incluse comme paramètre à estimer par le modèle. Le modèle statistique des prises selon l'âge suppose qu'il y a une erreur d'observation dans la proportion selon l'âge des prises dans la pêche et les relevés. Il est ajusté aux indices de la biomasse avec regroupement par âge et à la proportion selon l'âge des prises dans la pêche et les relevés; ce qui explique le manque d'indépendance entre les prises à différents âges une même année.

Le modèle allait de 1978 (la première année pour laquelle on dispose des données fiables sur les prises selon l'âge) à 2019 et de l'âge 2 aux âges 10 et plus (10+). Les données entrées étaient les suivantes : captures annuelles totales de la pêche (t), biomasse chalutable avec regroupement par âge dans les relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (âges 2 à 7) et les relevés des pêches sentinelles aux engins mobiles (âges 2-7), et proportion selon l'âge des prises dans la pêche, les relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et les relevés des pêches sentinelles aux engins mobiles. Les indices du programme des pêches sentinelles à la palangre n'ont pas été utilisés pour l'ajustement du modèle, car ils sont considérés comme hyper-épuisés en raison du déplacement de la merluche blanche hors des zones littorales.

Notre modèle en était un d'espaces d'états, intégrant à la fois l'erreur d'observation et l'erreur de processus. L'erreur de processus a été incorporée dans deux composantes de la productivité de la merluche blanche, la mortalité naturelle et le recrutement.

Fu et Quinn (2000) et Jiao et ses collaborateurs (2012) ont démontré qu'il est possible d'estimer la mortalité naturelle variable dans le temps (M) en utilisant des modèles de population structurés selon la longueur ou selon l'âge. Dans notre modèle, nous avons estimé les séries chronologiques indépendantes du taux instantané de M pour trois groupes d'âge : les âges 2 à 3, 4 à 5 et 6 et plus. Ces séries chronologiques ont été estimées selon des marches aléatoires;

$$M_{j,1} = M_{initj} \quad (3)$$

$$M_{j,y} = M_{j,y-1} e^{Mdev_{j,y}} \text{ if } y > 1 \quad (4)$$

où M_{initj} est M la première année (1978). M_{initj} et $Mdev_{j,y}$ sont des paramètres estimés par le modèle. Nous avons supposé que les valeurs de $Mdev$ avaient une distribution normale, une moyenne de 0 et un écart-type fixé à 0,05. Les valeurs *a priori* ont été fournies pour M_{initj} . Elles avaient une distribution normale avec des moyennes de 0,55, 0,3 et 0,2 pour les merluches blanches âgées de 2 à 3 ans, de 4 à 5 ans et de 6 ans et plus, respectivement. Ces valeurs ont été sélectionnées à partir des relations empiriques entre M et des caractéristiques de longueur et de croissance des poissons marins (Gislason *et al.* 2010). Les écarts-types pour les valeurs *a priori* de M ont été fixés à 0,05, 0,03 et 0,03 pour les merluches blanches âgées de 2-3, 4-5 et 6 ans et plus. Les tests de simulation des modèles d'analyse de population virtuelle pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent indiquent qu'ils aboutissent à des conclusions fiables sur les changements de M pour les âges 4+ (Swain et Benoît 2015). Les modèles d'analyse de population virtuelle et statistiques de prises selon l'âge pour la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent donnent des conclusions similaires sur les changements de M (Swain *et al.* 2016).

Le recrutement annuel des poissons d'âge 2 a été modélisé comme une valeur moyenne, \log_e (AvgR) et les écarts annuels du log-recrutement. Nous avons supposé que l'écart annuel avait une distribution normale, une moyenne de 0 et un écart-type de 0,5. Nous avons suivi une approche similaire pour estimer l'abondance selon l'âge dans la première année du modèle.

Nous avons estimé les paramètres en minimisant une fonction objective avec les composantes suivantes : 1) composantes de l'écart entre les valeurs observées et prédites des indices de la biomasse avec regroupement par âge pour les relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et par les pêches sentinelles aux engins mobiles, 2) composantes de l'écart entre les proportions observées et prédites dans la pêche et selon l'âge, les captures dans les relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et par les pêches sentinelles aux engins mobiles, 3) une valeur *a priori* normale pour les écarts de $\log-M$, 4) une valeur *a priori* normale pour les valeurs initiales de M et 5) une valeur *a priori* normale pour les écarts du log-recrutement. Nous avons présumé que la proportion selon l'âge suivait une distribution logistique multivariée. Cela évite de devoir spécifier les tailles effectives des échantillons, qui peuvent avoir un effet important sur les résultats du modèle. Nous avons obtenu des intervalles de confiance approximatifs à 95 % pour les variables estimées à partir de 501 000 échantillons simulés par un processus Monte Carlo par chaîne de Markov (MCCM), avec un échantillon sauvegardé sur 100. Les 1000 premiers échantillons ont été omis afin d'exclure la période initiale d'optimisation du taux d'acceptation des échantillons.

Les sélectivités des pêches et des relevés ont été modélisées comme des fonctions logistiques et la capturabilité des relevés a donc été contrainte à une courbe platikurtique. La sélectivité de la pêche a pu changer en 1995 lorsque le moratoire sur la pêche dirigée de la merluche blanche a été mis en place.

Comme dans le modèle de 2015, la capturabilité du relevé (q) a été estimée séparément pour la période 1978 à 1984 (lorsque le relevé par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent était effectué à l'aide d'un chalut Yankee 36) et la période 1985 à 2019 (lorsque le relevé par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent était effectué à l'aide d'un chalut Western IIA). D'après une pêche comparative en 1985, la capturabilité de la merluche blanche était plus importante lorsque le *Lady Hammond* utilisait un chalut Western IIA plutôt qu'un chalut Yankee 36 (Nielsen 1994). La différence estimée dans q était conséquente, mais pas significativement différente, reflétant la petite taille de l'échantillon dans l'expérience ($n = 12$ pour la merluche blanche). Lorsqu'elle a été estimée dans le modèle de population, la différence dans q allait dans le même sens et était plus marquée que dans l'expérience de pêche comparative.

PROJECTIONS

Des projections de population ont été utilisées pour évaluer les impacts potentiels de la pêche du sébaste sur le statut de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Des projections ont été réalisées à plusieurs niveaux de prise de merluche blanche : 0, 20, 150, 250, 350, 500, 750 et 1 500 t. En raison de l'incertitude des taux de prises accessoires éventuels dans une pêcherie de sébaste en expansion, les projections de la population de merluche blanche étaient basées sur les niveaux de prises accessoires de merluche blanche et non liées à des niveaux particuliers de prises de sébaste. Les prises accessoires de merluche blanche déclarées dans les pêches autres que celle du sébaste étaient en moyenne de 10 tonnes par an au cours de la dernière décennie. Ce chiffre a été considéré comme négligeable par rapport aux prises accessoires dans la pêche potentielle du sébaste et n'a pas été ajouté aux niveaux de prises accessoires ci-dessus. À titre de comparaison, nous avons réalisé des projections supplémentaires en supposant que les pêches ne capturaient pas de merluche blanche ou que

les prises annuelles s'élevaient à 20 tonnes, la moyenne pour toutes les pêches au cours des cinq dernières années.

Les projections ont été menées lors de l'échantillonnage MCCM dans la modélisation de la population. L'incertitude des estimations du modèle est donc prise en compte dans les projections. La population a été projetée dans le temps sur 25 ans (jusqu'en 2044). Nous avons supposé que les conditions actuelles de productivité persistaient pendant la période de la projection. Pour chaque groupe d'âge, nous avons présumé que la valeur de M était la moyenne des cinq dernières années (de 2015 à 2019). Aucun changement du taux de croissance de la merluche blanche n'apparaît de 1990 à 2013 (Fig. 18; nous n'avons pas pu examiner la période 2015 à 2019, car les âges n'ont pas été déterminés). Ainsi, pour chaque année de projection et itération, le vecteur du poids selon l'âge a été sélectionné de manière aléatoire parmi ceux observés au cours des 20 dernières années (de 2000 à 2019). La productivité du recrutement est élevée dans cette population depuis plus de 20 ans (Fig. 26). Les projections supposaient que cette composante de la productivité resterait élevée au cours des 25 prochaines années et les taux de recrutement ont été choisis au hasard parmi ceux observés depuis 2000. Nous avons supposé que la sélectivité selon l'âge de la pêche restait la même que l'estimation de 1995 à 2019 (Fig. 20).

Nous avons utilisé un modèle linéaire de régression des estimations médianes de la biomasse du stock reproducteur par rapport à l'année pour estimer la variation linéaire de la biomasse du stock reproducteur sur la durée de la projection :

$$\log_e(S_t) = \beta Y_t + \varepsilon_t \quad (5)$$

$$\Delta S = 100 * (\exp(\beta) - 1) \quad (6)$$

où S_t est l'estimation médiane de la biomasse du stock reproducteur l'année t , Y_t indexe l'année, β est la pente de régression et ΔS est le pourcentage de variation de la biomasse du stock reproducteur sur la période de la projection.

Les probabilités que la biomasse du stock reproducteur projetée baisse en dessous de 4 000, 2 000 et 1 000 t ont également été estimées sur la base d'un échantillonnage MCMC. Pour une population qui avait une biomasse du stock reproducteur proche de 60 000 t au début des années 1980, une biomasse du stock reproducteur proche de 2 000 t représente un risque très élevé d'extinction locale

RÉSULTATS

RÉPARTITION SPATIALE ET PRISES ACCESSOIRES

De 2015 à 2019, la merluche blanche a été capturée dans 213 traits en tout, dont 127 pendant les relevés par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et 86 pendant les relevés dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Le sébaste a été capturé dans 198 traits lors du relevé par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et dans 103 traits pendant les relevés dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Lorsque les deux relevés sont combinés, la merluche blanche et le sébaste ont été rencontrés en même temps dans un total de 170 traits, et par conséquent 79,8 % du temps où des sébastes ont été capturés, la merluche blanche faisait également partie de la capture.

La répartition spatiale des deux espèces, d'après les sources de données indépendantes de la pêche, a révélé comment elles se partagent les pentes du chenal Laurentien, soit la partie la plus profonde du sud du golfe du Saint-Laurent (Fig. 12). Les merluches blanches étaient réparties dans tout le chenal Laurentien à des densités relativement égales. La seule zone où

des sébastes n'ont pas été pêchés en même temps que des merluches blanches est la cuvette du Cap Breton (Fig. 12).

Lorsque l'on combine les deux relevés par navire de recherche, le profil de profondeur auquel les merluches blanches ont été capturées suit une distribution unimodale centrée autour d'une profondeur de 250 m (Fig. 13). L'interaction des deux espèces a été observée à des intervalles de profondeur allant de 140 à 410 m. Au-dessus de 250 m, la proportion de prises de merluche blanche représentait en moyenne 4,3 % des prises combinées des deux espèces, tandis qu'à plus de 250 m de profondeur, la cooccurrence tombe à 0,9 %. Il est intéressant de noter que le profil de profondeur du sébaste suit une distribution bimodale, avec un mode centré à 250 m et l'autre à 330 m de profondeur, qui reflète peut-être les deux espèces de sébastes.

L'évaluation des prises accessoires de merluche blanche à partir de données dépendantes et indépendantes de la pêche est effectuée sur la base des traits individuels et s'élève en moyenne à 10,5 %, avec une médiane allant de ~ 0 à 1,6 % (tableau 2; Fig. 14). Les moyennes élevées sont dues à certains traits dans lesquels les prises accessoires de merluche blanche étaient de plus de 100 %. Les prises accessoires moyennes auraient également été plus importantes dans le relevé par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent si nous n'avions pas limité les traits au maximum des prises accessoires observées dans les autres sources de données (limite de 250 %). Bien que pour chaque source de données, la distribution des prises accessoires soit biaisée vers la médiane (Fig. 14), les valeurs maximales et moyennes observées de la source de données dépendantes de la pêche qui ciblait précisément le sébaste ont révélé que dans certains cas, l'interaction avec la merluche blanche pouvait être extrêmement élevée (> 130 %; tableau 2; Fig. 14). La pêche ciblée du sébaste a donné lieu à des prises accessoires très élevées de merluche blanche en juin (moyenne de 42,6 % et médiane de 11,4 %), en juillet (moyenne de 35,2 % et médiane de 6,6 %) et en décembre (moyenne de 47,6 % et médiane de 7,1 %) (tableau 2; Fig. 15). Les autres mois, les prises accessoires étaient plus faibles, avec des médianes de 1,7 %, un maximum de 6,2 % et une moyenne de 3,3 % (tableau 2; Fig. 15).

Tel qu'observée dans la répartition spatiale des deux espèces, la zone où les merluches blanches sont les plus susceptibles d'être capturées si la pêche cible le sébaste couvre tout le chenal Laurentien dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Fig. 16). La zone au nord de Gaspé, le nord du banc de l'Orphelin et le nord-est des îles de la Madeleine présente la plus forte probabilité de prises accessoires (chevauchement élevé entre les deux espèces), alors que les valeurs les plus faibles sont dans la cuvette du Cap Breton (très faible abondance de sébaste). En outre, la répartition en profondeur des taux normalisés des prises accessoires a confirmé qu'en dessous de 280 m, les valeurs des prises accessoires des ensembles de données combinés étaient presque entièrement inférieures à 10 %, avec seulement quelques cas de valeurs comprises entre 10 et 250 % (Fig. 17). À plus de 380 m de profondeur, toutes les captures avaient des prises accessoires inférieures à 10 % et en dessous de 440 m, les prises accessoires étaient de 0 %. Toutefois, à moins de 280 m, la portée des prises accessoires est beaucoup plus élevée, avec seulement quelques cas où les valeurs sont inférieures à 10 %.

Les valeurs des prises accessoires (%) par engin et région sont présentées à la figure B1. Sur le nombre total de traits (n = 349), le chalut de fond était la source d'information la plus abondante (83,7 %), tandis que les sennes écossaises et le chalut pélagique représentent respectivement 10,6 % et 5,7 %. Les trois régions étaient bien couvertes, avec 108 échantillons dans le nord, 101 dans le centre et 140 dans le sud. Les meilleurs modèles ont été sélectionnés sur la base de la valeur CIA la plus faible et les plus parcimonieux avec des modèles avec $\text{delta-CIA} < 2$ (Burnham et Anderson 2002 ; Arnold 2010). Les modèles qui correspondent le mieux aux données avaient la région et la profondeur comme covariables significatives (tableau B1). Le modèle avec excès de zéros a montré que l'ordonnée à l'origine n'était pas

significative et que le modèle fonctionnait légèrement moins bien que le même modèle lorsque l'excès de zéros n'était pas incluse ($\Delta\text{-AIC} = 2$). Le modèle avec excès de zéros n'a pas non plus sensiblement amélioré les statistiques de dispersion. Les résultats du test de Vuong ont montré que le modèle binomial négatif standard est supérieur au modèle avec excès de zéros ($p < 0,001$). La covariable variable Engin n'était pas significative dans n'importe quel modèle ($p > 0,86$). Les modèles de Poisson étaient surdispersés, tandis que les modèles binomiaux négatifs avaient des paramètres de dispersion plus proches de 1,5. Le paramètre θ de la distribution binomiale négative et des modèles binomiaux négatifs avec excès de zéros a été estimé à 0,26. Les tracés de diagnostic du modèle binomial négatif le mieux ajusté n'ont montré aucune preuve de tendances dans les résidus sur la base des ajustements des résidus à chacune des covariables.

MODÈLE POUR LA MERLUCHE BLANCHE

Prises selon l'âge de la pêche

Les prises selon l'âge de la pêche, ainsi que la longueur et le poids moyens selon l'âge des débarquements, ont été actualisés de 2014 à 2019 (tableau 3). La dernière année pour laquelle on dispose de données sur l'âge de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent était 2014. Nous avons obtenu les prises selon l'âge de 2015 à 2019 en appliquant une clé âge-longueur basée sur les données de 2013 et 2014 aux distributions de la fréquence de longueur pour chacune de ces années. Cette approche suppose que la croissance de la merluche blanche n'a pas changé entre 2013 et 2019. D'après les données dérivées de relevés par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (1971 à 2013), cette hypothèse est confirmée pour la période 1990 à 2013 (Fig. 18).

Dans les années 1970 et 1980, la pêche a capturé des poissons d'âges très variés, allant de 2 à 10 ans et plus (Fig. 19). Les principaux âges capturés étaient de 5 à 7 ans. La fourchette d'âge des prises s'est contractée après les années 1980, très peu de poissons de plus de 8 ans ayant été pêchés dans les années 1990 ou de poissons de plus de 7 ans dans les années 2000 et 2010. Les poissons de 5 et 6 ans dominent les prises de la pêche depuis les années 1990.

Indicateurs de l'abondance

Les indices de l'abondance fondés sur l'âge et le poids moyen selon l'âge dans le relevé par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent sont présentés dans le tableau 4. D'après les prises des relevés par navire de recherche, la composition selon l'âge de la population de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent s'est considérablement contractée au fil du temps (tableau 4; Fig. 20). Entre 1978 et 1989, les merluches blanches capturées avaient jusqu'à 10 ans et plus (âge maximum de 15 ans), mais les prises étaient très faibles à 9 ans et plus. Aucune merluche blanche de plus de 8 ans n'a été observée dans le relevé depuis 1998. Les âges juvéniles et adultes les plus abondants étaient respectivement de 3 et 4 ans. Les poissons pêchés les plus vieux avaient 8 ans de 1990 à 1995, 7 ans de 1996 à 2001 et 6 ans de 2002 à 2007 et de 2014 à 2019. Les prises à l'âge 6 étaient également très rares dans ces dernières périodes. Depuis la période 2002 à 2007, la population de géniteurs est essentiellement limitée aux âges de 4 et 5 ans, l'âge 4 représentant environ 75 % des géniteurs.

Les tableaux 5 présentent les taux de prise moyens stratifiés selon l'âge et les poids et longueurs moyens selon l'âge dans le relevé des pêches sentinelles aux engins mobiles. La longueur et le poids moyens des poissons pêchés ont considérablement diminué en 2012 et 2013 en raison d'une forte baisse de l'abondance des poissons âgés de 3 ans et plus. Depuis

2011, le relevé des pêches sentinelles aux engins mobiles n'a pas capturé de merluche blanche de plus de 6 ans (tableau 5).

Résultats du modèle

La capturabilité des recrues a été estimée à 0,40 pour le relevé par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1978 à 1984 (chalut Yankee 36), à 0,70 pour le relevé par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1985 à 2019 (chalut Western IIA) et à 0,52 pour le relevé des pêches sentinelles aux engins mobiles (Fig. 21). On estime que les merluches blanches d'âge 6 étaient presque entièrement sélectionnées pour la pêche entre 1978 et 1994 (avant le moratoire), mais moins de 70 % étaient sélectionnées de 1995 à 2019 (depuis le moratoire; Fig. 21).

L'ajustement du modèle aux indices de la biomasse des relevés par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et des pêches sentinelles aux engins mobiles était bon, malgré un faible contraste dans l'indice du relevé des pêches sentinelles aux engins mobiles qui était confiné à une période où la biomasse était basse (Fig. 22). L'ajustement à la proportion selon l'âge dans les relevés par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent et des pêches sentinelles aux engins mobiles et aux prises de la pêche était adéquat (Fig. 23). Il n'y avait pas d'indications d'effets de l'année, mais il y avait un blocage relativement faible avec l'âge.

L'abondance estimée des juvéniles (âges 2 à 3) a fluctué sans tendance sur la série chronologique de 42 ans (1978 à 2019, Fig. 24). L'abondance des juvéniles a été estimée à 123 millions au début de la série chronologique en 1978 et à 169 millions à la fin de celle-ci en 2019. L'abondance moyenne des juvéniles était de 102 millions dans les années 1980, 83 millions dans les années 1990, 107 millions dans les années 2000 et 110 millions dans les années 2010. En revanche, l'abondance des adultes était à un niveau élevé de la fin des années 1970 à la fin des années 1980, avec un pic de 56 millions de poissons en 1980 et de 51 millions en 1986. Elle a ensuite diminué régulièrement jusqu'à 15 millions en 1995, et est restée basse pendant le reste de la série chronologique. L'abondance moyenne des adultes depuis 2005 est estimée à 11,6 millions, soit une baisse d'environ 80 % par rapport aux pics des années 1980.

La biomasse estimée du stock reproducteur (BSR) était à un niveau élevé de 1979 à 1987, avec une moyenne de 56 425 t et un pic à 63 400 t en 1981 (Fig. 25). Elle a ensuite fortement diminué à la fin des années 1980 et dans les années 1990, à 8 860 t en 2000, une baisse de 85 %. La BSR est restée à un niveau très bas depuis. Au début de 2019, la BSR était estimée à 7 396 t, soit environ 13 % du niveau moyen de 1979 à 1987. Les estimations présentées ici, fondées sur les données jusqu'en 2019, correspondent étroitement à celles obtenues par le modèle de l'EPR de 2015, qui utilise des données de 1978 à 2013.

Malgré le déclin important de la BSR, le recrutement des poissons d'âge 2 fluctue sans tendance depuis 1978 (Fig. 26, graphique du haut). Certains des recrutements les plus forts ont été produits par la BSR la plus faible. Le recrutement estimé en 2019 est le plus fort jamais enregistré, bien que l'incertitude de cette estimation soit très élevée. La persistance d'un fort recrutement à une BSR très basse indique que le taux de recrutement (c'est-à-dire le nombre de recrues par unité de la BSR) a augmenté. Le taux de recrutement estimé a considérablement augmenté depuis le début des années 1990 (Fig. 26, graphique du bas). Le taux de recrutement moyen estimé pour les cohortes de 1978 à 1992 était de 1 400 poissons d'âge 2 par kt de BSR. Le taux moyen pour les cohortes de 2008 à 2017 était de 13 900 poissons d'âge 2 par kt de BSR. L'estimation pour la cohorte la plus récente (2017) est

la plus élevée jamais enregistrée (23 800 poissons d'âge 2 par kt de BSR), même si, là encore, l'incertitude de l'estimation est très élevée.

Le taux instantané de mortalité par la pêche F est à un niveau négligeable depuis 10 à 15 ans (Fig. 27). La moyenne de F pour les juvéniles (âgés de 2 à 3 ans) était négligeable ($< 0,001$) toutes les années et n'est pas indiquée sur la figure. La moyenne de F pour les 4-5 ans combinés était également faible pour l'ensemble de la série chronologique. La moyenne de F pour ce groupe d'âge a varié entre 0,04 et 0,09 toutes les années précédant le moratoire, sauf en 1992, où F a atteint un sommet de 0,13. Depuis le moratoire, la valeur de F de ce groupe d'âge est estimée à moins de 1 % par an pour toutes les années sauf en 1999 (1,6 %) et à moins de 0,5 % depuis 2002. Cependant, l'âge le plus jeune affichant une sélectivité non négligeable pour la pêche est l'âge 5 (Fig. 21, 50 % de sélectivité avant 1995 et 13 % depuis). Si l'on considère uniquement l'âge 5, la valeur de F était en moyenne de 0,13 de 1978 à 1988, puis est passée à 0,4 en 1992 avant de retomber à 0,005 en 1995 lorsque le moratoire sur la pêche dirigée a été mis en place. Pendant le moratoire (1995 à 2019), la valeur de F à l'âge 5 était en moyenne de 0,02. La tendance temporelle de la moyenne de F des âges de 6 ans et plus est similaire à celle de F des merluches blanches d'âge 5. La valeur de F pour les âges 6 et plus a varié entre 0,2 et 0,3 dans les années 1970 et 1980, puis a augmenté jusqu'à un pic de 0,7 en 1992. Elle est ensuite retombée à 0,03 en 1995 lorsque le moratoire sur la pêche dirigée a été imposé. La valeur de F de la merluche d'âge 6+ est restée faible depuis (0,02 à 0,12), sauf pendant une période à la fin des années 1990 et au début des années 2000 où elle a atteint un sommet de 0,37.

Bien que la valeur de F pour la merluche blanche soit négligeable depuis le milieu des années 2000, la population est maintenant tellement faible que de très petits débarquements peuvent causer une mortalité par la pêche importante. Par exemple, de 1978 à 1986, les débarquements annuels se sont élevés en moyenne à environ 8 000 t, la biomasse du stock reproducteur à 54 660 t et la valeur de F pour les âges 6 et plus à 0,25 en moyenne. Cependant, de 1998 à 2001, lorsque la biomasse du stock reproducteur était en moyenne de 8 670 t, des débarquements annuels moyens de seulement 236 t ont donné la même valeur moyenne de F pour les âges 6.

La plupart des années, la principale source de mortalité de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent était la mortalité naturelle (Fig. 27). Pour les juvéniles (âgés de deux à trois ans), la valeur estimée de M a augmenté, passant de 0,58 en 1978 à 1,13 en 2013 (la mortalité annuelle est passée de 44 % à 68 %). Pour les poissons plus âgés, les augmentations de la valeur de M étaient encore plus extrêmes, de 0,38 en 1978 à une valeur moyenne de 1,97 depuis 2000 pour les âges 4 à 5 (de 32 à 86 % par année), et de 0,32 à 1,67 (de 27 à 81 % par année) pour les âges 6 et plus. Pour les poissons âgés de 2 à 3 ans, la valeur de M augmente progressivement depuis la fin des années 1980 et elle pourrait continuer à le faire. Pour les poissons plus âgés, la valeur de M a augmenté de façon constante depuis le début de la série chronologique en 1978 jusqu'à environ 2000, et elle est restée à peu près stable à un niveau très élevé depuis.

En résumé, la biomasse et l'abondance des adultes dans la population du sud du golfe du Saint-Laurent étaient à un niveau relativement élevé à la fin des années 1970 et au début des années 1980, culminant à environ 63 000 t et 56 millions d'individus. La population s'est ensuite effondrée, tombant à 8 860 t (une baisse de 85 %) et 13 millions d'individus (une baisse de 77 %) en 2000. Au cours des 20 années qui se sont écoulées depuis, la population n'a montré aucun signe de rétablissement malgré une mortalité par la pêche négligeable. L'échec du rétablissement est dû à une mortalité naturelle exceptionnellement élevée des poissons adultes (âges 4 et plus). La valeur de M chez les adultes a atteint des niveaux sans précédent (81-86 % par an) récemment. Contrairement aux adultes, les juvéniles ont fluctué sans tendance durant

la série chronologique. Cela reflète un fort recrutement au cours des vingt dernières années, même si la biomasse du stock reproducteur est tombée à des niveaux très faibles. Compte tenu de la valeur actuelle extrêmement élevée de M chez les adultes, cette population ne reste viable que grâce à l'augmentation concomitante des taux de recrutement à des niveaux extrêmement élevés. La valeur élevée de M chez les adultes a été attribuée à une prédation accrue par le phoque gris (Hammill *et al.* 2014, Swain et Benoît 2015, Swain *et al.* 2015). L'augmentation du succès du recrutement peut être due à un assouplissement des contraintes de productivité densité-dépendantes. On sait que la merluche blanche est cannibale (Davis *et al.* 2004; Benoît et Swain 2008), et que le cannibalisme est un facteur qui peut favoriser une forte compensation dans sa relation stock-recrues. Néanmoins, la hausse du taux de recrutement à la faible biomasse du stock reproducteur observée depuis le milieu des années 1990 semble trop forte pour être attribuée uniquement à la compensation. L'augmentation de la survie des petits poissons semble répandue à l'échelle de cet écosystème depuis le milieu des années 1990 (Benoît et Swain 2008; Swain *et al.* 2013; Swain et Benoît 2015), et ce changement écosystémique peut contribuer à l'augmentation du taux de recrutement de la merluche blanche au cours des dernières années.

PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES

L'incertitude entourant les projections de la biomasse du stock reproducteur était élevée, reflétant probablement la grande variabilité du taux de recrutement dans les projections. Les projections ont également fait apparaître un cycle d'atténuation sur quatre ans dans la biomasse du stock reproducteur, traduisant les effets de la cohorte de 2017, la plus récente observée et la plus forte jamais enregistrée. Cependant, cette cohorte n'a été observée qu'une seule fois et sa force réelle reste très incertaine.

La biomasse du stock reproducteur projetée a diminué aux cinq niveaux de prises, y compris avec des prises nulles (Tableau 6 ; Fig. 28). D'après les estimations médianes de la BSR, une baisse de 38,7 % était prévue sur la période de 25 ans sans prise dans la pêche. Le déclin estimé était pratiquement le même (39,3 %) avec des prises accessoires annuelles de 20 t, et seulement légèrement plus important (43,0 %) avec des prises accessoires de 150 t. Les déclins estimés étaient importants (57,2 % et 69,9 %) avec des prises accessoires de 750 et 1 500 t, respectivement (Tableau 6).

Les probabilités que la BSR projetée tombe en dessous de 4 000, 2 000 et 1 000 t ont été estimées à chaque niveau de prise sur la base de l'échantillonnage MCCM (Tableau 6 ; Fig. 29). Sans prise dans la pêche, les probabilités que la biomasse du stock reproducteur soit inférieure à 1 000, 2 000 et 4 000 t étaient de 8 %, 22 % et 46 %, respectivement. Elles étaient presque identiques avec des prises accessoires annuelles de 20 t (la moyenne récente), et similaires avec des prises accessoires de 150 t. Ces probabilités étaient sensiblement plus élevées avec des prises accessoires de 750 ou 1 500 t par an. La probabilité que la BSR soit inférieure à 4 000 t à la fin de la projection sur 25 ans a été estimée à 46,2 % sans prises accessoires, augmentant à 53,1 % avec des prises accessoires de 350 t et 67,3 % avec des prises accessoires de 1 500 t. Les probabilités d'une diminution de la BSR en dessous de 2 000 t étaient de 21,8 %, 30,2 % et 49,4 % à ces niveaux de prises accessoires. Nous avons estimé les probabilités d'une diminution de la BSR en dessous de 1 000 t à ces trois niveaux de prises accessoires à 7,9 %, 13,8 % et 32,4 % respectivement.

Les résultats ci-dessus sont tous pour la BSR au début de l'année. Cependant, l'épuisement pendant l'année précédant le recrutement est extrême (Fig. 30). Par exemple, à la fin de la projection avec des prises accessoires de 750 t, l'abondance des adultes est de 5,2 millions au début de l'année et de 0,7 million à la fin de l'année, soit 14 % de l'abondance de départ. Avec des prises accessoires de 1 500 t, la baisse sur la dernière année de projection est de

3,7 millions à 0,4 million. À ces niveaux de prises accessoires, le stock d'adultes semble être sur le point de disparaître chaque année jusqu'à ce qu'il soit reconstitué par le recrutement.

La population de merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent semble actuellement non viable à des niveaux de taux de recrutement qui sont loin d'être extraordinaires. Nos projections intégraient les taux de recrutement observés au cours des 20 dernières années (2000-2019). Ces taux étaient tous très élevés, en particulier ceux observés durant les cinq dernières années (qui étaient tous les plus élevés jamais enregistrés). Afin d'examiner dans quelle mesure nos résultats dépendent de l'hypothèse selon laquelle ces taux récents exceptionnels persisteront, nous avons également effectué des projections avec des taux de recrutement échantillonnés à partir de ceux observés de 2000 à 2010. Ces taux sont tous très élevés, mais moins extrêmes que ceux estimés pour la période 2015 à 2019. Ils sont également estimés de manière plus fiable que les taux les plus récents dont les estimations reposent sur des cohortes qui ont été observées aussi peu qu'une seule fois.

À ces taux de recrutement moins extrêmes, la biomasse du stock reproducteur projetée est tombée à des niveaux très faibles pour les cinq niveaux de prise (Fig. 31). D'après les estimations médianes de la BSR, une baisse de 82,3 % était prévue sur la période de 25 ans sans prise dans la pêche, une augmentation substantielle par rapport au déclin de 38,7 % en utilisant le taux de recrutement élevé le plus récent. Le déclin estimé était pratiquement le même (82,7 %) avec des prises accessoires annuelles de 20 t, et seulement légèrement plus important (84,9 %) avec des prises accessoires de 150 t. Les déclinés estimés étaient importants (91,5 % et 95,7 %) avec des prises accessoires de 750 et 1 500 t, respectivement.

Comme prévu, les probabilités de déclin estimées étaient beaucoup plus élevées avec les taux de recrutement tirés de ceux observés entre 2000 et 2010 (Fig. 32). Sans prise dans la pêche, les probabilités que la biomasse du stock reproducteur soit inférieure à 1 000, 2 000 et 4 000 t étaient de 42 %, 66 % et 85 %, respectivement. Elles étaient presque identiques avec des prises accessoires annuelles de 20 t (la moyenne récente), et similaires avec des prises accessoires de 150 t. La probabilité que la biomasse du stock reproducteur soit inférieure à 4 000 t à la fin de la projection sur 25 ans était de 91 % avec des prises accessoires de 750 t et de 93 % avec des prises accessoires de 1 500 t. Les probabilités de baisse en dessous de 2 000 t ou 1 000 t étaient respectivement de 79 % et 64 % avec des prises accessoires de 750 t, et de 87 % et 75 % avec des prises accessoires de 1 500 t. Si les taux de recrutement très élevés estimés au cours des cinq dernières années ne persistent pas, la BSR devrait baisser en 25 ans jusqu'à près de 1 000 t sans pêche et pratiquement 0 t avec des prises accessoires de 750 t ou plus.

Les taux de mortalité par la pêche estimés lors des projections avec des niveaux de prises accessoires de 150 t ou moins par an sont très faibles (Fig. 33). Avec des prises accessoires annuelles de 750 tonnes, la mortalité par la pêche augmente à un niveau élevé (F proche de 1 ou 63 % par an) vers la fin de la période de la projection. Avec des prises annuelles de 1 500 t, la valeur de F passerait à 3 ou plus (plus de 95 % par an). Des niveaux proches de 1 ou plus ne seraient clairement pas durables pour la population de merluche blanche, quel que soit le taux de recrutement possible. Une valeur de F de 3 ou plus semble peu probable. Un niveau aussi élevé nécessiterait un effort de pêche ou une capturabilité dans la pêche extrêmement élevés, particulièrement peu probables comme prises accessoires. Cela dit, ces dernières années, les prises des relevés contenant de grandes quantités de sébastes ont tendance à capturer de grandes merluches blanches (Fig. 12). Les merluches blanches s'attaquant aux sébastes peuvent se concentrer à proximité des regroupements de sébastes, ce qui se traduirait par une grande capturabilité dans la pêche au sébaste et une vulnérabilité élevée à cet effort de pêche.

DISCUSSION

En 2013, le COSEPAC a déterminé que l'unité désignable de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent était en voie de disparition (COSEPAC 2013). Un déclin continu de la population était prévu même si la mortalité par la pêche était réduite à 0 (Swain *et al.* 2016). L'échec du rétablissement de cette population, même avec une mortalité par la pêche réduite à des niveaux négligeables, est dû à une mortalité naturelle extrêmement élevée, qui a atteint des niveaux proches de 90 % par an. Cette mortalité naturelle élevée a été attribuée à la prédation par le phoque gris (Hammill *et al.* 2014, Swain et Benoît 2015, Swain *et al.* 2015).

Le statut de cette population reste très précaire. Le stock reproducteur, qui était autrefois composé des âges 4 à 10 et plus, compte aujourd'hui principalement des poissons de 4 ans. Cela devrait entraîner une grave diminution de la productivité et représente un risque élevé pour cette population, constituée d'une seule cohorte reproductrice. La mortalité naturelle reste extrêmement élevée et cette population ne persiste actuellement que parce que les taux de recrutement ont également augmenté à des niveaux extrêmes. On ignore les causes de ces taux de recrutement exceptionnellement élevés et on ne sait pas si ils vont se maintenir. Ces taux ont encore augmenté jusqu'à des niveaux sans précédent ces dernières années. Selon les projections, si ces taux retombaient aux niveaux observés entre 2000 et 2010, la population commencerait à diminuer rapidement. Néanmoins, les taux de recrutement de 2000 à 2010 étaient encore considérés comme exceptionnellement élevés, bien que pas aussi extrêmes que certains des taux estimés plus récemment de 2015 à 2019. En supposant que la productivité de cette population reste aux niveaux estimés pour les dernières années, les projections indiquent un déclin progressif même en l'absence de mortalité par la pêche. Une baisse d'environ 40 % de la biomasse du stock reproducteur est prévue sur 25 ans. En l'absence de mortalité par la pêche, les probabilités que la BSR soit inférieure à 4 000 t, 2 000 t ou 1 000 t ont été estimées à 46 %, 22 % et 8 %, respectivement, après 25 ans. Les résultats étaient similaires pour des prises accessoires de 20 t, le niveau moyen de ces dernières années.

Les répartitions de la merluche blanche et du sébaste se chevauchent en grande partie, car la merluche blanche s'est déplacée presque exclusivement dans les eaux profondes du chenal Laurentien, qui constituent la même répartition que le sébaste. Cette situation est également amplifiée par les interdépendances et les chevauchements entre les régimes alimentaires de ces espèces. La merluche blanche se nourrit principalement de sébastes, puis de crevettes et de zooplancton, tandis que le régime alimentaire du sébaste se compose surtout de crevettes pour les plus grands spécimens et de zooplancton pour les plus petits. La merluche blanche et le sébaste sont répartis uniformément sur les pentes du chenal Laurentien, et il n'y a aucune zone particulière du chenal où les deux espèces n'ont pas été capturées ensemble. Cependant, la cuvette du Cap-Breton était l'une des rares zones où la merluche blanche a été pêchée à des densités plus élevées que le sébaste. Compte tenu du chevauchement spatial entre les deux espèces, les prises accessoires de merluche blanche dans la pêche du sébaste devraient être considérables. On a constaté que ce chevauchement était plus important à une profondeur de moins de 380 m et que la merluche blanche n'a pas été capturée à plus de 440 m. De plus, à plus de 350 m de profondeur, la proportion de merluche blanche est composée à 34 % de poissons de l'UD du sud du golfe du Saint-Laurent et 66 % de l'UD de l'Atlantique.

D'après nos analyses, le taux moyen de prises accessoires de merluche blanche associé aux prises de sébaste était de 10,5 % en utilisant trois sources de données indépendantes. La pêche expérimentale et la pêche repère du sébaste ont également révélé que ce niveau de prises accessoires pouvait être beaucoup plus élevé selon le mois où la pêche avait lieu. Les prises accessoires étaient très importantes en juin, juillet et décembre. En juin, les prises accessoires de merluche blanche atteignaient en moyenne 42,6 % (jusqu'à 135 %), ce qui signifie que dans certains cas, davantage de merluches blanches étaient capturées dans la

pêche qui ciblait le sébaste. Bien qu'il n'y ait pas eu de débarquements dans les pêches repères et expérimentales au mois de septembre, le relevé par navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent a été mené en septembre avec des prises accessoires atteignant 250 %.

Cette analyse repose sur une pêche à petite échelle et sur des relevés multispécifiques, mais nous avons dû supposer que le taux moyen de prises accessoires estimé à 10,5 % s'appliquait également à l'expansion de la pêche du sébaste. En réalité, le taux de prises accessoires peut ne pas être de 10,5 % pour diverses raisons; en particulier, la technologie de pêche, le moment et l'endroit de la pêche pourraient réduire les prises accessoires de merluche blanche. À mesure qu'ils grandissent, les sébastes peuvent devenir trop grands pour être consommés par la merluche blanche, ce qui peut avoir des conséquences sur le chevauchement potentiel des espèces. En outre, comme la merluche blanche continue de diminuer, les prises accessoires vont probablement aussi diminuer. Nous avons néanmoins utilisé la moyenne des prises accessoires pour que nos projections soient cohérentes avec l'approche de précaution. Les prises accessoires de 10,5 % sont également supérieures au niveau limite de prises accessoires pour la pêche au sébaste (jusqu'à 5 %). À mesure que la merluche blanche continuera de décliner, les prises accessoires diminueront probablement également, mais il en sera de même de leur capacité à soutenir les prises accessoires. En raison de l'incertitude des taux de prises accessoires éventuels dans une pêcherie de sébaste en expansion, les projections de la population de merluche blanche étaient basées sur les niveaux de prises accessoires de merluche blanche et non liées à des niveaux particuliers de prises de sébaste. À mesure que la pêche au sébaste se développera, il sera nécessaire de surveiller de près les prises accessoires de merluche blanche dans cette pêche pour s'assurer qu'elles ne dépassent pas les niveaux acceptables.

Les projections pour la merluche blanche ont été calculées à divers niveaux de prises accessoires de 0, 20 t, jusqu'à 1 500 t, ce qui correspondrait à des prises de sébaste de 200 t à 14 000 t (en supposant un taux de prises accessoires moyen de 10,5 %). Ces valeurs des prises de sébaste pourraient être bien inférieures aux futures prises lorsque la pêche du sébaste augmentera. Le déclin de la biomasse du stock reproducteur de merluche blanche estimé sur 25 ans avec des prises accessoires de 150 t différerait peu du résultat obtenu avec des prises accessoires de 0 ou 20 t. Cependant, les prises accessoires de plus de 150 t ont entraîné une augmentation du déclin prévu de la BSR de merluche blanche. Le déclin estimé est passé de 39 % avec des prises accessoires de 20 t à 57 % ou 70 % avec des prises accessoires de 750 ou 1 500 t, respectivement. Si les conditions de productivité actuelles devaient persister, il y a une probabilité de 23 % de voir la merluche blanche décliner jusqu'à l'extinction locale (SSB inférieure à 2 000 t) à la fin de la projection, sans prises accessoires et de 33 % et 49 % avec des prises accessoires de 500 et 1 500 t, respectivement. Si les taux de recrutement retombaient aux niveaux de 2000 à 2010, le risque d'extinction serait encore plus élevé. Le risque d'extinction est également grand pour la merluche blanche étant donné que le stock est actuellement soutenu par des taux de recrutement exceptionnellement élevés qui dépendent d'une seule cohorte chaque année (âge 4).

Pour l'évaluation de la stratégie de gestion du sébaste, les quatre procédures de gestion qui permettraient d'atteindre l'objectif de maintenir le sébaste dans la zone saine du cadre de l'approche de précaution commençaient à un TAC de 14 500 t en 2020 augmentant jusqu'à plus de 60 000 t en 2028 pour les unités 1 et 2 (MPO 2018). On ignore comment l'effort de pêche se produirait dans l'espace et dans le temps et donc quelle part de l'effort pourrait chevaucher l'unité désignable de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent. À l'heure actuelle, les pêches expérimentale et repère du sébaste ont ciblé le chenal Laurentien. En utilisant la valeur moyenne des prises accessoires de 10,5 % calculée à partir des données disponibles, un TAC

de départ pour le sébaste de 14 500 t pourrait débarquer 1 500 t de merluche blanche. Les projections de notre modèle n'ont pas atteint un niveau aussi élevé que 14 500 t; toutefois, nos analyses indiquent que même à de faibles niveaux de prise de sébaste, il est fort probable que le risque d'extinction de la merluche blanche augmentera considérablement. Si la pêche du sébaste est intensifiée comme proposé dans les quatre procédures de gestion définies, le risque d'extinction de la merluche blanche demeurera plus important. Aucune donnée n'est disponible pour confirmer cette hypothèse, car des prises à des niveaux aussi élevés remontent à 1994 ou avant. Des prises de 1 500 t ou plus de merluche blanche exigeraient un taux de mortalité par la pêche très élevé (plus de 95 %). On peut se demander s'il est plausible.

À l'heure actuelle, les prises accessoires maximales autorisées de merluche blanche sont de 30 t dans la zone de gestion 4T. Les prises accessoires de merluche blanche sont limitées à moins de 5 % du poids de capture de l'espèce cible par sortie de pêche pour le sébaste. D'après nos analyses, une limite de prises accessoires de 30 t pourrait être capturée par la seule pêche au sébaste à un TAC de 280 à 300 t. Ce chiffre ne tient pas compte du fait que plusieurs autres pêches au poisson de fond comptent également des merluches blanches dans leurs prises accessoires. Notre estimation est supérieure à ce qui a été observé ces dernières années, pour des prises d'environ 200 tonnes de sébaste. Les prises accessoires réelles de merluche blanche au cours des cinq dernières années de la pêche expérimentale et de la pêche indicatrice de sébaste représentaient en moyenne 4 % du total des débarquements. Depuis cinq ans, les prises accessoires de merluche blanche étaient de 20 t en moyenne, dont environ 50 % provenaient de la pêche expérimentale et de la pêche indicatrice du sébaste. Ainsi, sur la limite de 30 t de prises accessoires de merluche blanche, seules 20 t peuvent être capturées dans une pêche de sébaste en expansion. Cela nécessiterait de fixer le TAC pour le sébaste considérablement plus bas que le TAC de départ de 14 500 t proposé dans l'évaluation de la stratégie de gestion du sébaste pour le sébaste des unités 1 et 2. Il est important de noter que l'on ignore où l'effort de pêche aura lieu et que le sébaste semble réparti dans les eaux profondes du nord du golfe du Saint-Laurent (division 4RS de l'OPANO). Avant le moratoire sur le sébaste, la pêche se déroulait principalement dans la division 4RS de l'OPANO. Cependant, la pêche expérimentale et la pêche indicatrice ciblaient toutes deux le chenal Laurentien le long de la limite des divisions 4T et 4S de l'OPANO. En ce qui concerne la mise en place d'une future pêche du sébaste, le taux de prises accessoires pourrait être plus faible pour diverses raisons susceptibles de réduire les prises accessoires de merluche blanche, y compris l'amélioration de la technologie de pêche, la saison de pêche (période), l'emplacement des lieux de pêche et l'interaction entre les espèces.

Avec le chevauchement des répartitions, la merluche blanche sera vraisemblablement une espèce déterminante pour la pêche du sébaste avec des prises accessoires de 30 t. La merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent a également été identifiée comme un stock de poisson important et comme un stock qui a décliné en dessous de son point de référence limite (c'est-à-dire qui se trouve dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution); le projet de loi C-68, qui a reçu la sanction royale en juin 2019, exige qu'un plan de rétablissement soit élaboré conformément au cadre de l'approche de précaution, qui stipule que les mesures de gestion doivent favoriser la croissance du stock et que les prélèvements par toutes les sources humaines doivent être maintenus au niveau le plus bas possible (MPO 2006). Selon les projections, des prises d'au plus 150 t de merluche blanche entraîneraient une très légère augmentation de la baisse de la population. Cependant, des prises de plus de 150 t augmenteraient le taux de déclin et mèneraient à l'extinction locale si elles persistaient. D'après nos analyses, les prises accessoires de merluche blanche à des profondeurs supérieures à 280 m étaient plus faibles qu'à des profondeurs de moins de 280 m. Les prises à des profondeurs supérieures à 280 m sont tombées à moins de 10 % en moyenne, mais les prises accessoires étaient encore assez élevées dans quelques chaluts de fond, avec des valeurs

comprises entre 10 et 250 % de merluche blanche. À plus de 380 m de profondeur, toutes les prises avaient des prises accessoires de moins de 10 %, et à moins de 440 m, les prises accessoires étaient de 0 %. À des profondeurs supérieures à 350 m, seulement 34 % des merluches blanches capturées venaient de l'unité désignable du sud du golfe du Saint-Laurent (Swain *et al.* 2012). On ignore si la répartition des deux unités désignables de merluche blanche a changé depuis que la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent s'est déplacée presque exclusivement dans les eaux profondes.

La répartition de la merluche blanche et du sébaste dans le chenal Laurentien était assez omniprésente. Les données disponibles ne nous ont pas permis de détecter de zones précises du chenal Laurentien où les prises accessoires de merluche blanche étaient plus faibles que dans d'autres. Cependant, les prises accessoires étaient globalement plus élevées dans la partie sud du chenal Laurentien. Cela est probablement dû à la zone à l'intérieur et autour de la fosse du Cap-Breton, car c'était l'une des rares zones où la merluche blanche a été capturée en plus grandes densités que le sébaste. Avec sa colonne d'eau fortement stratifiée en été (Chassé 2001), ce canal étroit et modérément profond (140 m dans sa partie orientale) isole au fond les couches d'eau froide, riche en oxygène et en nutriments, offrant des conditions de croissance idéales pour des espèces de gadidés comme la merluche blanche, et pourrait être considéré comme un refuge pour cette espèce. Les prises accessoires de merluche blanche étaient les plus faibles en octobre et novembre, mais très élevées en décembre. Aucune donnée n'était disponible pour les mois d'hiver (de janvier à mars), mais le chenal Laurentien est un habitat d'hivernage pour d'autres espèces que la merluche blanche; on y a observé des morues franches et des harengs de l'Atlantique également pendant l'hiver (Hodder et Parsons 1971; Winters et Hodder 1975; Swain *et al.* 1998; Campana *et al.* 2011; Harvey *et al.* 2012). Le stock de morue franche du sud du golfe du Saint-Laurent hiverne en formant des groupes denses dans des eaux relativement chaudes le long de la pente sud du chenal Laurentien, dans le sud du golfe, et dans les zones voisines du détroit de Cabot. On pense maintenant qu'il s'est déplacé plus au nord-est. La merluche blanche, la morue franche et le hareng de l'Atlantique se regroupent pendant l'hiver et comme les eaux moyennes à profondes du chenal Laurentien continuent de se réchauffer rapidement en hiver (Galbraith *et al.* 2020), ces regroupements pourraient devenir plus concentrés à certaines profondeurs, augmentant ainsi leurs interactions potentielles avec les engins de pêche. Il est peu probable que l'augmentation des prises accessoires de plusieurs espèces peu abondantes augmente leur potentiel de rétablissement à long terme.

En conclusion, nos analyses indiquent que les pêches de sébaste avec un TAC de 1 000 t ou moins n'accéléreront que légèrement le déclin de la merluche blanche; aux taux de recrutement élevés actuels, un TAC de 5 000 t ou plus augmentera considérablement le risque d'extinction de l'unité désignable de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent. Toutefois, comme le risque d'extinction de la population de merluche blanche reste très élevé, l'approche de précaution devrait prévaloir. Une pêche du sébaste avec un TAC de 5 000 t ou plus pour la division 4T de l'OPANO n'est pas conforme au cadre de l'approche de précaution du MPO, ni aux lignes directrices du plan de rétablissement, compte tenu des données actuellement disponibles.

CONSIDÉRATIONS POUR UNE EXPANSION DE LA PÊCHE DU SÉBASTE

- Pour réduire le potentiel de prises accessoires de merluche blanche, il faut éviter la pêche du sébaste en juin, juillet et octobre dans la division 4T.
- La zone dans et autour de la cuvette du Cap Breton n'est pas un endroit idéal pour la pêche du sébaste, car les prises accessoires de merluche blanche dépassent les prises de sébaste et les sébastes sont rares dans cette zone.

- Les prises accessoires de merluche blanche sont moins importantes à des profondeurs supérieures à 380 m. En outre, à cette profondeur, la proportion de l'unité désignable de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent est plus faible.
- Le chenal Laurentien est un habitat d'hivernage pour plusieurs espèces déjà peu abondantes. Il convient d'être prudent lorsque l'on envisage d'ouvrir une pêche dans les zones d'hivernage.
- Les prises de sébaste supérieures à 150 tonnes augmenteront considérablement la probabilité d'extinction de la merluche blanche.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Arnold, T.W. 2010. Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. *Journal of Wildlife Management* 74(6):1175-1178.
- Benestan, L., Rougemont, Q., Senay, C., Normandeau, E., Parent, E., Rideout, R., Bernatchez, L., Lambert, Y., Audet, C., and Parent, G.J. 2020. [Population genomics and history of speciation reveal fishery management gaps in two related redfish species \(*Sebastes mentella* and *Sebastes fasciatus*\)](#). *Evol. Appl.*
- Benoît, H. 2006. [Normalisation de la série chronologique des relevés au chalut de fond effectués dans le sud du golfe du Saint-Laurent : résultats d'études de pêche comparatives de 2004-2005 et autres recommandations pour l'analyse des données des relevés](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2006/008: iii + 127 p.
- Benoît, H., and Swain, D. 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: 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. doi:10.1139/F08-112.
- Bourdages, H., Savard, L., Archambault, D., and Valois, S. 2007. Results from the August 2004 and 2005 comparative fishing experiments in the northern Gulf of St. Lawrence between the CCGS Alfred Needler and the CCGS Teleost. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2750: ix + 57 p.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Nozères, C., Scallon-Chouinard, P.-M. et Senay, C. 2020. [Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2019 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/009. iv + 93 p.
- Brassard, C., Bourdages, H., Duplisea, D., Gauthier, J., et Valentin, A. 2017. L'état des stocks de sébaste (*Sebastes fasciatus* et *S. mentella*) de l'unité 1 (golfe du Saint-Laurent) en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/023. ix + 54 p.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York.
- Caddy, J. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: Will new paradigms apply? *Rev. Fish. Biol. Fish.* 9: 1–43.

-
- Campana, S., Chouinard, G., Hanson, J., and Fréchet, A. 2011. Mixing and migration of overwintering Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks near the mouth of the Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56: 1873–1881. doi: 10.1139/f99-083.
- Chadwick, E.M.P., Brodie, W., Clark, D., Gascon, D., and Hurlbut, T. 2007. History of annual multi-species trawl surveys on the Atlantic Coast of Canada / Historique des relevés de chalut multi-spécifiques annuels sur la côte Atlantique du Canada. *AZMP Bulletin* No. 6 (April 2007): p. 25–42. (accessed April 18, 2016).
- Chassé, J. 2001. [Physical Oceanography of Southern Gulf of St. Lawrence and Sydney Bight Areas of Coastal Cape Breton](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/113: 20 p.
- Chouinard, G.A., and Hurlbut, T.R. 2011. An atlas of the January distribution of selected marine fish species in the Cabot Strait from 1994 to 1997. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2967: viii + 94 p.
- COSEPAC. 2013. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la Merluche blanche \(*Urophycis tenuis*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 49 p.
- Darbyson, E., and Benoît, H.P. 2003. An atlas of the seasonal distribution of marine fish and invertebrates in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1113: iii + 294 p.
- Davis, A., Hanson, J.M., Watts, H., and MacPherson, H. 2004. Local ecological knowledge and marine fisheries research: the case of white hake (*Urophycis tenuis*) predation on juvenile American lobster (*Homarus americanus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 1191–1201.
- Fournier, D.A., Skaug, H.J., Ancheta, J., Ianelli, J., Magnusson, A., Maunder, M.N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2011. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods & Software*. doi: 10.1080/10556788.2011.597854.
- Fu, C., and Quinn II, T.J. 2000. Estimability of natural mortality and other population parameters in a length based model: *Pandalus borealis* in Kachemak Bay, Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2420–2432.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2020. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/030. iv + 88 p.
- Gislason, H., Daan, N., Rice, J., and Pope, J. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries* 11: 149–158.
- Hall, M.A., Alverson, D.L., and Metuzals, K.I. 2000. By-catch: Problems and solutions. *Mar. Pollut. Bull.* 41: 204–219.
- 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.
- Harvey, V., Hammill, M.O., Swain, D.P., Breed, G.A., Lydersen, C., and Kovacs, K.M. 2012. Winter foraging by a top predator, the grey seal *Halichoerus grypus*, in relation to the distribution of prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 462: 273–286.
- Hodder, V.M., and Parsons, L.S. 1971. Comparison of certain biological characteristics of herring from Magdalen Islands and southwest Newfoundland. *ICNAF Res. Bull.*, 8: 59–65.

-
- Hurlbut, T., and Clay, D. 1990. Protocols for research vessel cruises within the Gulf Region (demersal fish) (1970–1987). Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2082.
- Jiao, Y., Smith, E.P., O'Reilly, R., and Orth, D.J. 2012 Modelling non-stationary natural mortality in catch-at-age models. ICES J. Mar. Sci. 69: 105–118.
- Markle, D.F., Methven, D.A., and Coates-Markle, L.J. 1982. Aspects of spatial and temporal co-occurrence in the life history stages of the sibling hakes, *Urophycis chuss* (Walbaum 1792) and *Urophycis tenuis* (Mitchill 1815) (Pisces: Gadidae). Can. J. Zool. 60: 2057–2078.
- MPO. 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2011. [Évaluation du potentiel de rétablissement du sébaste \(*Sebastes fasciatus* et *S. mentella*\) dans l'Atlantique Nord-Ouest](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2011/044. (Erratum : juin 2013).
- MPO. 2016. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la merluche blanche \(*Urophycis tenuis*\) : population du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2016/034.
- MPO. 2018. [Évaluation des stratégies de gestion du sébaste des unités 1 et 2](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis. Sci. 2018/033.
- MPO. 2020a. [Mise à jour des indices d'abondance jusqu'en 2019 pour les stocks de Plie Rouge de la Div. 4T de l'OPANO, de Plie Grise des Divs. 4RST de l'OPANO et de Merluche Blanche de la Div. 4T de l'OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2020/008.
- MPO. 2020b. [Évaluation des stocks de Sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) des Unités 1 et 2 en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2020/019.
- Nielsen, G .A. 1994. Comparison of the fishing efficiency of research vessels used in the southern Gulf of St. Lawrence groundfish surveys from 1971 to 1992 . Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci . No. 1952 56 p.
- Ouellette-Plante, J., Chabot, D., Nozères, C., and Bourdages, H. 2020. Diets of demersal fish from the CCGS Teleost ecosystemic surveys in the estuary and northern Gulf of St. Lawrence, August 2015-2017. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 3383: v + 121 p.
- Roy, D., Hurlbut, T.R., and Ruzzante, D.E. 2012. Biocomplexity in a demersal exploited fish, white hake (*Urophycis tenuis*): depth related structure and inadequacy of current management approaches. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69: 415–429.
- Savoie L. 2012. [Résultats du relevé par pêche sentinelle au chalut de fond 2011 dans le sud du golfe du Saint-Laurent et comparaison avec les relevés précédents de 2003 à 2010](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/068: iii + 56 p.
- Senay, C., Gauthier, J., Bourdages, H., Brassard, C., Duplisea, D., et Ouellette-Plante, J. 2019. [L'état des stocks des sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) de l'unité 1 en 2017](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/002. viii + 63 p.
- Senay, C., Ouellette-Plante, J., Bourdages, H., Bermingham, T., Gauthier, J., Parent, G., Chabot, D., et Duplisea, D. 2021. [État des stocks des sébastes \(*Sebastes mentella* et *S. fasciatus*\) de l'unité 1 en 2019 et mise à jour des informations sur la structure de la population, la biologie, l'écologie et les fermetures de pêche actuelles](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/015. xii + 127 p.
-

-
- Swain, D.P., and Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 519, 165–182.
- Swain, D.P., Hurlbut, T.R., and Benoît, H.P. 2012. [Pre-COSEWIC review of variation in the abundance, distribution and productivity of white hake \(*Urophycis tenuis*\) in the southern Gulf of St. Lawrence, 1971-2010](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/066. iii + 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. doi: 10.1111/1365-2656.12391.
- Swain, D.P., Savoie, L., and Cox, S.P. 2016. [Recovery potential assessment of the Southern Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of White Hake \(*Urophycis tenuis* Mitchill\), January 2015](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/045. vii + 109 p.
- Swain, D.P., Chouinard, G.A., Morin, R., and Drinkwater, K.F. 1998. Seasonal variation in the habitat associations of Atlantic cod (*Gadus morhua*) and American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) from the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55(12): 2548–2561.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., and Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.*, 1: 3-14.
- Zuur, A.F., Saveliev, A.A., and Ieno, E.N. 2012. *Zero Inflated Models and Generalized Linear Mixed Models with R*. Highland Statistics Ltd, Newburgh.
- Zuur, A.F., Hilbe, J.M., and Ieno, E.N. 2013. *Beginner's Guide to GLM and GLMM with R*. Highland Statistics Ltd, Newburgh.
- Winters, G.H., and Hodder, V.M. 1975. Analysis of the southern Gulf of St. Lawrence herring stock and implications concerning its future management. *ICNAF Res. Bull.*, 11: 43–59.

TABLEAUX

*Tableau 1. Débarquements nominaux (tonnes) de merluche blanche et de sébaste de la division 4T de l'OPANO, avec le total annuel autorisé des captures (TAC). *Pour le sébaste, le TAC représente le TAC global pour 3Pn4RSTVn.*

Année	Merluche blanche		Sébaste		Année	Merluche blanche		Sébaste	
	Total	TAC	Total	TAC*		Total	TAC	Total	TAC*
1960	2008	-	2028	-	1990	5175	5500	3929	57000
1961	5323	-	1982	-	1991	4501	5500	6503	57000
1962	7244	-	1532	-	1992	3931	5500	8198	57000
1963	6550	-	3212	-	1993	1501	3600	4132	60000
1964	6206	-	2890	-	1994	1042	2000	5173	30689
1965	4706	-	5195	-	1995	71	Moratoire	13	Moratoire
1966	7024	-	8025	-	1996	157	Moratoire	41	Moratoire
1967	6550	-	8468	-	1997	195	Moratoire	20	Moratoire
1968	4261	-	7092	-	1998	241	Moratoire	200	1000
1969	4208	-	10840	-	1999	399	Moratoire	456	2000
1970	5668	-	9252	-	2000	177	Moratoire	258	2000
1971	5707	-	7912	-	2001	121	Moratoire	370	2000
1972	5757	-	7457	-	2002	70	Moratoire	465	2000
1973	5702	-	14496	-	2003	37	Moratoire	288	2000
1974	3616	-	6909	-	2004	64	Moratoire	413	2000
1975	4125	-	6064	-	2005	45	Moratoire	325	2000
1976	3758	-	1626	30000	2006	27	Moratoire	512	2000
1977	3984	-	2314	18000	2007	21	Moratoire	78	2000
1978	4825	-	4155	18000	2008	31	Moratoire	348	2000
1979	8110	-	3642	16000	2009	33	Moratoire	524	2000
1980	12423	-	1898	16000	2010	16	Moratoire	330	2000
1981	14039	-	2691	20000	2011	20	Moratoire	475	2000
1982	9776	12000	3222	31000	2012	14	Moratoire	378	2000
1983	7305	12000	2547	33000	2013	20	Moratoire	280	2000
1984	7050	12000	9988	33000	2014	16	Moratoire	286	2000
1985	6014	12000	3594	50600	2015	26	Moratoire	366	2000
1986	4948	12000	3954	55600	2016	30	Moratoire	231	2000
1987	6372	9400	5992	50000	2017	16	Moratoire	121	2000
1988	3887	5500	7578	56000	2018	12	Moratoire	191	4500
1989	5354	5500	10016	57000	2019	14	Moratoire	214	5950

Tableau 2. Statistiques descriptives des prises accessoires de merluche blanche provenant de l'ensemble des données des observateurs (données dépendantes de la pêche) et de l'ensemble des données des relevés par le navire de recherche (données indépendantes de la pêche (sGSL et nGSL)).

Statistique	Prises accessoires (%)								sGSL	nGSL
	Observateur (par mois)									
	6	7	8	9	10	11	12	Total		
n	14	8	38	na	32	3	13	108	186	103
Min	0.00	2.48	0.11	na	0.00	1.48	0.00	0.00	0.00	0.00
25^e	0.00	5.40	1.13	na	0.00	2.17	1.47	0.00	0.00	0.16
Médiane	11.40	6.60	2.20	na	0.00	2.86	7.11	1.62	0.00	1.05
75^e	86.76	26.55	3.31	na	0.00	3.63	100.00	6.15	2.31	2.60
Maximum	135.43	39.87	6.19	na	0.00	4.41	100.00	13.33	5.76	6.15
Moyenne	42.59	35.22	2.78	na	4.23	2.92	47.56	16.17	5.85	9.58

Tableau 3a. Prises selon l'âge de la pêche commerciale (par 1000) de merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO de 1982 à 2019. na signifie aucune prise et 0,00 indique un nombre différent de zéro et inférieur à 0,005.

Âge	0-2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13+	Total
1978	na	79,00	354,00	579,00	545,00	345,00	172,00	61,00	26,00	4,00	8,00	2,00	2175,00
1979	na	90,00	470,00	833,00	972,00	672,00	315,00	101,00	47,00	8,00	11,00	4,00	3523,00
1980	na	91,00	452,00	1028,00	1661,00	1196,00	540,00	137,00	75,00	7,00	6,00	5,00	5198,00
1981	na	66,00	427,00	1075,00	1976,00	1391,00	604,00	154,00	94,00	4,00	1,00	8,00	5800,00
1982	na	7,60	184,38	658,33	1156,11	1169,35	628,58	184,42	81,92	22,76	14,75	14,75	4122,94
1983	13,01	59,52	179,10	693,71	902,98	720,87	546,78	117,18	36,81	8,73	5,94	2,59	3300,23
1984	1,47	57,21	327,71	807,03	813,95	558,30	286,09	147,01	71,25	22,91	17,03	6,94	3118,37
1985	2,99	66,29	224,99	631,63	610,42	404,26	233,38	112,82	52,94	17,50	19,02	12,18	2391,41
1986	na	1,37	206,63	511,34	489,74	332,24	236,08	78,91	46,67	22,00	13,94	8,49	1947,40
1987	na	29,74	513,68	1377,85	936,06	417,46	153,50	64,19	17,97	3,51	2,35	3,56	3519,87
1988	0,22	0,40	35,61	462,40	648,91	513,32	109,48	15,78	5,91	2,03	0,86	0,84	1795,97
1989	5,01	8,93	116,81	585,01	830,99	685,56	213,80	76,72	11,25	12,99	5,45	5,45	2562,95
1990	na	14,84	454,01	1197,71	1047,61	437,92	91,43	18,98	6,47	2,87	0,97	0,53	3273,32
1991	na	27,22	400,29	1027,54	891,51	503,22	79,11	17,17	5,59	1,87	1,05	4,78	2959,37
1992	0,17	112,32	1010,98	1017,50	553,60	271,75	61,46	25,95	10,05	3,47	0,50	0,84	3068,74
1993	na	55,18	286,88	415,77	217,46	91,41	26,55	11,77	1,27	1,84	0,44	0,08	1108,65
1994	na	25,18	133,74	184,15	201,21	86,04	27,70	4,90	0,69	na	na	0,17	663,76
1995	na	0,01	0,63	2,15	9,85	11,20	3,99	0,29	na	na	na	na	28,12
1996	0,73	2,26	16,60	26,41	23,74	13,14	6,41	1,72	0,46	0,06	0,17	na	92,44
1997	0,19	1,11	13,71	39,73	33,97	13,88	5,43	1,10	0,39	0,07	na	na	109,77
1998	0,27	1,45	19,94	57,07	45,03	11,16	3,86	0,84	0,34	0,11	0,01	0,02	140,36
1999	0,51	3,72	42,57	114,54	74,88	15,82	2,12	0,73	0,07	0,02	na	na	255,50
2000	0,61	1,77	18,63	38,45	35,36	15,43	2,93	1,13	0,13	0,17	0,02	na	115,26
2001	0,12	2,89	20,97	28,47	20,29	7,48	2,12	0,31	0,17	0	na	na	82,82
2002	0,41	1,49	7,72	18,61	14,02	2,75	0,43	0,16	na	na	na	na	46,00
2003	0,54	2,58	11,19	12,27	5,44	0,63	0,14	na	na	na	na	na	33,33
2004	0,42	0,66	9,61	23,48	9,44	1,42	0,16	na	0,02	0,11	na	na	45,73
2005	2,14	2,23	10,82	14,10	8,32	1,70	0,22	0,02	na	na	na	na	41,68
2006	0,71	0,59	4,38	9,01	4,85	0,74	0,19	0,04	na	na	na	na	21,22
2007	0,53	0,99	3,55	5,48	3,48	0,46	0,36	0,02	0,04	0,01	na	na	15,43
2008	0,74	8,93	15,56	9,22	2,34	0,28	na	na	na	na	na	na	37,81
2009	0,25	0,86	2,81	10,28	6,69	1,38	0,10	na	na	na	na	na	22,62
2010	0,55	1,20	4,96	5,48	2,02	0,18	0,03	na	na	na	na	na	14,97
2011	0,13	0,39	2,31	6,22	3,33	0,85	0,22	na	na	na	na	na	13,58
2012	0,15	0,31	2,77	4,65	1,96	0,52	0,07	0,00	0,03	na	na	na	10,60
2013	0,16	0,12	1,10	7,15	4,55	0,41	0,10	0,04	0,03	na	na	na	13,80
2014	0,00	0,07	1,37	3,91	4,08	0,71	0,06	0,06	0,03	na	na	na	10,30
2015	0,00	0,00	1,65	7,54	5,19	1,33	0,20	0,08	0,08	na	na	na	16,08
2016	0,00	0,16	2,46	9,44	6,33	1,08	0,17	0,07	0,04	na	na	na	19,75
2017	0,00	0,16	1,32	4,62	3,84	0,54	0,08	0,05	0,01	na	na	na	10,62
2018	0,00	0,04	0,51	2,60	3,25	0,68	0,13	0,06	0,00	na	na	na	7,27
2019	0,00	0,10	0,61	2,42	3,55	0,94	0,23	0,10	0,00	na	na	na	7,96

Tableau 3b. Poids selon l'âge (kg) de la pêche commerciale de merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO de 1982 à 2019.

Âge	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13+	wtAvg ¹
1982	na	na	na	1,11	1,35	1,61	2,19	2,48	2,97	3,34	3,99	3,90	3,83	5,22	2,37
1983	na	0,39	0,63	0,91	1,41	1,79	2,06	2,55	2,51	3,54	4,36	5,98	6,26	10,39	2,23
1984	na	na	0,55	0,90	1,16	1,65	2,12	2,64	3,18	3,56	5,26	4,74	6,65	9,25	2,27
1985	na	na	0,95	1,37	1,50	1,95	2,27	2,73	3,57	3,89	4,79	6,37	6,60	8,18	2,52
1986	na	na	na	2,81	0,98	1,54	2,37	2,94	3,88	4,67	5,72	6,84	6,96	9,39	2,57
1987	na	na	na	0,62	0,80	1,29	2,04	2,89	3,77	4,35	5,61	8,42	9,70	10,72	1,81
1988	na	na	0,28	0,36	0,96	1,30	1,95	2,79	3,68	5,13	6,03	8,85	10,69	9,56	2,16
1989	na	0,11	0,21	0,41	0,89	1,25	1,79	2,51	3,51	4,19	5,98	6,25	9,46	10,41	2,10
1990	na	na	na	0,59	0,85	1,18	1,70	2,52	3,53	4,95	5,84	7,11	9,26	8,29	1,58
1991	na	na	na	0,53	0,80	1,13	1,59	2,34	2,89	4,30	6,9	5,95	7,19	10,04	1,52
1992	na	na	0,17	0,53	0,77	1,10	1,71	2,38	3,12	4,32	5,58	5,59	6,06	9,09	1,28
1993	na	na	na	0,58	0,92	1,21	1,74	2,12	3,10	2,99	3,38	4,36	4,23	10,19	1,35
1994	na	na	na	0,62	0,83	1,22	1,82	2,47	3,00	3,44	4,02	na	na	9,38	1,56
1995	na	na	na	0,79	0,92	1,37	1,99	2,75	3,62	5,42	na	na	na	na	2,49
1996	na	na	0,18	0,53	0,94	1,40	1,93	2,50	2,60	2,92	3,31	2,27	3,50	na	1,70
1997	na	0,11	0,22	0,51	0,87	1,41	2,02	2,58	2,95	3,72	3,29	5,95	na	na	1,78
1998	na	0,17	0,43	0,57	0,84	1,44	2,10	2,55	2,89	4,01	3,45	2,84	6,35	6,83	1,71
1999	na	0,16	0,25	0,58	0,86	1,38	2,07	2,75	3,32	3,36	4,79	6,97	na	na	1,59
2000	na	0,11	0,24	0,51	0,75	1,21	1,85	2,38	2,94	3,04	2,34	4,32	5,31	na	1,54
2001	0,08	0,14	0,27	0,58	0,76	1,24	1,99	2,64	3,23	3,42	3,94	7,37	na	na	1,47
2002	na	0,16	0,33	0,56	0,81	1,39	2,00	2,55	3,48	4,43	na	na	na	na	1,54
2003	na	0,13	0,23	0,55	0,79	1,20	1,80	2,42	2,98	na	na	na	na	na	1,12
2004	na	0,10	0,22	0,47	0,89	1,33	1,95	2,72	3,68	na	6,33	4,76	na	na	1,40
2005	na	0,13	0,23	0,45	0,73	1,20	1,70	2,17	3,01	3,79	na	na	na	na	1,13
2006	na	0,15	0,22	0,49	0,80	1,26	1,90	2,55	2,91	4,88	na	na	na	na	1,32
2007	na	0,13	0,24	0,51	0,82	1,39	2,05	2,93	2,74	5,22	4,51	5,38	na	na	1,40
2008	na	0,15	0,34	0,48	0,67	1,21	1,97	3,00	na	na	na	na	na	na	0,85
2009	na	0,14	0,22	0,48	0,79	1,39	1,85	2,44	3,24	na	na	na	na	na	1,48
2010	na	0,13	0,25	0,51	0,79	1,26	1,77	3,22	2,02	na	na	na	na	na	1,09
2011	na	0,15	0,28	0,50	0,95	1,42	1,95	2,33	2,13	na	na	na	na	na	1,50
2012	na	0,18	0,23	0,51	0,97	1,38	1,86	2,26	4,06	3,68	2,49	na	na	na	1,38
2013	na	0,14	0,22	0,49	0,90	1,30	1,71	2,48	4,25	4,87	6,35	na	na	na	1,46
2014*	na	na	0,24	0,49	0,88	1,35	1,83	2,55	3,14	4,33	4,18	na	na	na	1,48
2015*	na	na	0,24	0,49	0,88	1,35	1,83	2,55	3,14	4,33	4,18	na	na	na	1,61
2016*	na	na	0,24	0,49	0,88	1,35	1,83	2,55	3,14	4,33	4,18	na	na	na	1,54
2017*	na	na	0,24	0,49	0,88	1,35	1,83	2,55	3,14	4,33	4,18	na	na	na	1,54
2018*	na	na	0,24	0,49	0,88	1,35	1,83	2,55	3,14	4,33	4,18	na	na	na	1,69
2019*	na	na	0,24	0,49	0,88	1,35	1,83	2,55	3,14	4,33	4,18	na	na	na	1,75

* Poids à l'âge moyen de 2009 à 2013

¹ Moyenne pondérée par l'abondance

Tableau 4a. Taux de prise moyens stratifiés selon l'âge (poisson/trait) de merluche blanche dans le relevé par le navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent, d'après les strates 415-439. Les valeurs peuvent être converties en abondance chalutable par âge (en milliers) en multipliant par 1729,346. Les prises à 15 ans ne sont pas indiquées. Cet âge n'a été capturé qu'en 1985, à un taux moyen de 0,005 poisson par trait.

Années	Âge (années)														
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1971	na	0,018	0,727	0,691	0,788	0,346	0,142	0,038	0,005	0,005	0,012	na	0,027	na	na
1972	na	0,017	0,206	0,217	0,365	0,317	0,365	0,140	0,023	0,015	0,031	na	0,008	na	na
1973	na	0,017	0,448	0,471	2,143	1,833	0,643	0,216	0,033	0,013	0,049	na	na	na	na
1974	na	0,140	1,993	1,529	2,614	2,055	1,382	0,588	0,178	0,044	0,111	na	na	na	na
1975	na	0,080	3,422	2,133	1,481	0,728	0,267	0,072	0,012	0,012	0,031	na	0,020	na	na
1976	na	0,067	3,086	1,980	1,304	0,550	0,187	0,058	0,006	0,006	0,014	na	na	na	na
1977	na	0,020	0,874	1,236	1,456	0,558	0,180	0,067	0,022	0,006	0,020	na	0,008	na	na
1978	na	0,058	2,154	1,499	2,516	2,006	0,982	0,300	0,030	0,021	0,066	na	0,042	na	na
1979	na	na	0,278	2,042	2,077	1,822	1,279	0,484	0,132	0,015	0,025	0,037	0,061	na	na
1980	na	na	0,108	1,110	1,895	2,106	1,308	0,456	0,138	0,008	0,049	0,064	0,046	na	na
1981	na	0,045	0,460	1,112	2,473	3,151	2,392	1,447	0,473	0,232	0,012	0,015	0,012	0,044	0,015
1982	na	0,059	0,265	0,613	0,960	0,786	0,716	0,310	0,137	0,019	0,036	na	na	na	na
1983	na	0,093	0,809	0,824	0,809	0,447	0,285	0,142	0,070	0,067	0,009	na	na	na	na
1984	0,007	0,054	0,477	1,141	1,433	1,128	0,520	0,259	0,156	0,053	0,060	0,009	0,010	na	na
1985	0,001	0,037	0,652	2,591	3,259	1,218	0,809	0,581	0,307	0,273	0,108	0,028	0,042	0,025	0,018
1986	0,045	0,178	1,726	2,998	5,199	3,093	1,014	0,444	0,245	0,116	0,041	0,038	0,035	0,014	na
1987	na	0,039	0,464	2,020	2,581	1,723	0,739	0,214	0,053	0,028	0,026	na	0,025	na	na
1988	0,007	0,146	1,557	2,713	3,232	2,378	0,761	0,297	0,050	0,011	0,013	na	na	na	na
1989	0,118	0,581	1,566	3,428	2,244	1,772	0,915	0,216	0,033	0,026	0,016	0,004	na	0,004	na
1990	0,038	0,152	2,083	3,115	2,350	2,355	0,612	0,353	0,069	0,017	na	na	na	na	na
1991	0,015	0,409	2,120	4,063	2,746	1,853	0,761	0,212	0,064	0,006	0,020	0,020	na	na	na
1992	0,043	0,279	1,499	3,386	2,557	0,770	0,134	0,028	0,006	na	na	na	na	na	na
1993	0,015	0,138	0,826	1,281	1,691	0,856	0,199	0,071	0,002	0,015	na	na	na	na	na
1994	0,061	0,140	0,977	1,068	1,258	0,587	0,144	0,016	0,018	na	na	na	na	na	na
1995	0,105	0,271	1,058	0,673	0,570	0,147	0,066	0,019	0,006	na	na	na	na	na	na
1996	0,066	0,345	1,174	1,123	0,835	0,236	0,057	0,010	0,007	0,002	na	na	na	na	na
1997	0,130	0,420	0,832	0,671	1,039	0,514	0,143	0,029	0,006	na	na	na	na	na	na
1998	0,009	0,382	1,451	0,792	0,678	0,374	0,140	0,021	0,011	na	na	na	na	na	na
1999	0,325	1,037	1,781	1,022	0,933	0,449	0,099	0,020	na	na	na	na	na	na	na
2000	0,068	0,387	4,426	3,406	2,630	0,449	0,050	0,008	na	na	na	na	na	na	na
2001	0,014	0,257	1,218	1,231	1,251	0,443	0,036	0,002	na	na	na	na	na	na	na
2002	0,012	0,588	1,712	0,599	0,601	0,250	0,015	0,006	na	na	na	na	na	na	na
2004	0,009	0,074	0,555	0,547	0,530	0,280	0,038	0,006	na	na	na	na	na	na	na
2005	0,002	0,262	2,508	0,979	1,370	0,364	0,039	0,016	na	na	na	na	na	na	na
2006	0,057	0,136	0,731	0,605	0,573	0,088	na	na	na	na	na	na	na	na	na
2007	0,111	0,441	5,705	3,281	2,450	0,503	0,032	0,010	na	na	na	na	na	na	na
2008	0,058	0,133	1,067	1,249	1,400	0,352	0,025	0,008	na	na	na	na	na	na	na
2009	0,072	0,708	1,601	0,907	1,304	0,501	0,029	na	na	na	na	na	na	na	na
2010	0,004	0,330	2,191	1,062	1,211	0,288	0,032	na	na	na	na	na	na	na	na
2011	na	0,115	1,418	1,000	1,040	0,141	0,031	na	na	na	na	na	na	na	na
2012	0,021	0,280	1,855	0,888	0,994	0,241	0,025	0,008	na	na	na	na	na	na	na
2013	0,003	0,231	0,697	0,442	0,238	0,234	0,026	na	na	na	na	na	na	na	na

Années	Âge (années)														
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
2014	0,025	0,249	3,349	2,704	1,890	0,233	0,030	na	na	na	na	na	na	na	na
2015	0,080	0,342	1,617	0,839	0,908	0,362	0,040	na	na	na	na	na	na	na	na
2016	0,003	0,224	1,232	0,762	1,025	0,460	0,052	na	na	na	na	na	na	na	na
2017	0,012	0,560	2,891	1,026	0,647	0,423	0,046	na	na	na	na	na	na	na	na
2018	0,002	0,076	0,508	0,563	0,572	0,188	0,022	na	na	na	na	na	na	na	na
2019	0,007	0,769	2,978	1,741	1,209	0,351	0,042	na	na	na	na	na	na	na	na

Tableau 4b. Poids moyen (kg) selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent (strates 415-439).

Années	Âge (années)														
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1971	na	0,213	0,334	0,484	0,848	1,472	2,129	2,140	2,340	2,340	2,183	na	7,534	na	na
1972	na	0,064	0,314	0,524	1,111	2,094	2,760	2,890	3,684	2,514	2,481	na	7,278	na	na
1973	na	0,123	0,373	0,622	1,097	1,488	1,959	2,611	4,148	2,476	2,062	na	na	na	na
1974	na	0,084	0,257	0,484	0,957	1,701	2,080	2,806	4,712	2,395	2,208	na	na	na	na
1975	na	0,267	0,326	0,423	0,858	1,419	1,951	2,040	2,309	2,309	2,156	na	6,831	na	na
1976	na	0,249	0,310	0,419	0,838	1,421	2,009	2,262	2,462	2,462	2,288	na	na	na	na
1977	na	0,190	0,387	0,525	0,808	1,492	1,812	2,377	4,858	2,360	1,991	na	6,017	na	na
1978	na	0,175	0,255	0,416	0,955	1,532	2,096	2,510	3,398	2,471	2,121	na	8,288	na	na
1979	na	na	0,309	0,449	0,815	1,400	1,839	2,225	2,374	3,172	2,735	5,005	2,736	na	na
1980	na	na	0,437	0,647	0,960	1,378	1,764	2,167	2,829	3,115	4,128	4,688	2,667	na	na
1981	na	0,059	0,247	0,485	0,914	1,405	1,865	2,268	2,984	3,194	3,575	12,275	3,575	9,738	12,275
1982	na	0,099	0,370	0,645	1,072	1,388	1,829	2,408	2,970	3,135	3,631	na	na	na	na
1983	na	0,161	0,337	0,620	1,108	1,907	2,136	3,138	3,876	4,031	5,964	na	na	na	na
1984	0,072	0,150	0,304	0,583	0,933	1,456	2,036	2,483	3,026	2,641	5,755	3,612	6,235	na	na
1985	0,006	0,099	0,234	0,430	0,761	1,258	1,838	2,440	3,298	4,592	3,225	4,250	9,308	8,269	10,060
1986	0,081	0,165	0,254	0,475	0,776	1,226	1,911	2,720	3,284	4,433	6,376	7,126	7,725	10,013	na
1987	na	0,103	0,197	0,432	0,680	1,184	1,982	2,907	3,680	6,485	6,445	na	7,974	na	na
1988	0,052	0,096	0,239	0,419	0,704	1,083	1,737	2,710	3,794	5,917	9,475	na	na	na	na
1989	0,047	0,101	0,224	0,447	0,631	1,064	1,583	2,402	3,435	5,355	6,856	9,162	na	9,162	na
1990	0,036	0,120	0,233	0,363	0,641	0,969	1,417	2,015	3,539	4,102	na	na	na	na	na
1991	0,065	0,201	0,269	0,477	0,674	1,033	1,504	2,120	3,694	4,338	6,550	7,223	na	na	na
1992	0,074	0,174	0,288	0,449	0,613	0,902	1,413	1,814	3,126	na	na	na	na	na	na
1993	0,084	0,154	0,276	0,462	0,666	0,888	1,173	1,381	2,576	4,713	na	na	na	na	na
1994	0,061	0,146	0,259	0,515	0,808	1,100	1,625	2,391	3,140	na	na	na	na	na	na
1995	0,015	0,109	0,249	0,483	0,716	1,078	1,752	3,046	3,698	na	na	na	na	na	na
1996	0,021	0,145	0,262	0,509	0,656	0,952	1,185	1,424	1,101	1,466	na	na	na	na	na
1997	0,044	0,086	0,234	0,440	0,626	0,888	1,254	1,807	1,908	na	na	na	na	na	na
1998	0,071	0,160	0,259	0,436	0,661	1,028	1,560	1,595	2,638	na	na	na	na	na	na
1999	0,049	0,098	0,257	0,460	0,669	1,085	1,727	3,120	na	na	na	na	na	na	na
2000	0,070	0,143	0,250	0,392	0,561	0,915	1,322	1,343	na	na	na	na	na	na	na
2001	0,064	0,185	0,252	0,450	0,617	1,016	1,399	1,308	na	na	na	na	na	na	na
2002	0,022	0,190	0,264	0,514	0,723	1,111	1,059	1,838	na	na	na	na	na	na	na
2004	0,043	0,136	0,227	0,492	0,670	1,078	na	na	na	na	na	na	na	na	na
2005	0,001	0,147	0,285	0,466	0,723	1,154	1,771	2,802	na	na	na	na	na	na	na
2006	0,029	0,188	0,260	0,460	0,615	0,946	1,169	1,509	na	na	na	na	na	na	na
2007	0,136	0,159	0,247	0,458	0,667	1,045	na	na	na	na	na	na	na	na	na
2008	0,025	0,143	0,269	0,391	0,592	0,982	1,367	1,259	na	na	na	na	na	na	na
2009	0,053	0,103	0,262	0,427	0,614	1,079	1,513	1,624	na	na	na	na	na	na	na
2010	0,013	0,087	0,215	0,405	0,593	0,933	0,986	na	na	na	na	na	na	na	na
2011	0,088	0,155	0,246	0,401	0,660	0,973	1,691	na	na	na	na	na	na	na	na
2012	na	0,120	0,214	0,427	0,636	1,112	1,103	na	na	na	na	na	na	na	na
2013	0,020	0,162	0,225	0,419	0,646	1,038	2,303	2,984	na	na	na	na	na	na	na
2014	0,020	0,091	0,243	0,336	0,582	0,918	1,185	na	na	na	na	na	na	na	na
2015	0,006	0,118	0,207	0,345	0,630	1,071	1,146	na	na	na	na	na	na	na	na
2016	0,001	0,128	0,197	0,370	0,680	1,299	1,258	na	na	na	na	na	na	na	na

Années	Âge (années)														
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
2017	0,024	0,133	0,198	0,327	0,683	1,400	1,350	na	na	na	na	na	na	na	na
2018	0,110	0,132	0,202	0,324	0,646	1,266	1,225	na	na	na	na	na	na	na	na
2019	0,038	0,114	0,198	0,313	0,615	1,187	1,150	na	na	na	na	na	na	na	na

Tableau 5a. Nombre moyen par trait selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé des pêches sentinelles mobiles réalisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2019.

Âge	1	2	3	4	5	6	7	8	Total
2003	0,497	0,904	0,376	0,415	0,181	0,021	0,004	0,006	2,417
2004	0,114	0,744	0,556	0,707	0,401	0,049	na	na	2,637
2005	0,143	1,350	0,542	0,702	0,209	0,017	0,010	na	2,975
2006	0,252	1,099	0,501	0,372	0,088	0,009	0,006	na	2,334
2007	0,123	0,689	0,309	0,317	0,108	0,019	na	na	1,567
2008	0,058	0,279	0,254	0,214	0,056	0,004	na	na	0,865
2009	0,025	0,371	0,610	0,581	0,231	0,014	0,010	na	1,842
2010	0,147	0,417	0,295	0,219	0,066	0,023	0,005	na	1,174
2011	0,059	0,222	0,214	0,236	0,051	0,002	0,005	na	0,789
2012	0,153	0,200	0,100	0,082	0,031	0,009	na	na	0,750
2013	0,049	0,463	0,098	0,063	0,059	0,007	na	na	0,745
2014	0,021	0,395	0,390	0,318	0,195	0,015	na	na	1,554
2015	0,044	0,665	0,459	0,409	0,522	0,025	na	na	2,481
2016	0,127	2,073	0,605	0,357	0,418	0,026	na	na	3,909
2017	0,127	1,864	0,482	0,174	0,179	0,023	na	na	3,013
2018	0,019	0,515	0,350	0,159	0,123	0,012	na	na	1,329
2019	0,072	1,133	0,592	0,282	0,176	0,005	na	na	2,455

Tableau 5b. Poids moyen (kg) selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé des pêches sentinelles mobiles réalisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2019.

Âge	1	2	3	4	5	6	7	8	Pondéré
2003	0,14	0,23	0,49	0,76	1,27	1,89	2,14	2,35	0,44
2004	0,11	0,24	0,42	0,73	1,19	1,71	na	na	0,57
2005	0,14	0,21	0,47	0,63	1,12	1,29	1,72	na	0,43
2006	0,15	0,23	0,44	0,63	1,02	1,33	2,47	na	0,37
2007	0,15	0,22	0,42	0,69	1,01	1,46	na	na	0,42
2008	0,15	0,22	0,44	0,65	1,11	2,20	na	na	0,45
2009	0,13	0,22	0,41	0,60	0,99	1,54	2,15	na	0,52
2010	0,14	0,23	0,40	0,69	1,08	1,83	2,77	na	0,44
2011	0,15	0,23	0,44	0,67	1,06	1,94	2,49	na	0,49
2012	0,14	0,21	0,49	0,81	1,13	2,40	na	na	0,31
2013	0,14	0,21	0,37	0,56	1,06	1,90	na	na	0,34
2014	0,16	0,26	0,44	0,61	1,01	2,31	na	na	0,45
2015	0,15	0,22	0,45	0,65	1,09	2,43	na	na	0,51
2016	0,15	0,22	0,38	0,57	1,31	2,52	na	na	0,39
2017	0,15	0,22	0,38	0,54	1,40	2,83	na	na	0,34
2018	0,21	0,26	0,40	0,56	1,31	2,08	na	na	0,42
2019	0,16	0,24	0,41	0,57	0,96	2,28	na	na	0,35

Tableau 5c. Longueur moyenne (cm) selon l'âge de la merluche blanche dans le relevé des pêches sentinelles mobiles réalisées dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2003 à 2019.

Âge	1	2	3	4	5	6	7	8	Total
2003	26,5	31,2	39,9	46,2	54,6	62,2	65,0	67,0	36,2
2004	24,7	31,4	37,9	44,9	52,7	59,4	na	na	39,1
2005	26,7	30,8	39,8	44,0	53,2	55,9	61,1	na	37,2
2006	27,8	31,4	39,1	43,6	51,2	56,2	68,6	na	35,5
2007	27,4	31,0	38,2	44,8	50,8	57,2	na	na	36,6
2008	27,5	30,8	38,7	43,7	51,9	65,0	na	na	37,6
2009	25,7	30,8	37,9	42,9	50,7	58,8	65,0	na	39,8
2010	26,6	31,3	37,4	44,8	51,7	61,7	71,0	na	36,6
2011	27,6	31,7	39,0	44,1	51,2	62,0	67,0	na	38,6
2012	26,9	30,4	40,2	47,0	52,6	66,0	na	na	27,1
2013	26,4	30,4	36,9	42,3	52,3	64,2	na	na	33,8
2014	27,8	32,8	38,8	43,3	50,9	67,4	na	na	34,4
2015	27,2	30,9	39,4	44,4	52,3	68,0	na	na	35,1
2016	27,8	31,2	37,1	41,7	53,9	66,1	na	na	33,2
2017	27,3	31,1	36,6	40,2	54,0	67,1	na	na	32,3
2018	30,4	32,4	37,5	41,6	54,4	63,8	na	na	33,5
2019	27,9	31,8	38,2	42,3	50,5	67,4	na	na	33,3

Tableau 6. Tableau de l'analyse du risque pour les effets de différents niveaux de prises accessoires de merluche blanche sur l'état de la population de merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent. Les estimations du risque sont fondées sur des projections de la population sur 25 ans. Deux séries de projections ont été réalisées, l'une à partir des taux de recrutement observés de 2000 à 2019 et l'autre à partir des taux de recrutement observés de 2000 à 2010. Les taux de recrutement étaient plus élevés que tous ceux qui avaient été observés entre 2011 et 2019. Trois statistiques sont présentées : 1) la baisse en pourcentage de la BSR pendant la projection sur 25 ans; 2) la probabilité que la BSR soit inférieure à 4 000, 2 000 ou 1 000 tonnes à la fin de la projection sur 25 ans; et 3) les estimations médianes de la BSR pour les années 5, 10, 15, 20 et 25 des projections. La BSR est présentée en kilotonnes (kt). Les tirets indiquent des projections qui n'ont pas été effectuées.

Niveau des prises accessoires (t)	Déclin de la BSR sur 25 ans (%)	Probabilité (%) que la BSR25 soit en dessous			Estimations de la médiane de la BSR (kt) pour l'année				
		4,000 t	2,000 t	1,000 t	2024	2029	2034	2039	2044
Taux de recrutement entre 2000-2019									
0	38.7	46.2	21.8	7.9	5.9	6.6	5.7	5.0	4.4
20	39.3	46.8	22.4	8.2	5.8	6.6	5.7	5.0	4.3
150	43.0	49.4	25.7	10.2	5.8	6.4	5.5	4.8	4.1
250	45.7	51.3	28.0	12.2	5.7	6.3	5.4	4.6	3.9
350	48.4	53.1	30.2	13.8	5.7	6.3	5.2	4.4	3.7
500	52.0	55.1	33.4	17.7	5.7	6.2	5.2	4.2	3.4
750	57.2	59.0	37.9	20.7	5.6	5.9	4.8	3.8	3.0
1,500	69.9	67.3	49.4	32.4	5.3	5.4	4.1	2.9	2.1
Taux de recrutement entre 2000-2010									
0	82.3	-	-	-	4.7	4.3	2.8	1.9	1.3
20	82.7	-	-	-	4.7	4.2	2.8	1.8	1.2
150	84.9	-	-	-	4.7	4.1	2.7	1.7	1.1
250	-	-	-	-	-	-	-	-	-
350	-	-	-	-	-	-	-	-	-
500	-	-	-	-	-	-	-	-	-
750	91.5	-	-	-	4.4	3.7	2.2	1.1	0.6
1,500	95.7	-	-	-	4.3	3.4	1.7	0.7	0.2

FIGURES

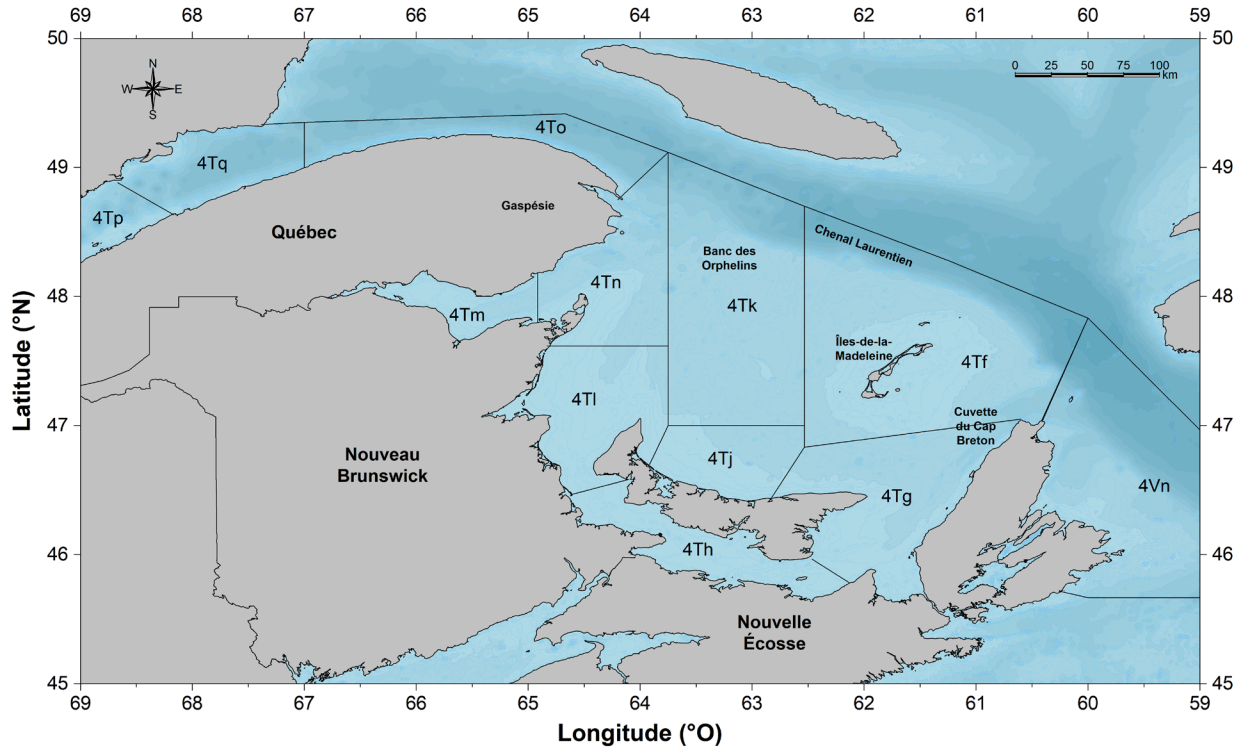


Figure 1. Divisions de l'OPANO dans la région du golfe du Saint-Laurent. Les zones unitaires sont indiquées pour la division 4T.

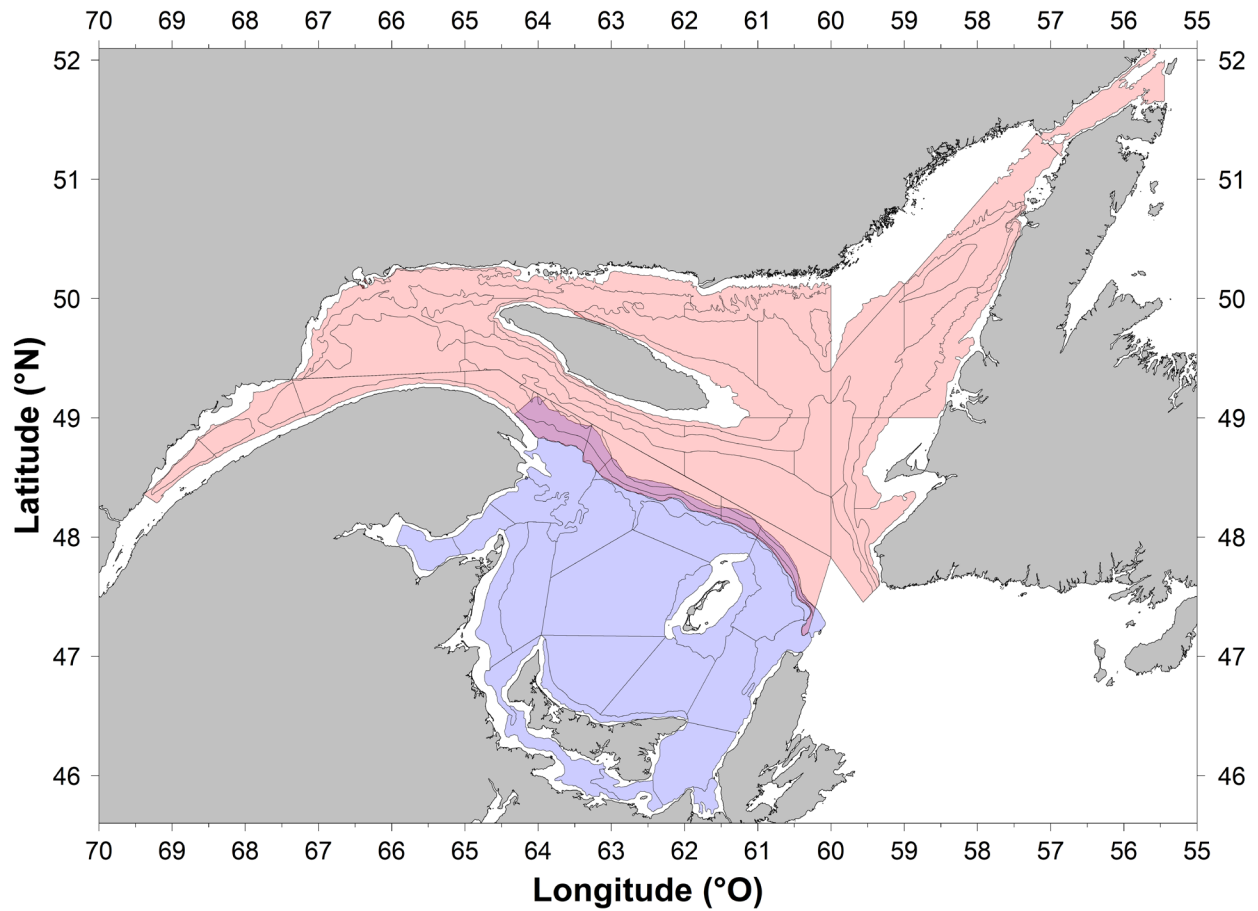


Figure 2. Schéma de stratification des relevés scientifiques au chalut de fond pour le sud (bleu) et le nord (rouge) du golfe du Saint-Laurent. La zone en violet représente le chevauchement entre les deux relevés.

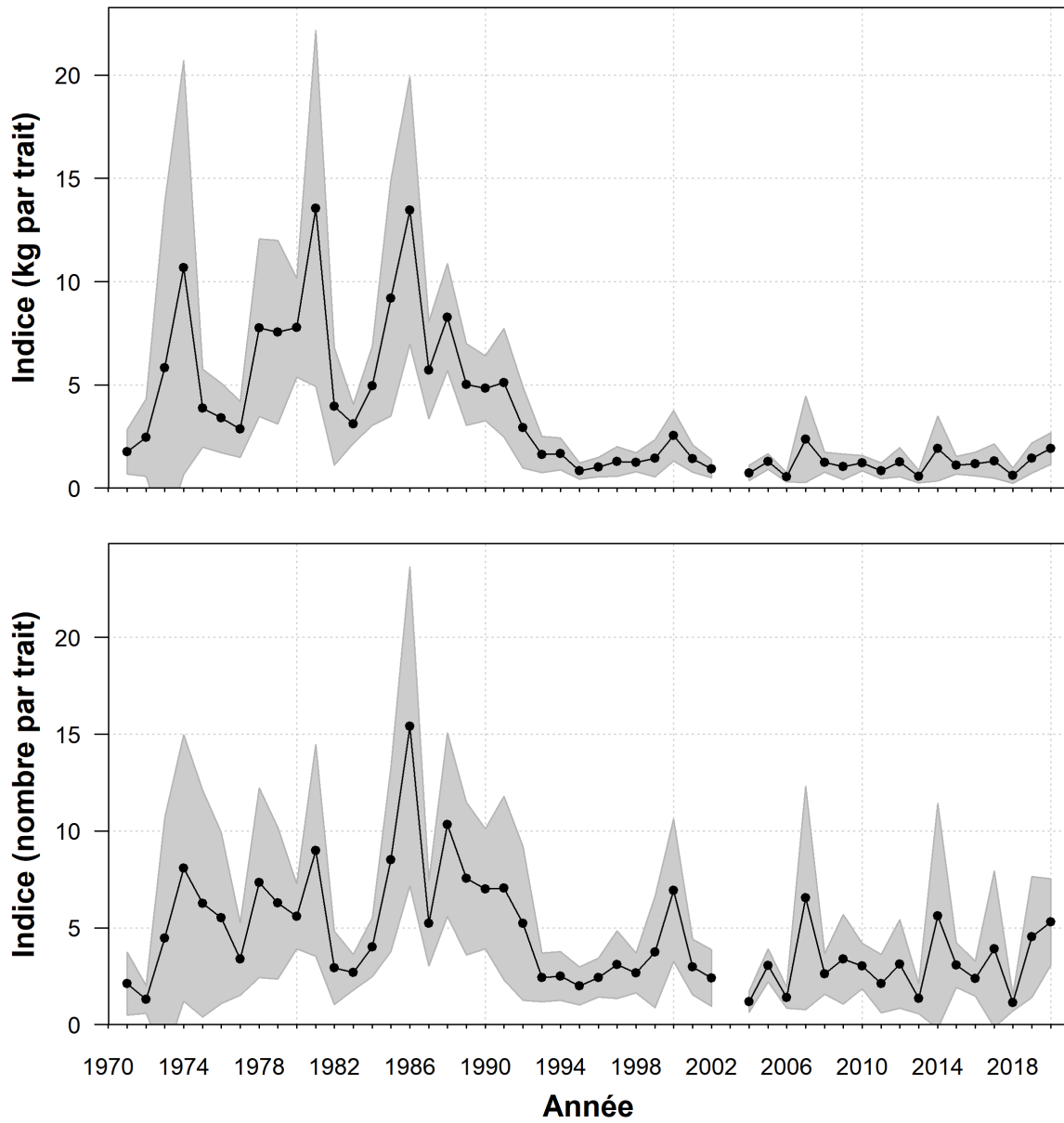


Figure 3. Indices moyens annuels de capture de merluche blanche dans le relevé au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent (kg par trait, panneau supérieur; nombre par trait, panneau inférieur). L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard).

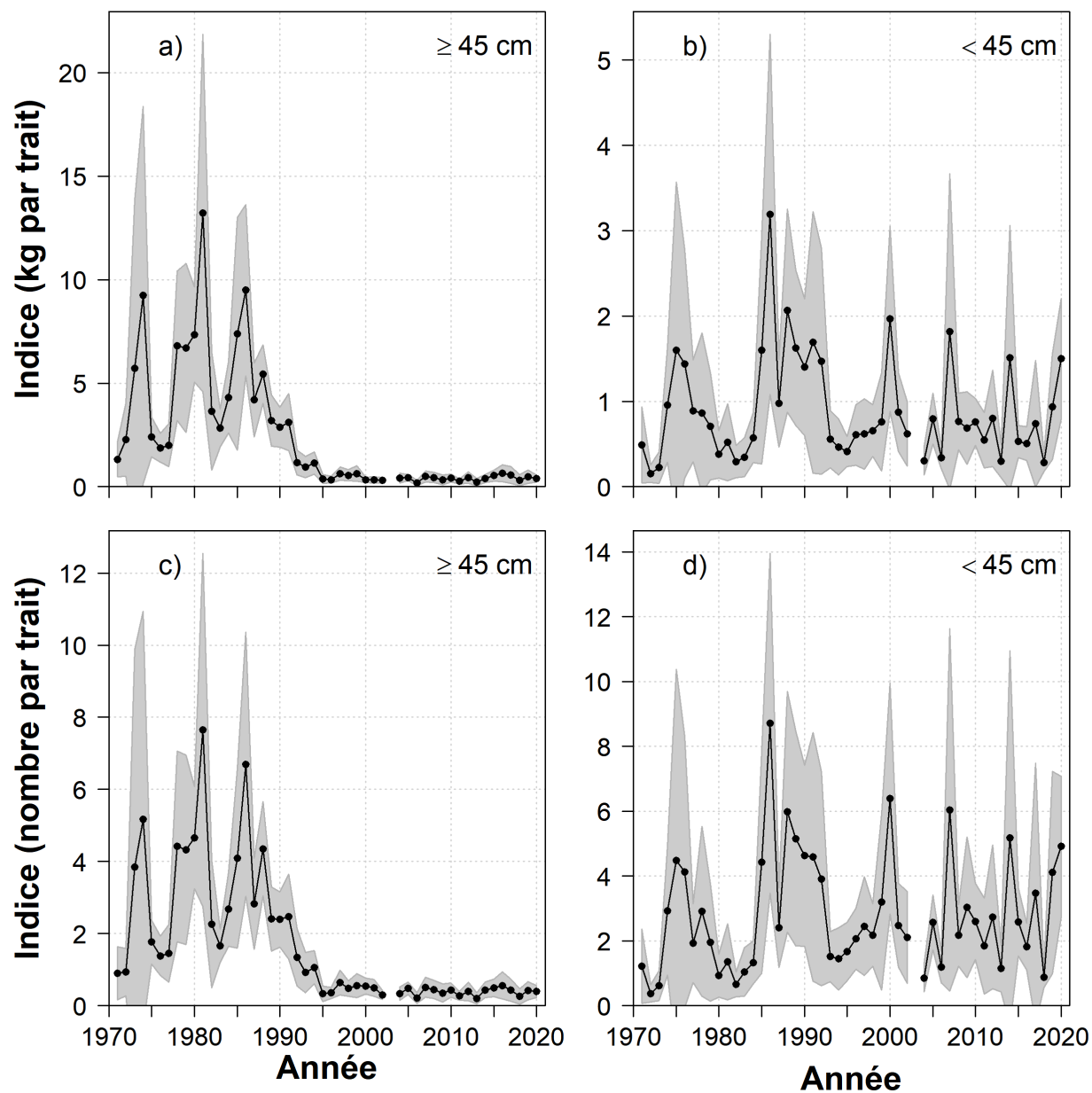


Figure 4. Indices de capture annuels moyens (kg par trait, panneaux a) et b), nombre par trait, panneaux c) et d)) de merluche blanche ≥ 45 cm de longueur (a et c) et < 45 cm (c et d) dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent. L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard).

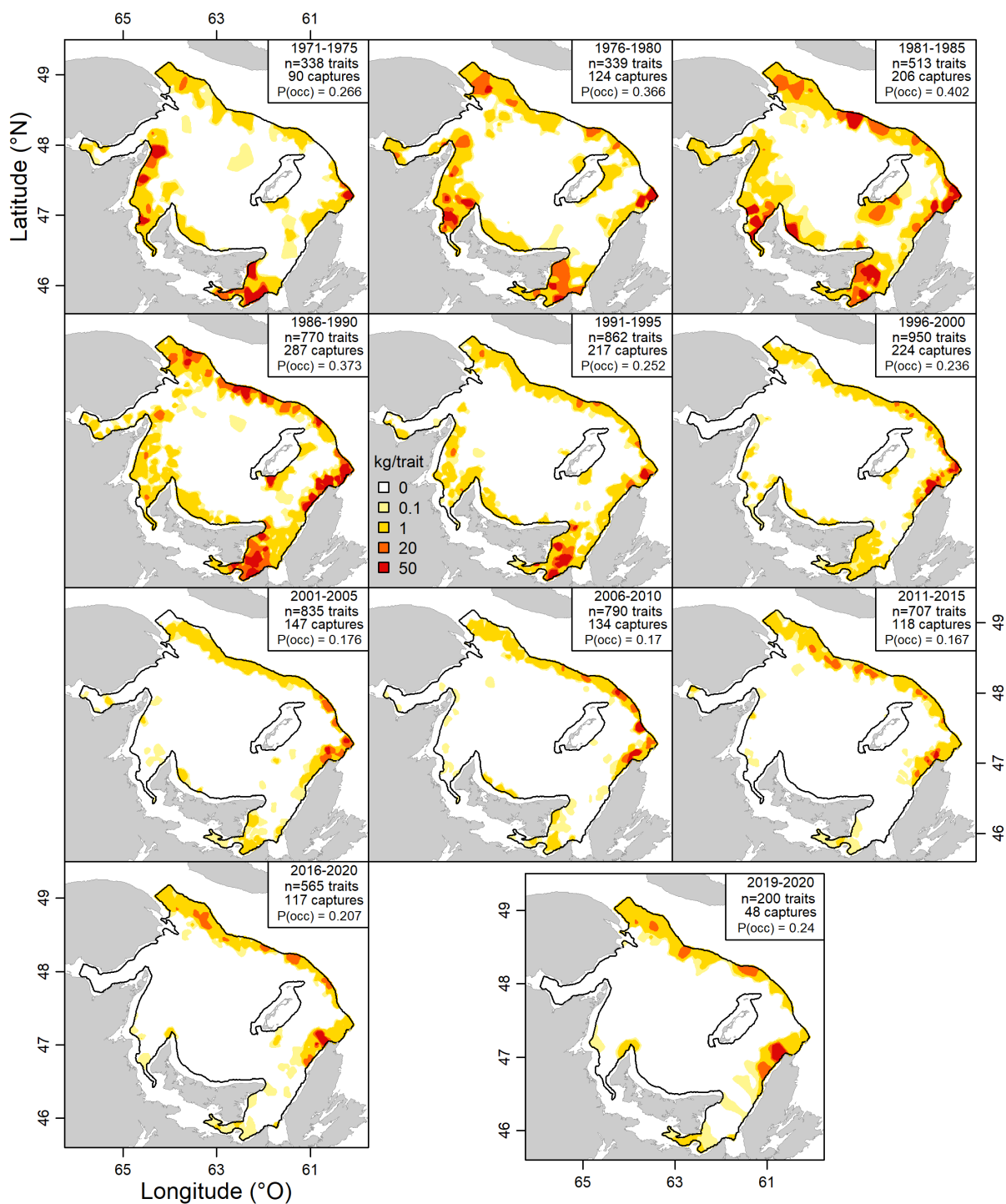


Figure 5. Répartition spatiale des captures de merluche blanche par blocs d'années dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2020. $P(\text{occ})$ indique la probabilité d'occurrence (le nombre de traits capturant de la merluche blanche divisé par le nombre total de traits).

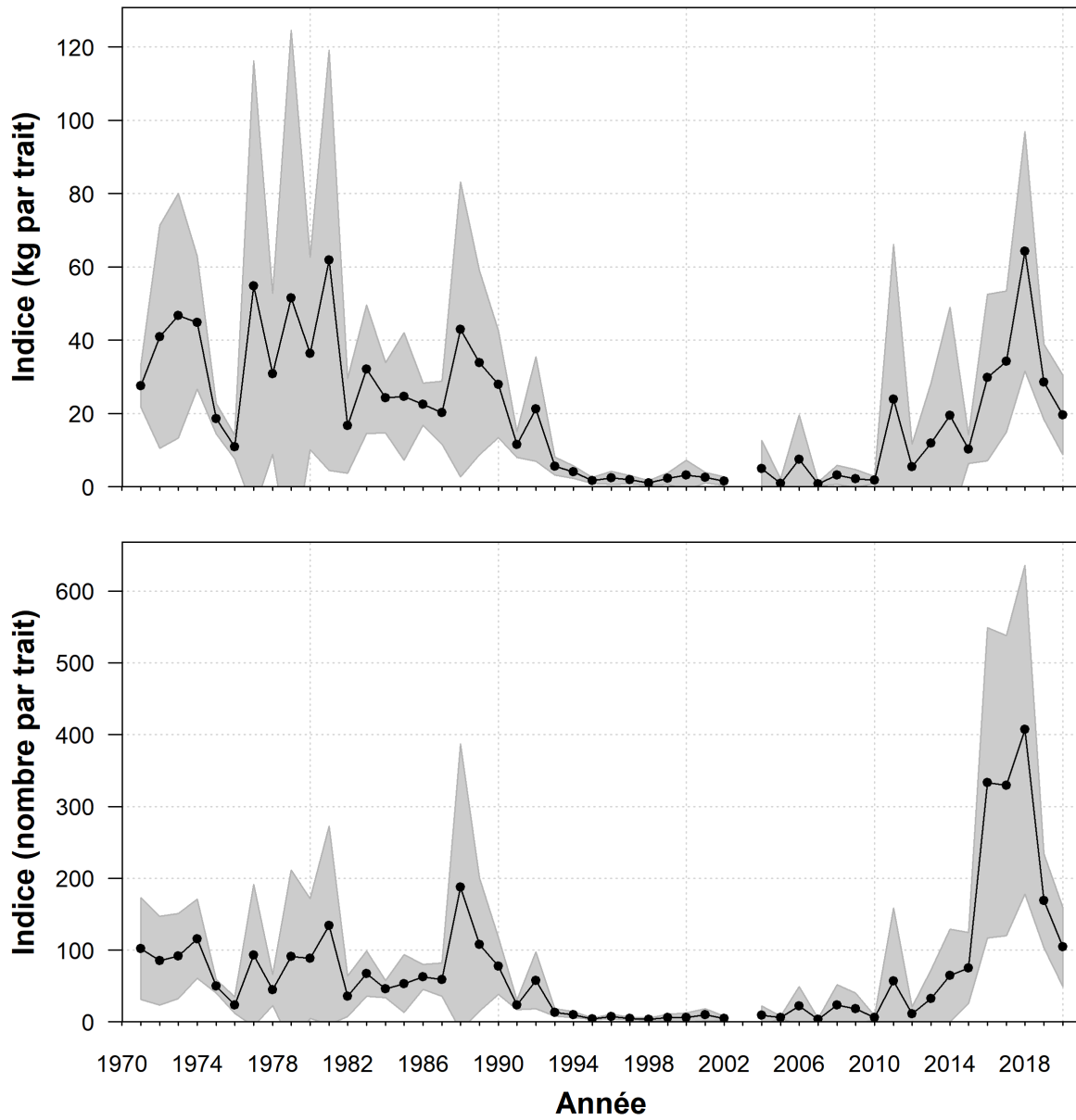


Figure 6. Indices moyens annuels de capture de sébaste dans le relevé au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent (kg par trait, panneau supérieur; nombre par trait, panneau inférieur). L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard).

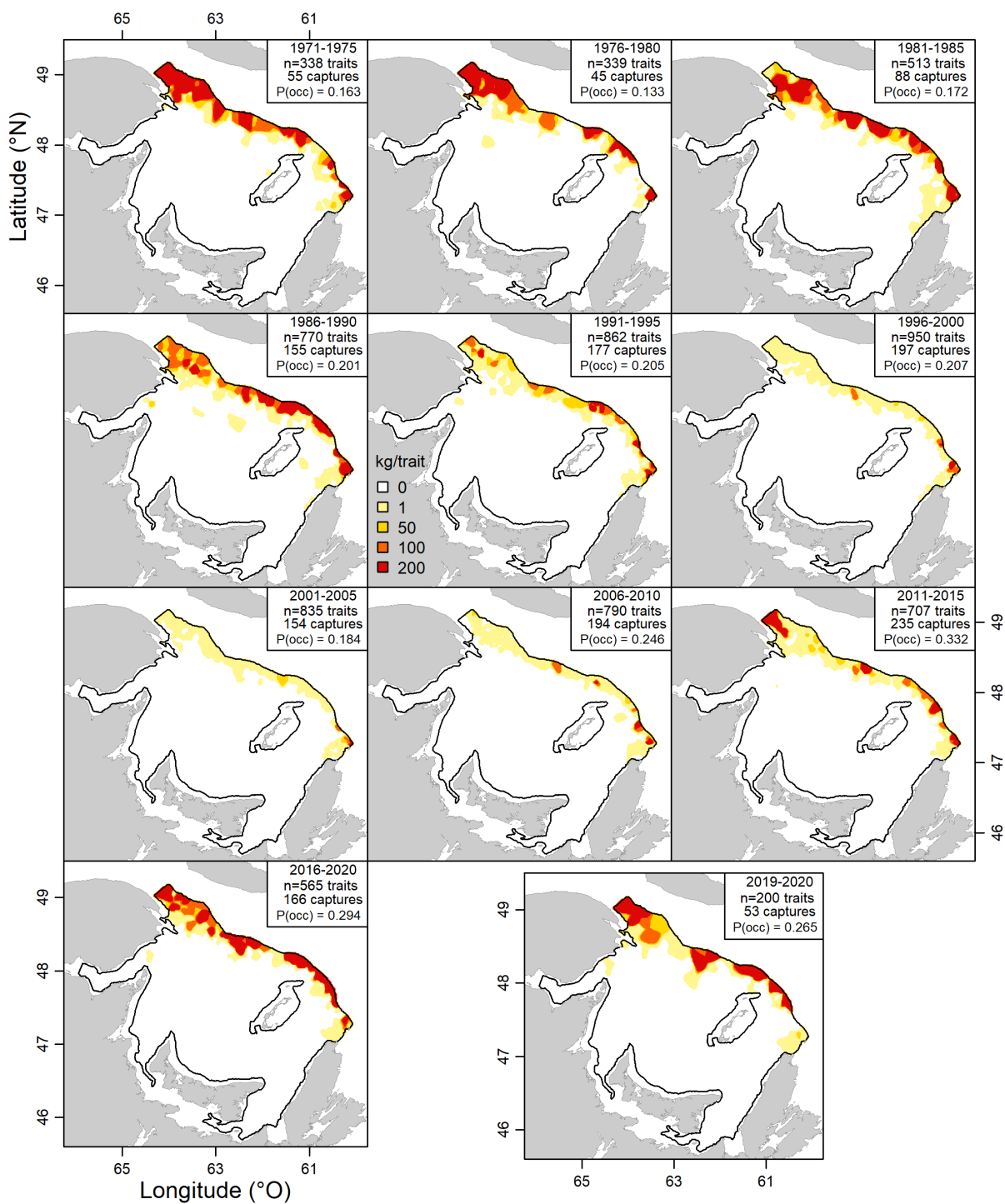


Figure 7. Répartition spatiale des captures de sébeste par blocs d'années dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2020. $P(occ)$ indique la probabilité d'occurrence (le nombre de traits capturant du sébeste divisé par le nombre total de traits).

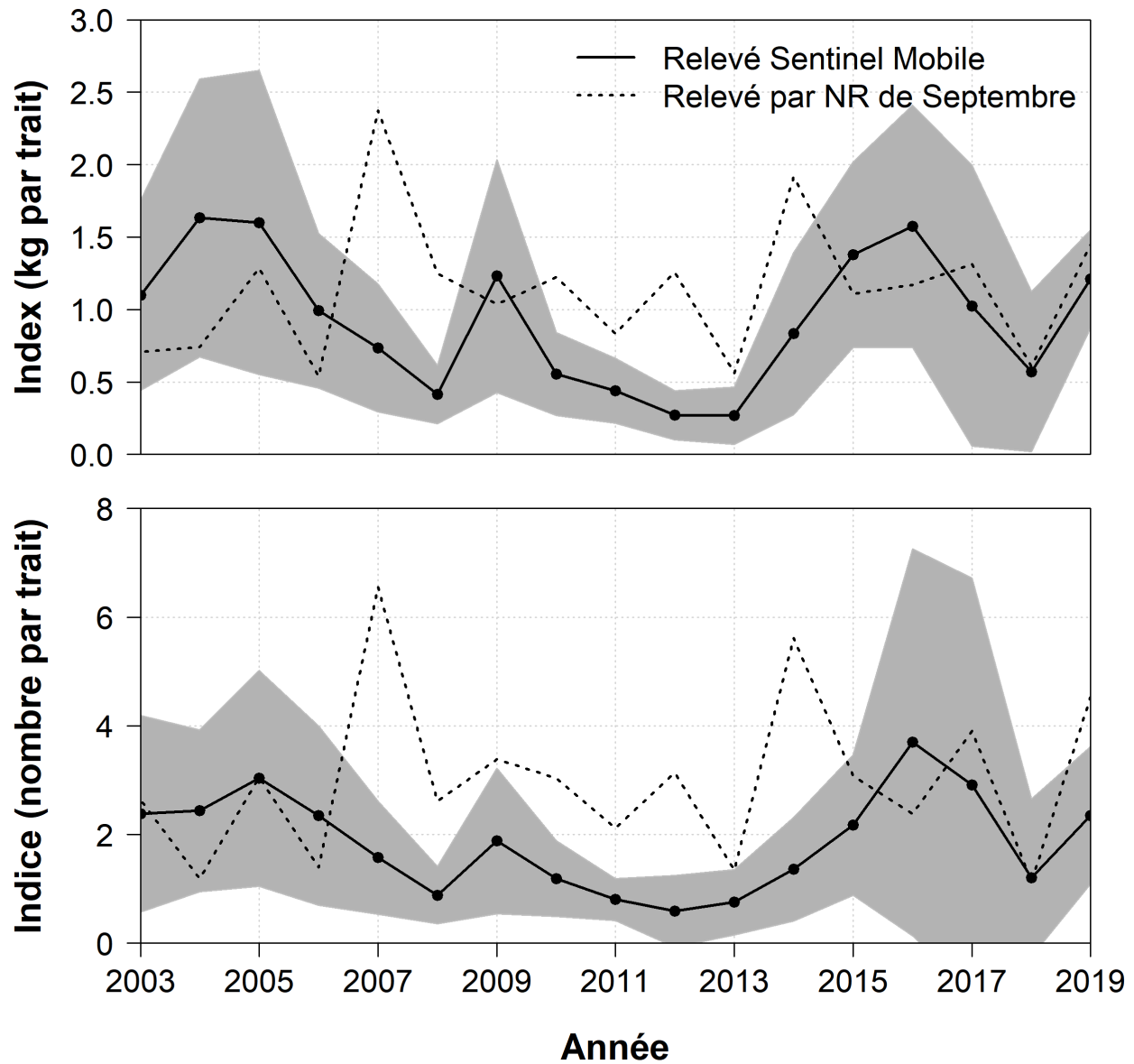


Figure 8. Indices de capture moyennes annuelles de merluche blanche dans le relevé au chalut des pêches sentinelles mobiles du sud du golfe du Saint-Laurent (kg par trait, panneau du haut; nombre par trait, panneau du bas). L'ombrage gris indique des limites de confiance approximatives à 95 % (± 2 erreurs standard). La ligne en pointillés représente les mêmes informations provenant du relevé par navire de recherche au chalut de fond (NR).

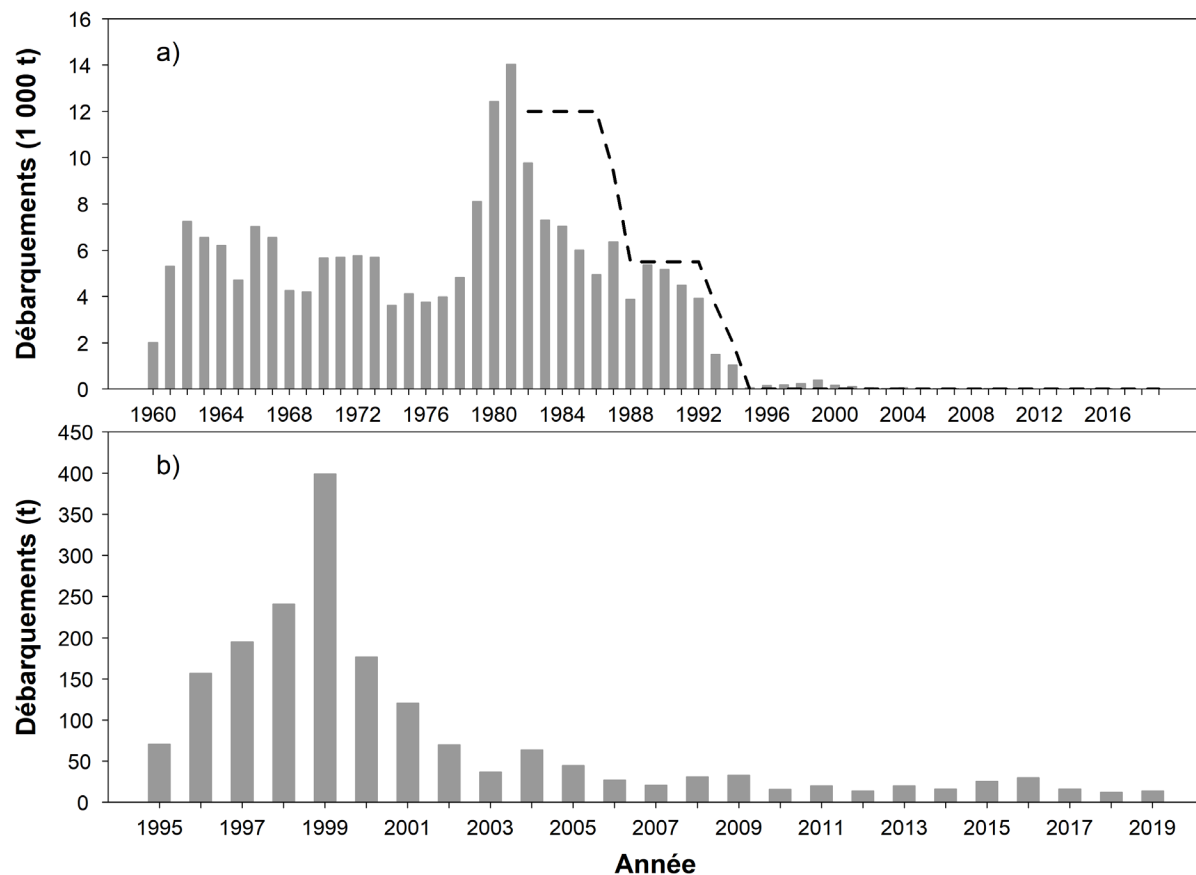


Figure 9. Débarquements et total autorisé des captures (TAC) pour la merluche blanche dans la division 4T de l'OPANO (graphique supérieur - a). Le graphique du bas (b) illustre les prises accessoires de merluche blanche après le moratoire de 1995.

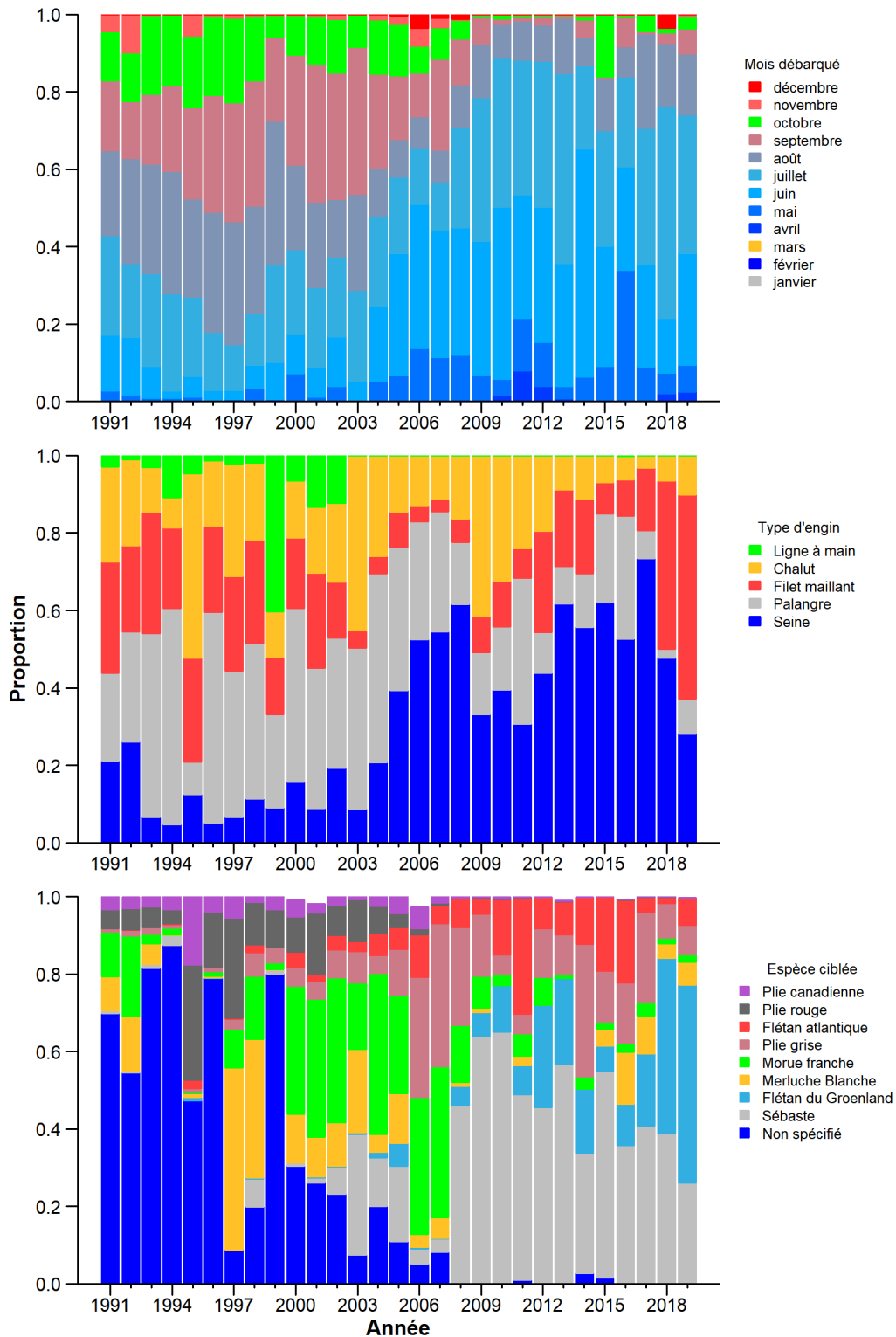


Figure 10. Proportion des débarquements annuels de merluche blanche dans les divisions 4T de l'OPANO par mois (panneau du haut), par type d'engin de pêche (panneau du milieu) et par espèce de pêche ciblée (panneau du bas), 1991 à 2019.

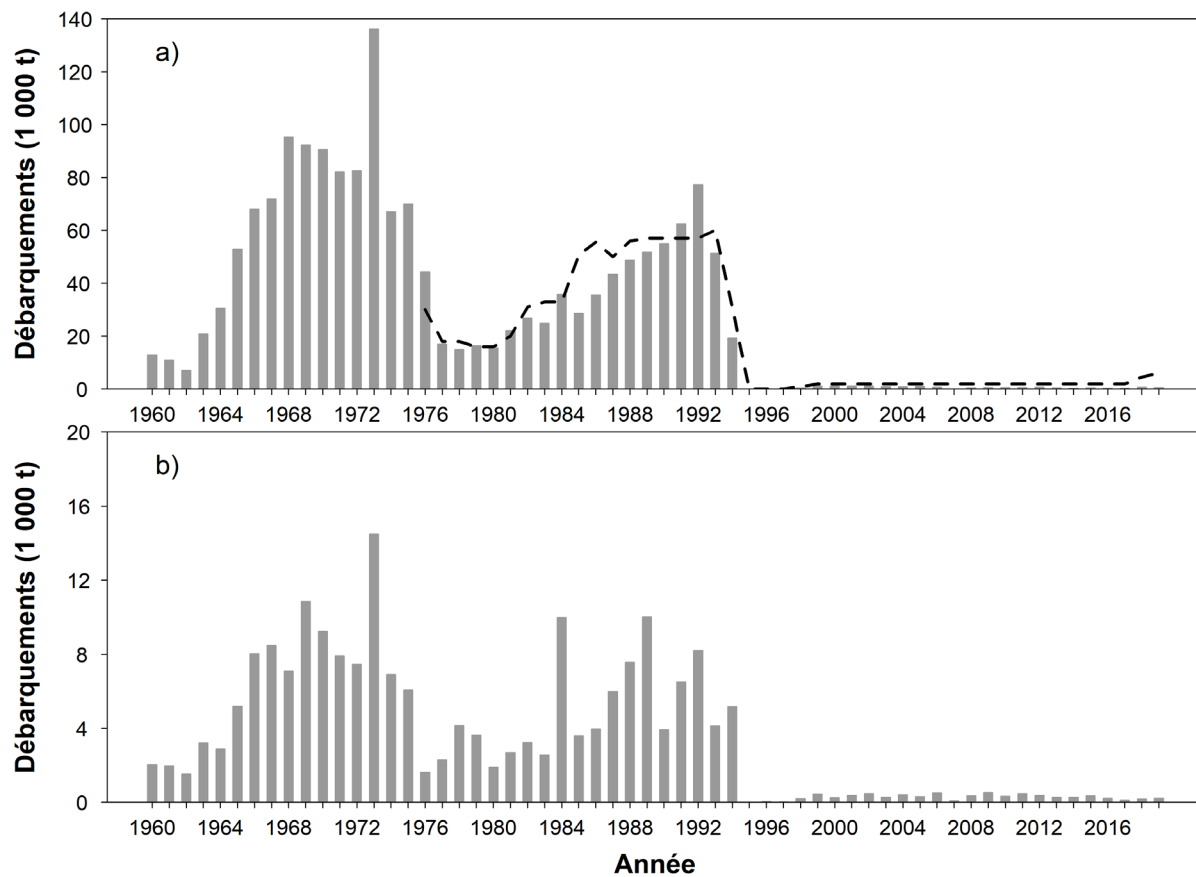


Figure 11. Débarquements et total autorisé des captures (TAC) pour les espèces de sébastes dans la zone 1 (a – graphique supérieur) et débarquements dans la division 4T de l’OPANO (b – graphique inférieur).

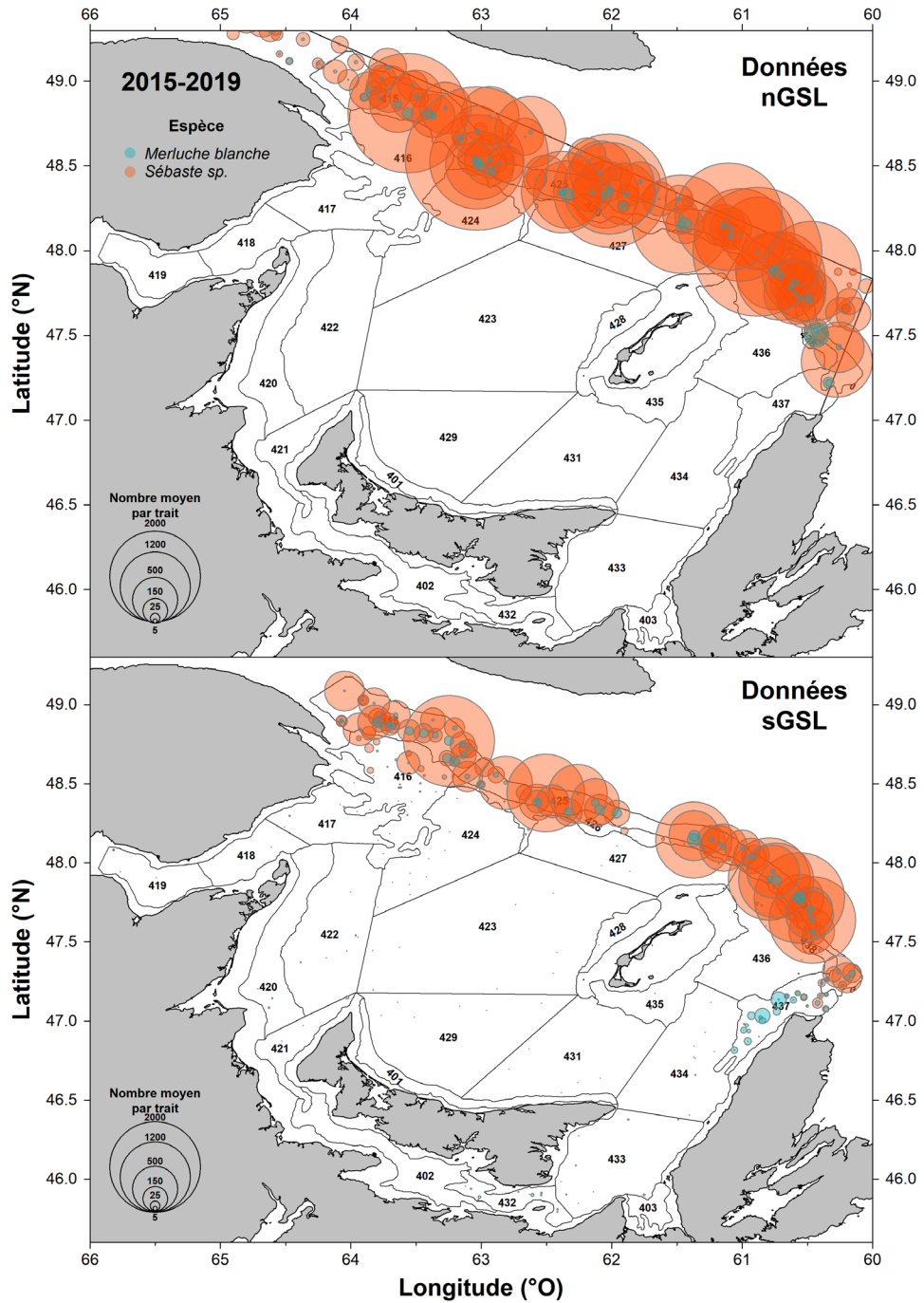


Figure 12. Répartition spatiale et abondance (kg par trait) de la merluche blanche et des espèces de sébastes d'après les relevés effectués par les navires de recherche au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent (graphique supérieur) et le sud du golfe du Saint-Laurent (graphique inférieur) de 2015 à 2019.

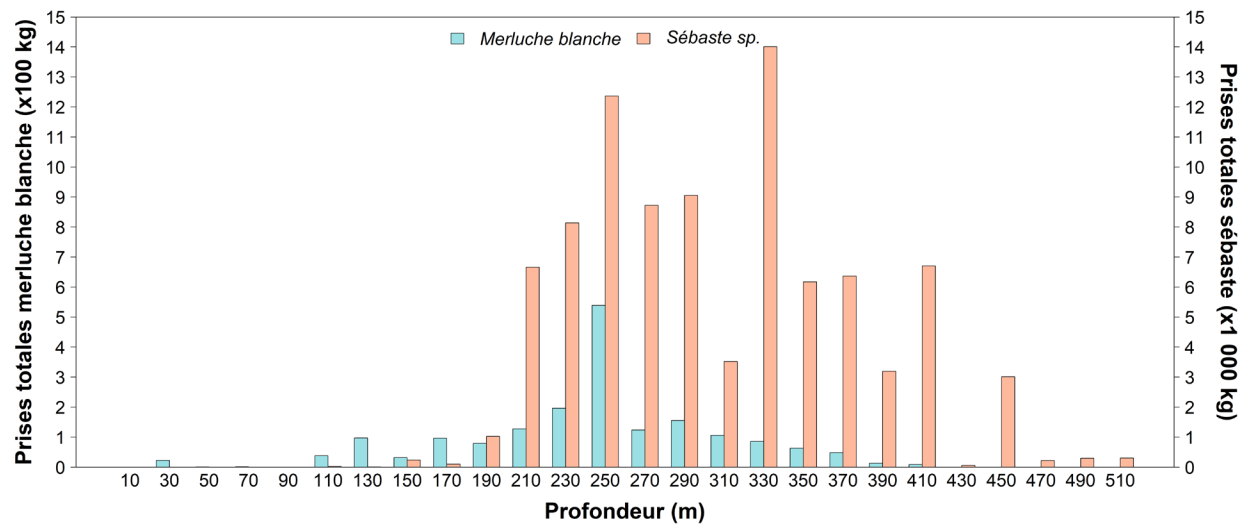


Figure 13. Prises totales (en kg) de merluche blanche et de sébaste à la profondeur moyenne de chaque trait effectués lors des relevés par navires de recherche au chalut de fond de 2015 à 2019.

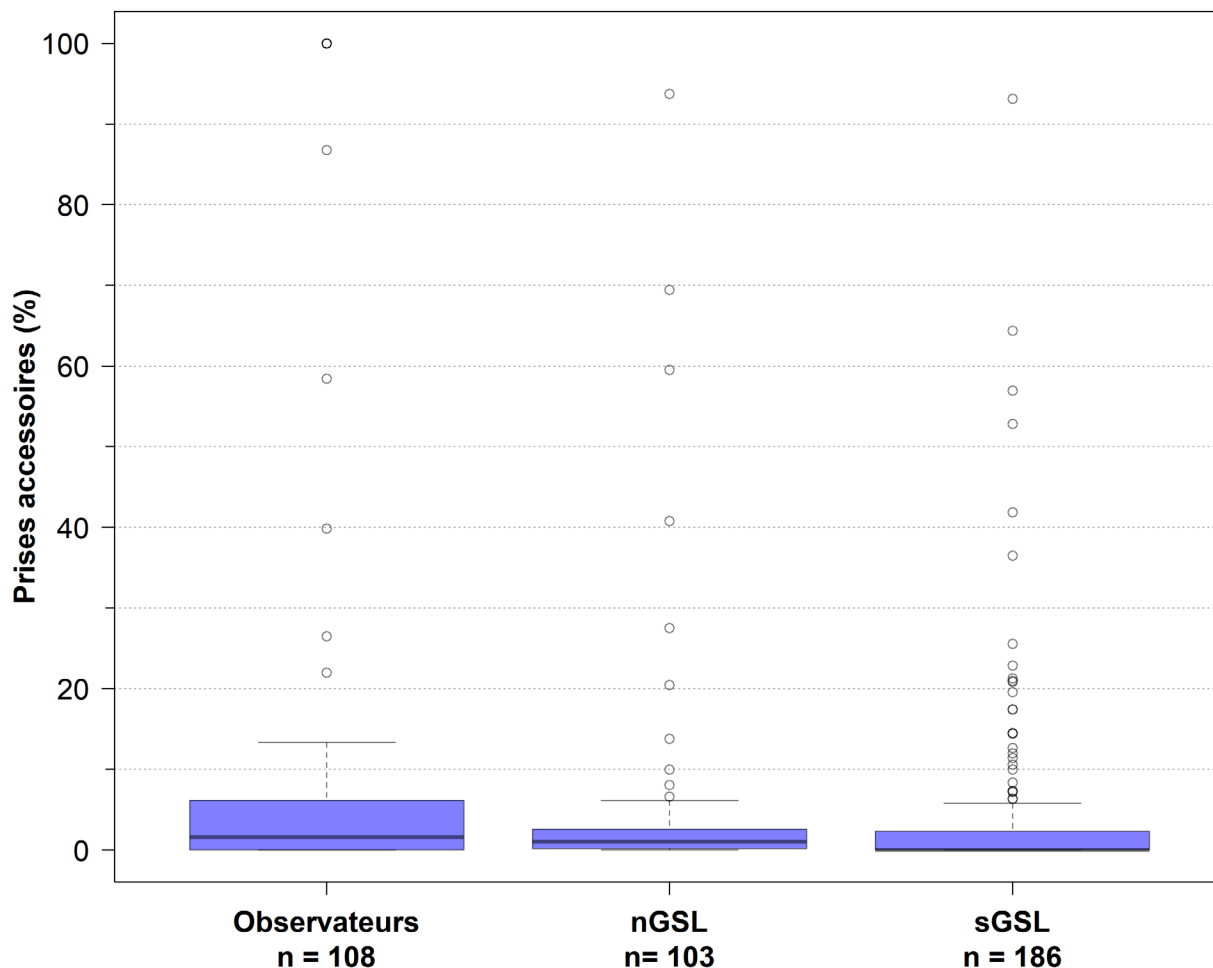


Figure 14. Diagramme de quartiles des prises accessoires (en %) de merluche blanche d'après les traits extraits des données dépendantes de la pêche (observateur) et des données indépendantes de la pêche (relevés effectués par les navires de recherche au chalut de fond dans le nord du golfe du Saint-Laurent et le sud du golfe du Saint-Laurent). Pour les données des observateurs, lorsqu'un trait ne contenait pas de sébaste, mais avait capturé des merluches blanches les prises accessoires ont été fixées à 100 %. Seuls les traits ayant capturé du sébaste ont été conservés dans les données du nord du golfe du Saint-Laurent et du sud du golfe du Saint-Laurent, et les prises accessoires maximales ont été fixées à 250 %.

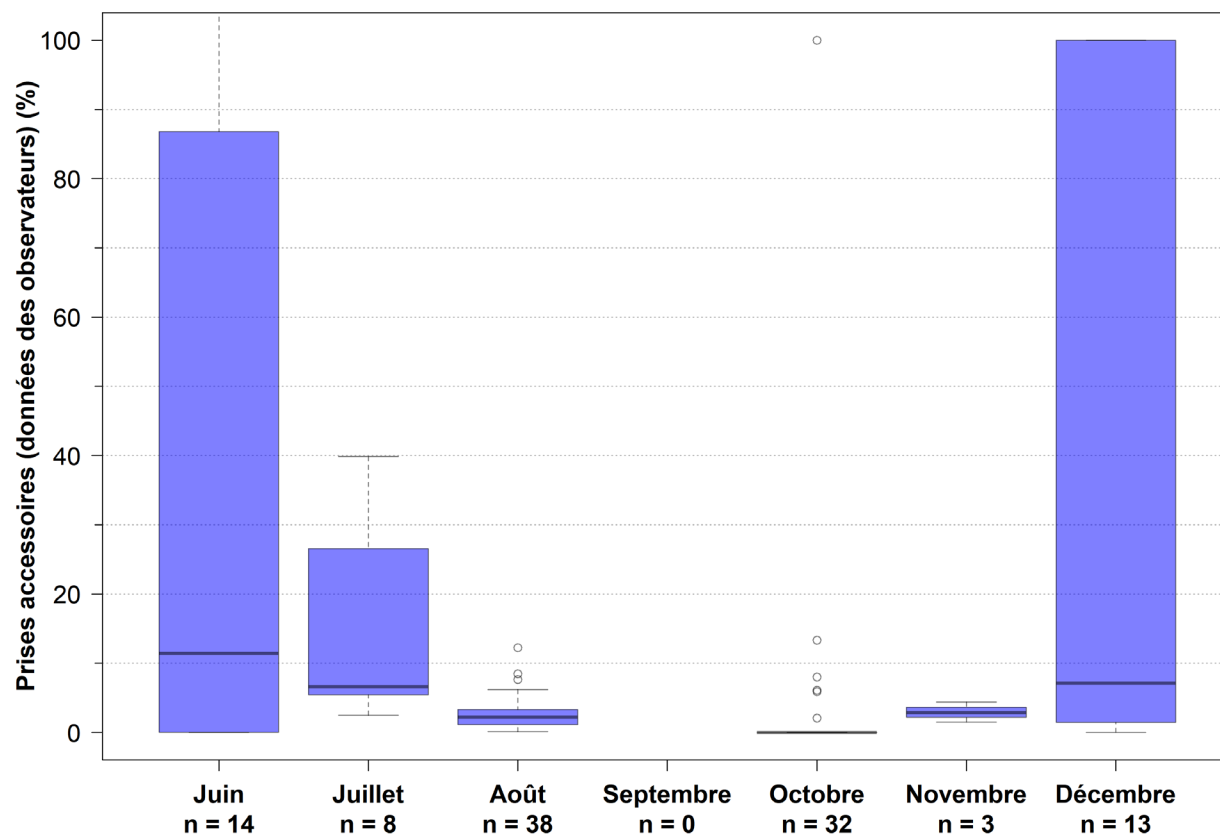


Figure 15. Diagramme de quartiles mensuels des prises accessoires (en %) de merluche blanche d'après les données des observateurs (données dépendantes de la pêche). Lorsqu'un trait n'avait pas capturé de sébaste, mais avait capturé des merluches blanches, les prises accessoires ont été fixées à 100 %.

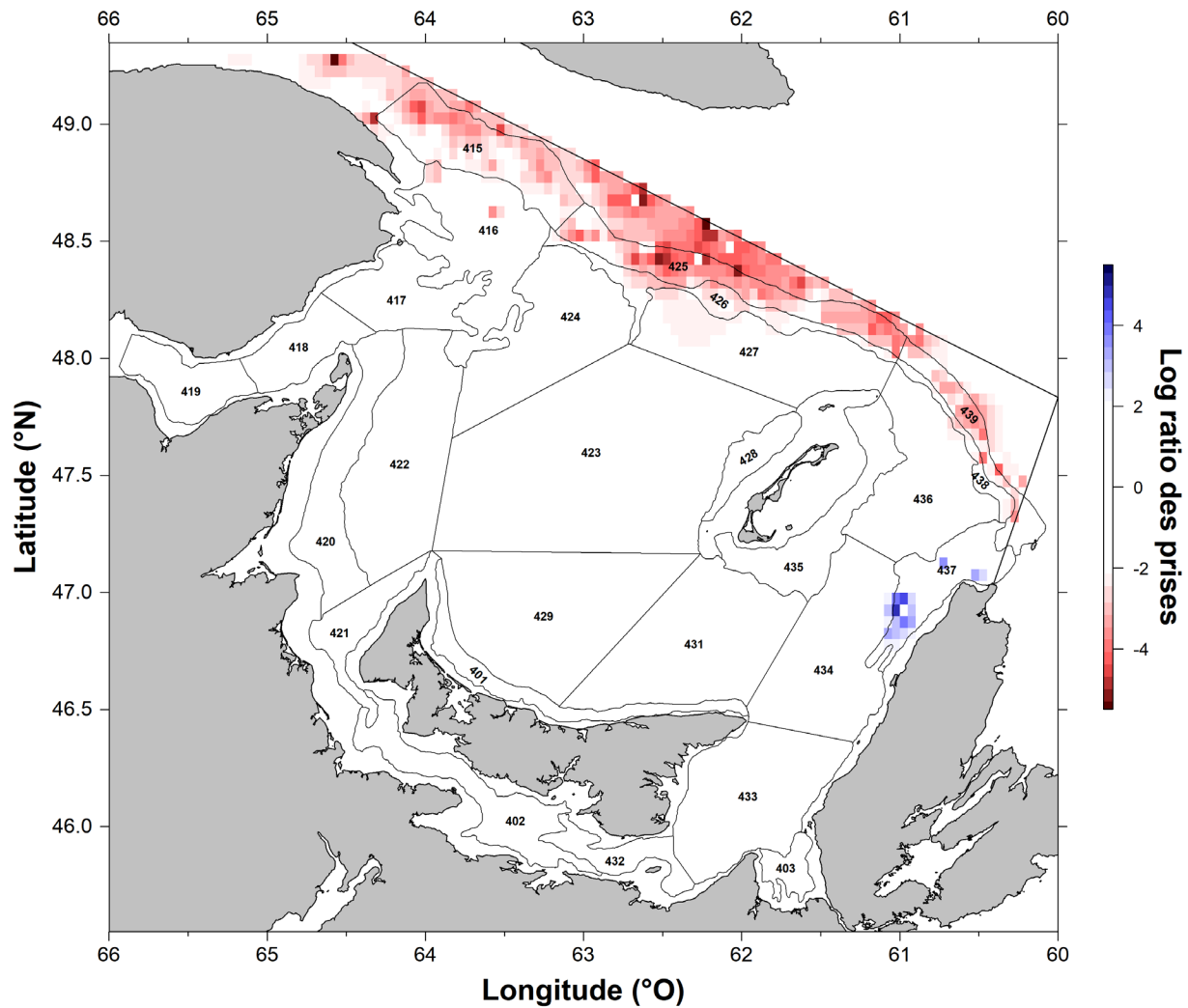


Figure 16. Pondération par l'inverse de la distance du ratio des prises de merluche blanche par rapport au sébaste d'après les sources de données dépendantes de la pêche (2015 à 2018) et indépendantes de la pêche (2015 à 2019). Le ratio des prises a été normalisé pour limiter les valeurs entre 0 et 1, et les résultats obtenus ont été tracés sur une échelle logarithmique.

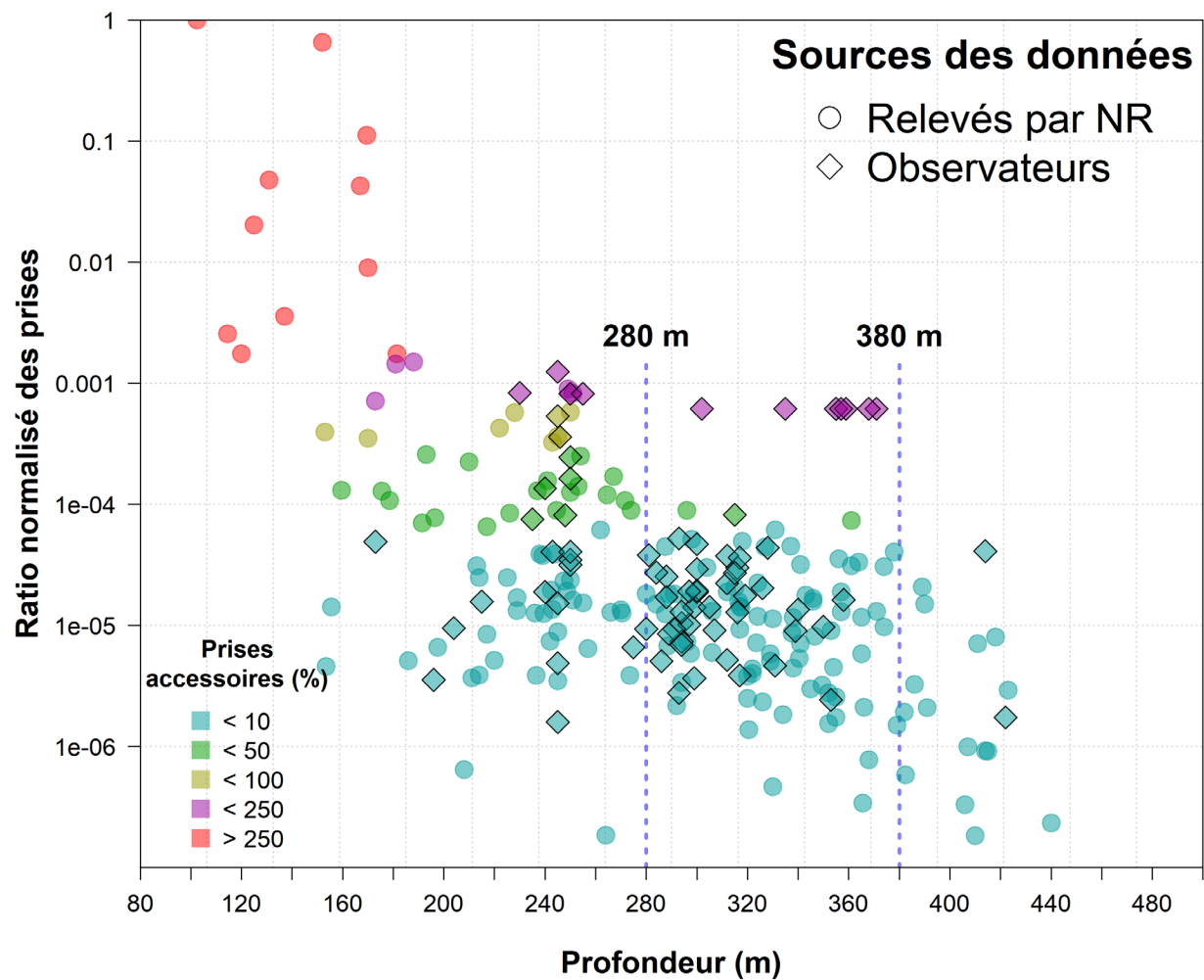


Figure 17. Ratio normalisé des prises accessoires de merluche blanche par rapport au sébaste selon la profondeur (en m) d'après les sources de données dépendantes de la pêche (2015 à 2018) et indépendantes de la pêche (2015 à 2019).

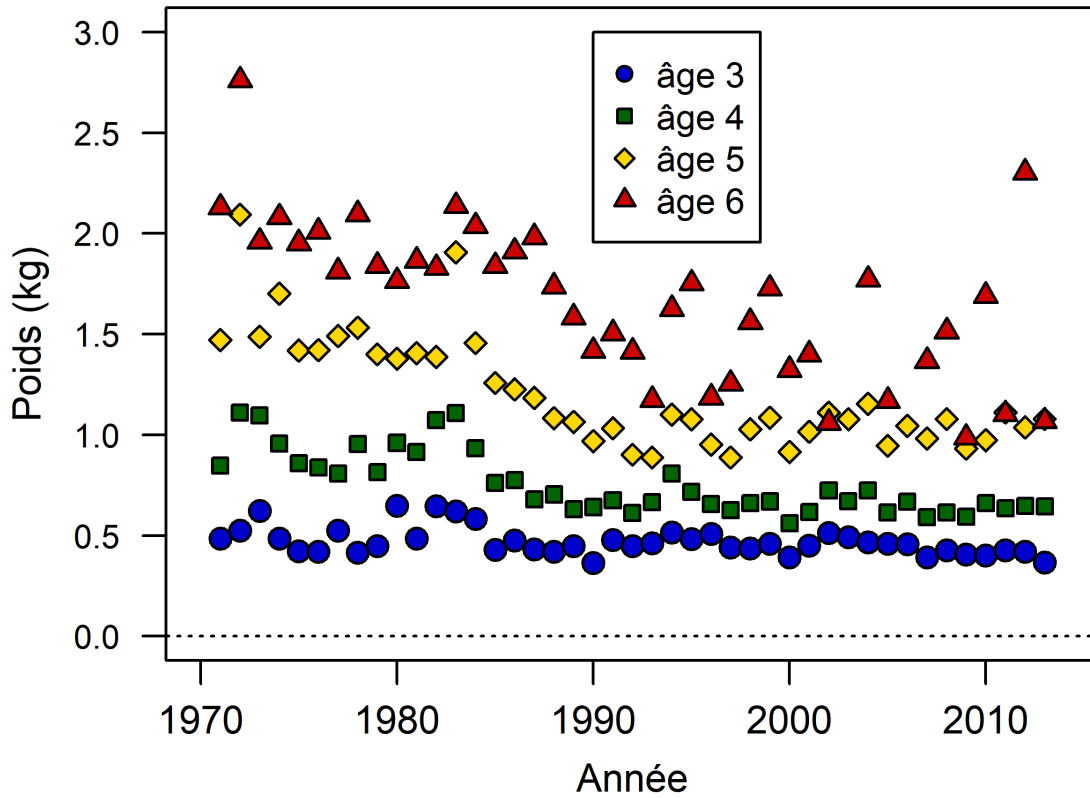


Figure 18. Poids moyens annuels stratifiés (kg) à l'âge (2 à 6 ans) de la merluche blanche collectée lors du relevé par navire de recherche du sGSL de 1971 à 2014.

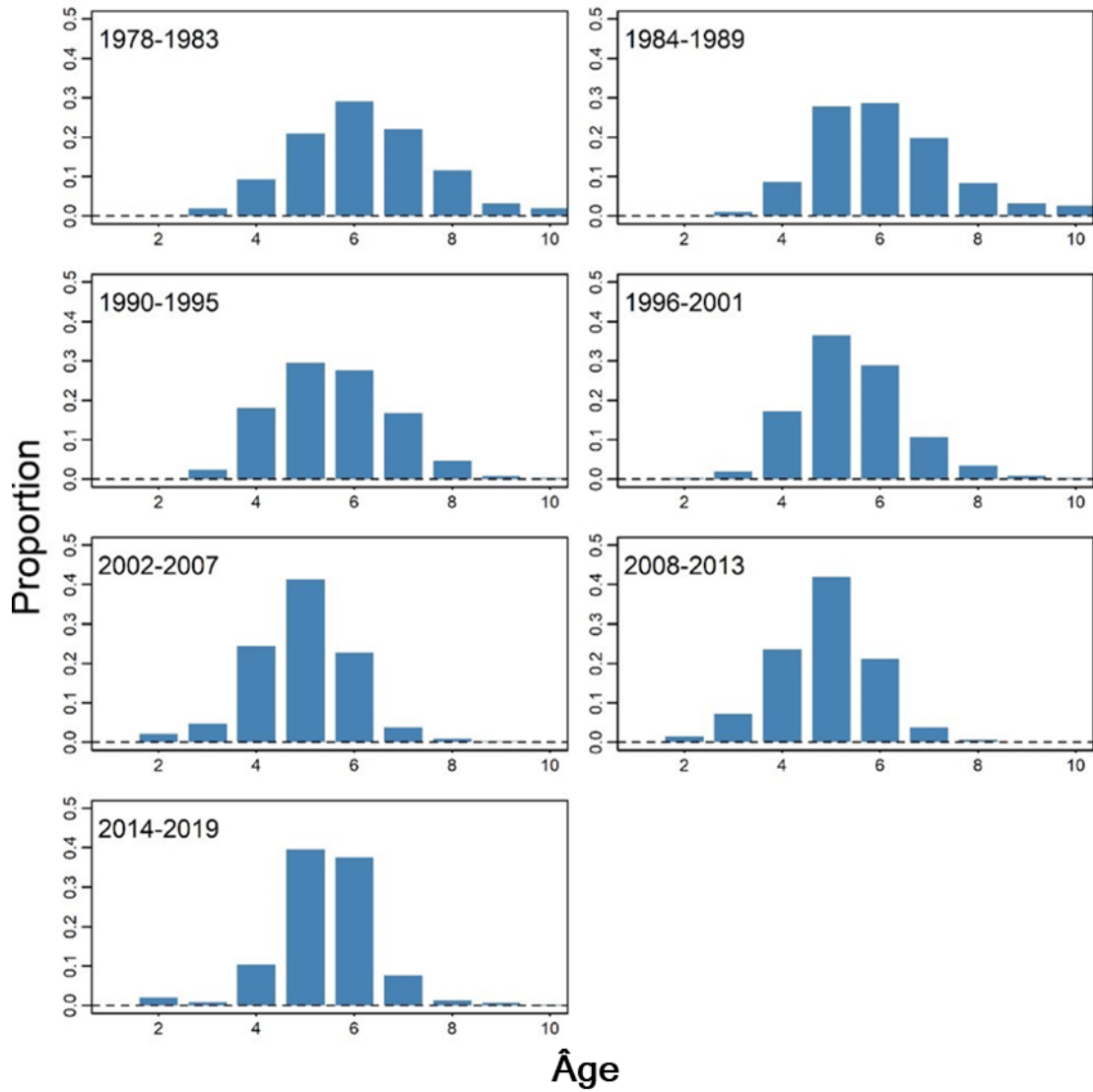


Figure 19. Proportion selon l'âge dans les captures de la merluche blanche dans le sGSL.

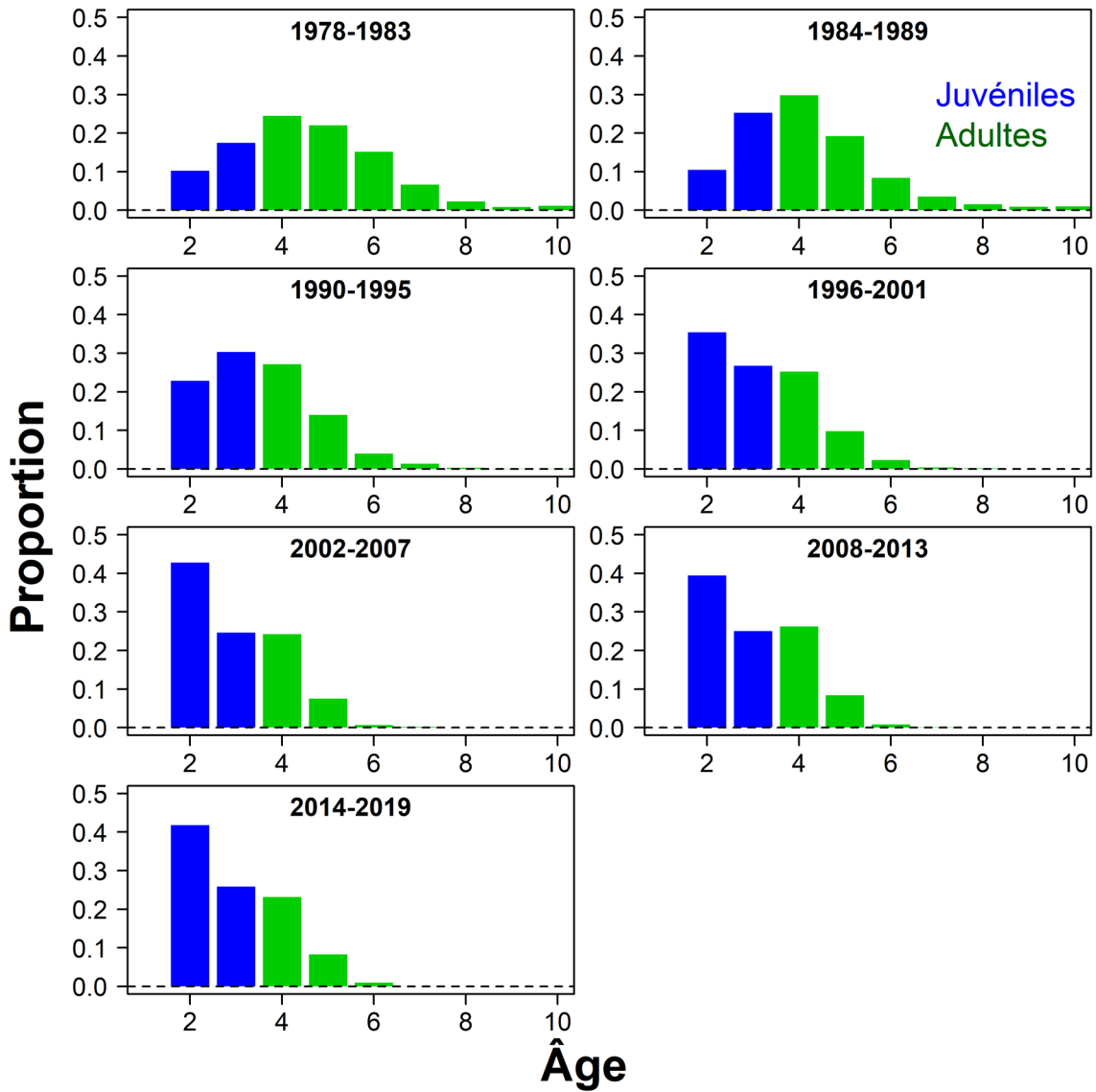


Figure 20. Proportion à l'âge de la merluche blanche dans le relevé par navire de recherche au chalut de fond du sGSL.

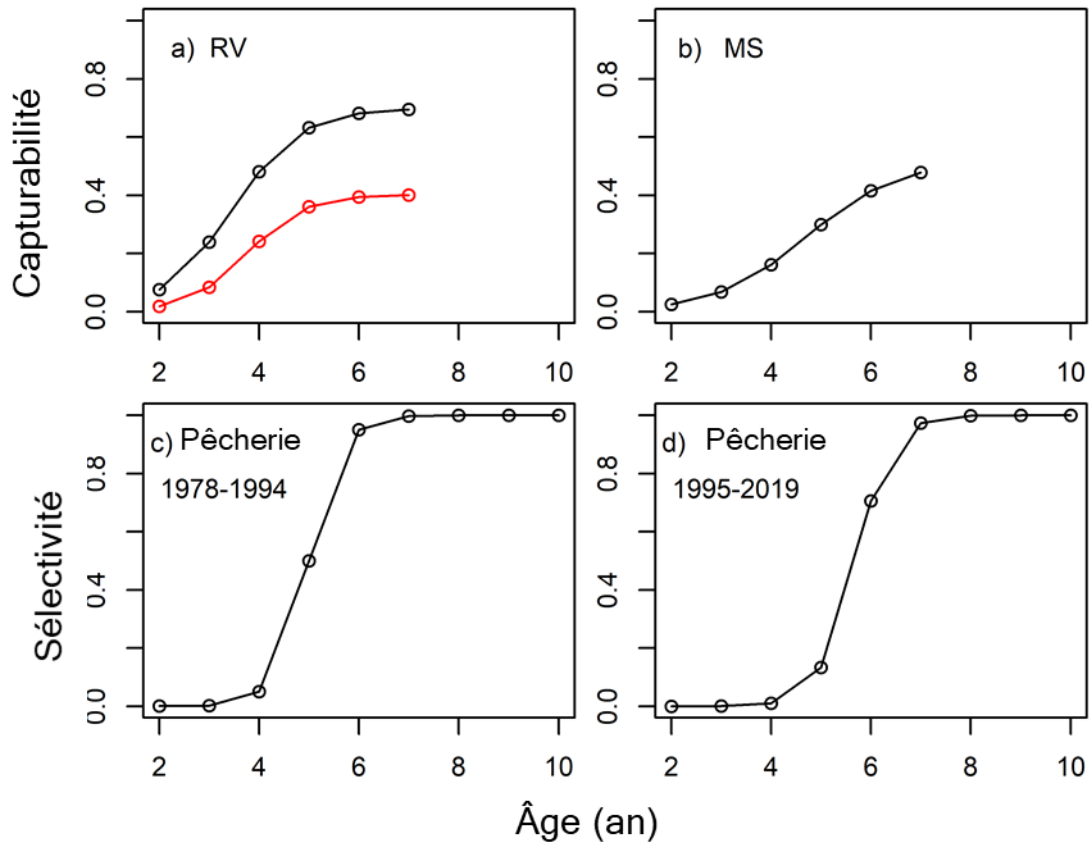


Figure 21. Estimation de la capturabilité de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent relevé au chalut de fond par navire de recherche (RV) (a) et relevé des pêches sentinelles mobiles (MS) (b) dans le sGSL et sélectivité des pêches de la merluche blanche sur deux périodes (c,d). Dans le panneau a), la courbe noire indique la capturabilité au cours de la période 1985-2019 (chalut Western IIa) et celle en rouge indique la capturabilité au cours de la période 1978-1984 (chalut Yankee 36).

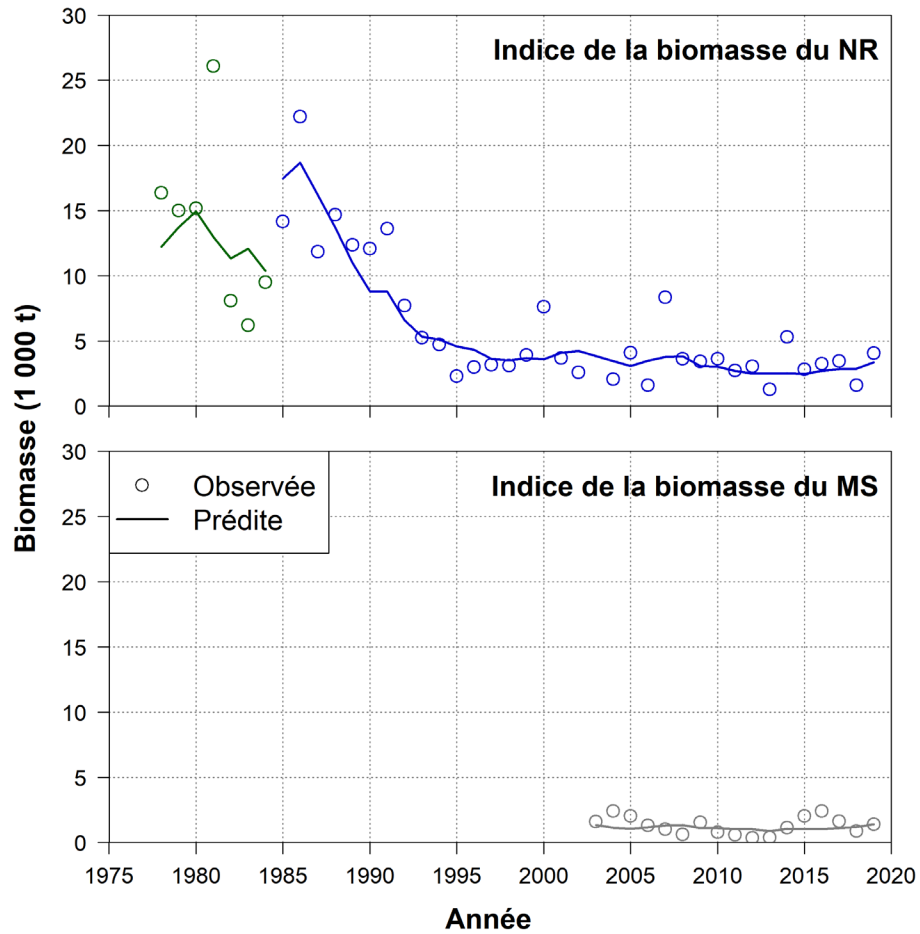


Figure 22. Ajustement des indices de biomasse prédite (ligne) à celle observée pour le relevé par navire de recherche (NR) du sud du golfe du Saint-Laurent (panneau supérieur) et le relevé des pêches sentinelles mobiles (MS) (panneau inférieur). Les indices du NR ont été ajustés pour la différence de capturabilité entre les périodes 1978-1984 (vert) et 1985-2019 (bleu).

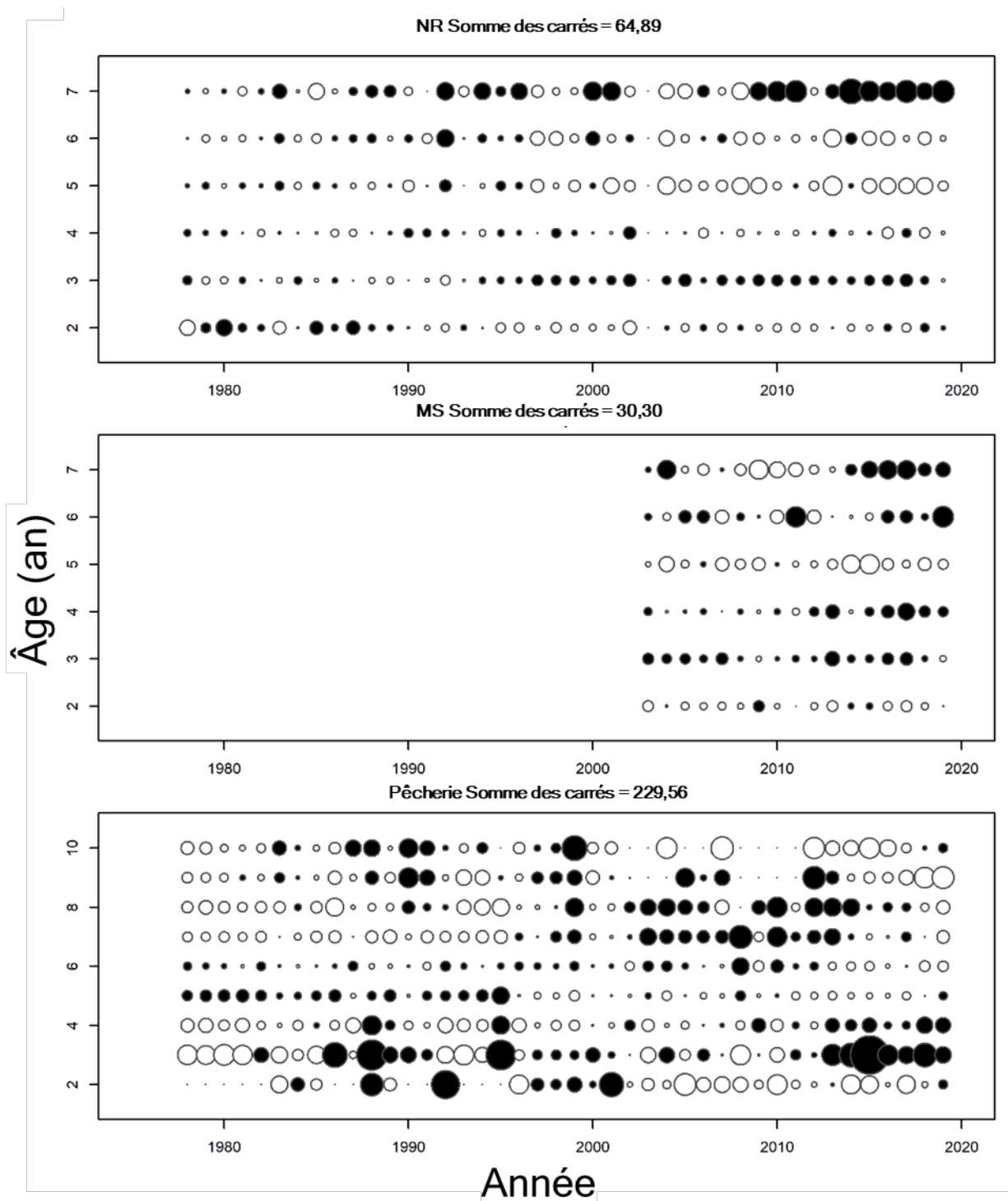


Figure 23. Résidus entre les proportions selon l'âge observées et prévues pour le relevé par navire de recherche (NR) du sud du golfe du Saint-Laurent (panneau supérieur), le relevé des pêches sentinelles mobiles (MS) (panneau du milieu) et les prises de la pêche (panneau du bas). La taille du cercle est proportionnelle à l'amplitude du résidu. Les cercles noirs indiquent des résidus négatifs (observés < prédits).

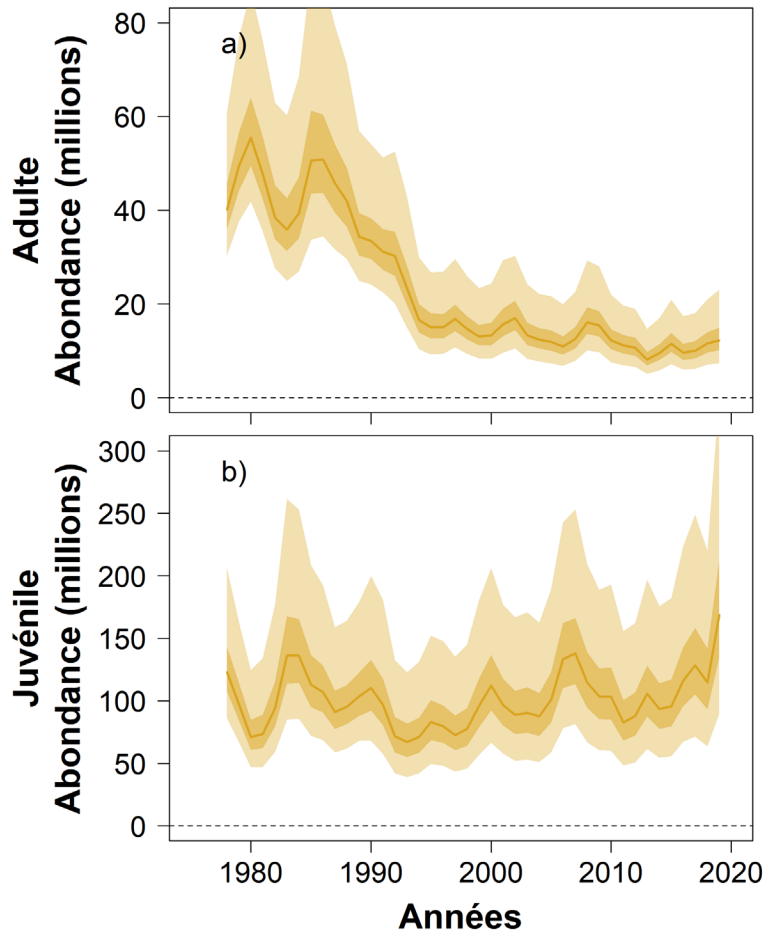


Figure 24. Estimation de l'abondance de la merluche blanche adulte (a) et juvénile (b) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les lignes sont les estimations médianes de l'abondance, l'ombrage foncé représente les 50 % du milieu des estimations et l'ombrage léger indique les limites de confiance à 95 %.

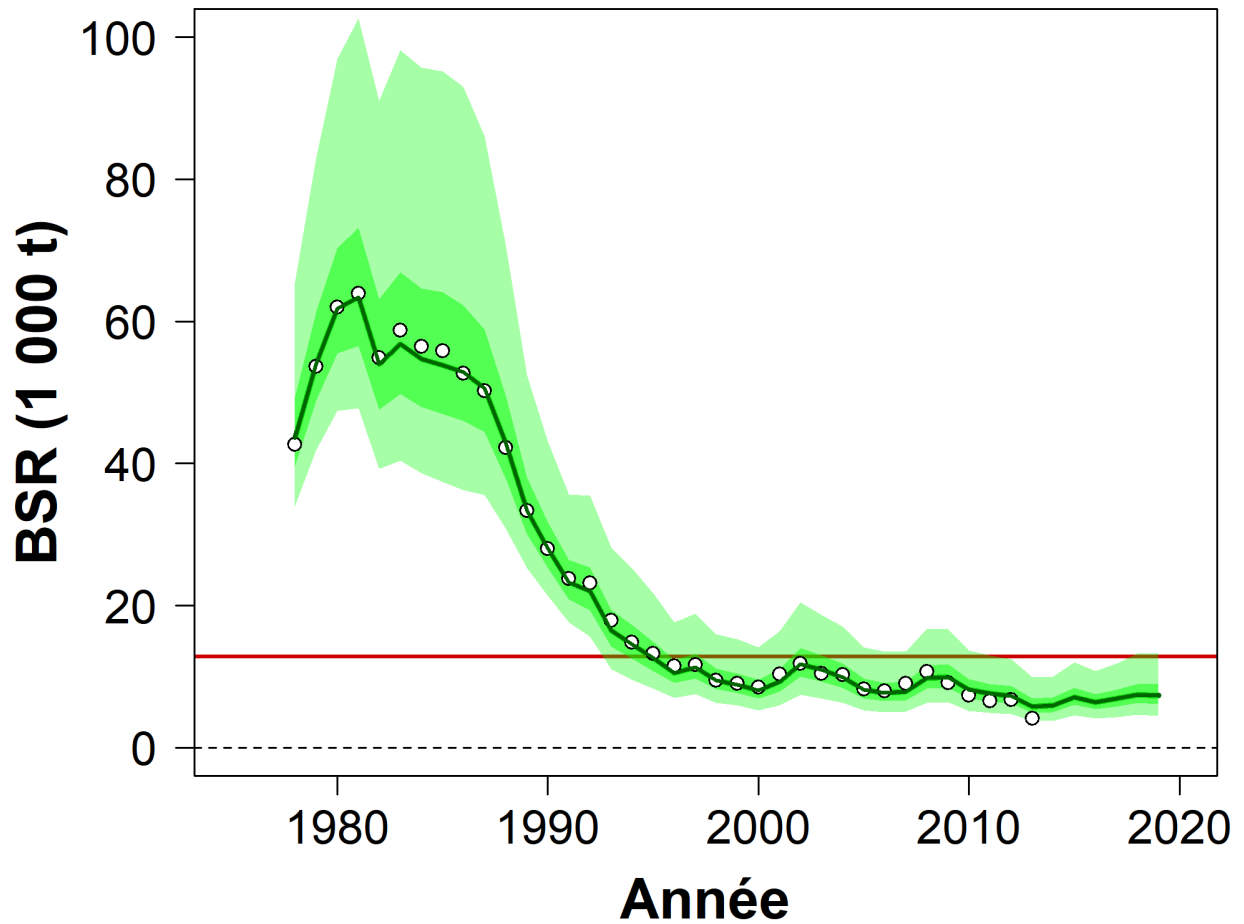


Figure 25: Estimation de la BSR de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La ligne est l'estimation médiane de la BSR, l'ombrage foncé représente les 50 % du milieu des estimations et l'ombrage léger indique les limites de confiance à 95 %. Les cercles indiquent les estimations médianes de la BSR obtenues par le modèle de l'évaluation du potentiel de rétablissement de 2015. La ligne horizontale rouge est le PRL de 12 800 t.

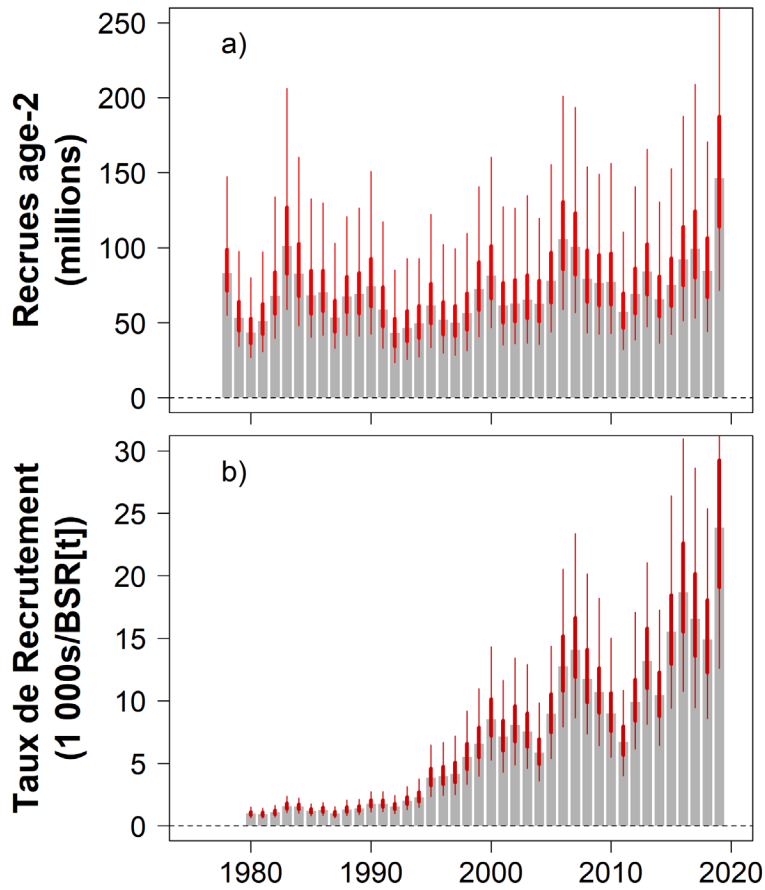


Figure 26. Abondance des recrues d'âge 2 (a) et taux de recrutement (b) de la merluche blanche dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Les barres grises indiquent les estimations de la médiane, les lignes rouges épaisses indiquent les estimations des 50 % du milieu et les lignes rouges fines indiquent les limites de confiance à 95 %.

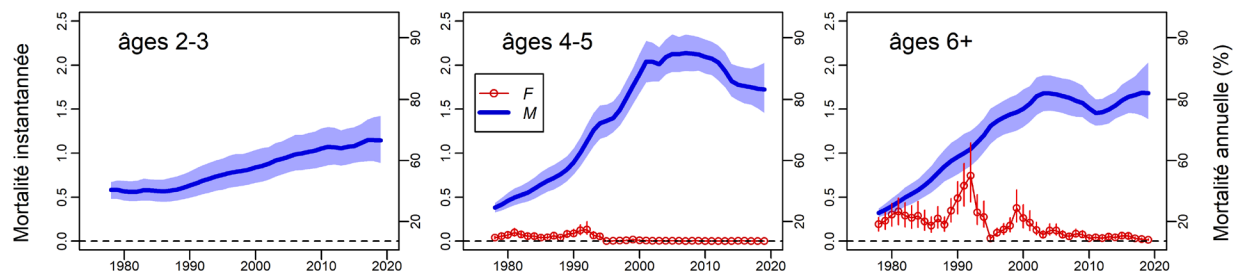


Figure 27. Estimation des taux instantanés de mortalité naturelle et de mortalité par pêche (F et M, respectivement) par groupe d'âge (âges 2-3, 4-5, 6 et plus). Les valeurs indiquées pour F sont des moyennes pondérées en fonction de l'abondance pour chaque groupe d'âge-longueur (1978:2006). Les lignes bleues et les cercles rouges indiquent les estimations médianes. L'ombrage et les lignes verticales représentent leurs intervalles de confiance à 95 % fondés sur l'échantillonnage selon la méthode MCCM. L'axe de droite illustre la mortalité annuelle correspondante. Les valeurs moyennes de F pour les âges 2 et 3 ne sont pas indiquées puisqu'elles étaient négligeables ($< 0,001$ pour toutes les années, $< 0,00005$ depuis 2000).

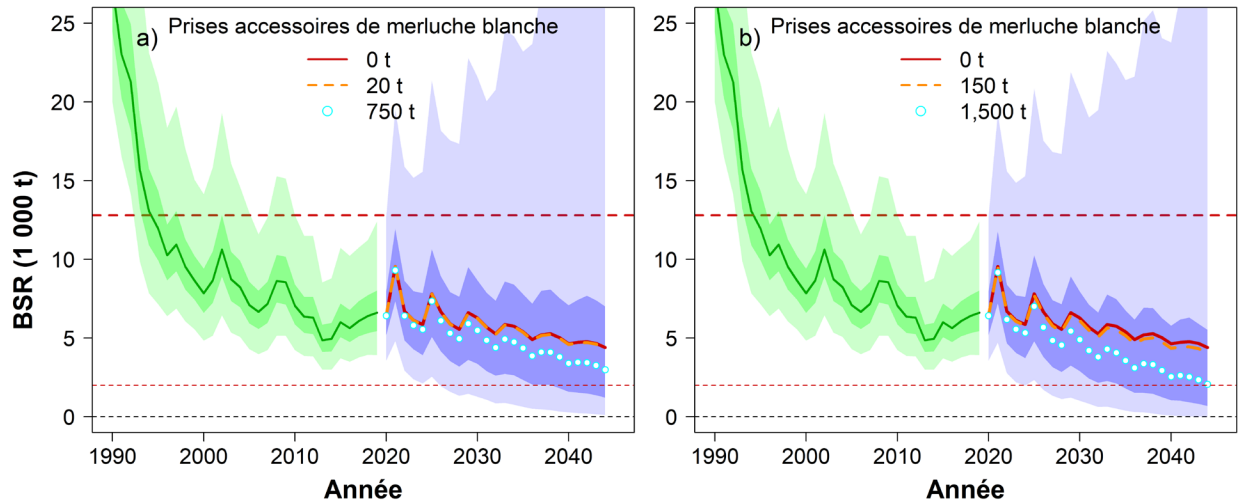


Figure 28. Estimation de la BSR historique (en vert) et projetée (autres couleurs) de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent pour différents niveaux de prises accessoires projetées (0, 20, 150, 750 et 1 500 t). Les lignes et les cercles sont l'estimation médiane. L'ombrage indique les intervalles de confiance à 50 % (en foncé) et à 95 % (en clair). Ces intervalles sont indiqués pour les estimations historiques et les projections aux niveaux de prises accessoires les plus élevés dans chaque graphique. Pour les projections, les taux de recrutement sont échantillonnés sur la période 2000 à 2019. Les lignes horizontales tiretées illustrent le PRL de 12 800 t et le niveau de 2 000 t qui représente la limite d'un risque très élevé d'extinction locale.

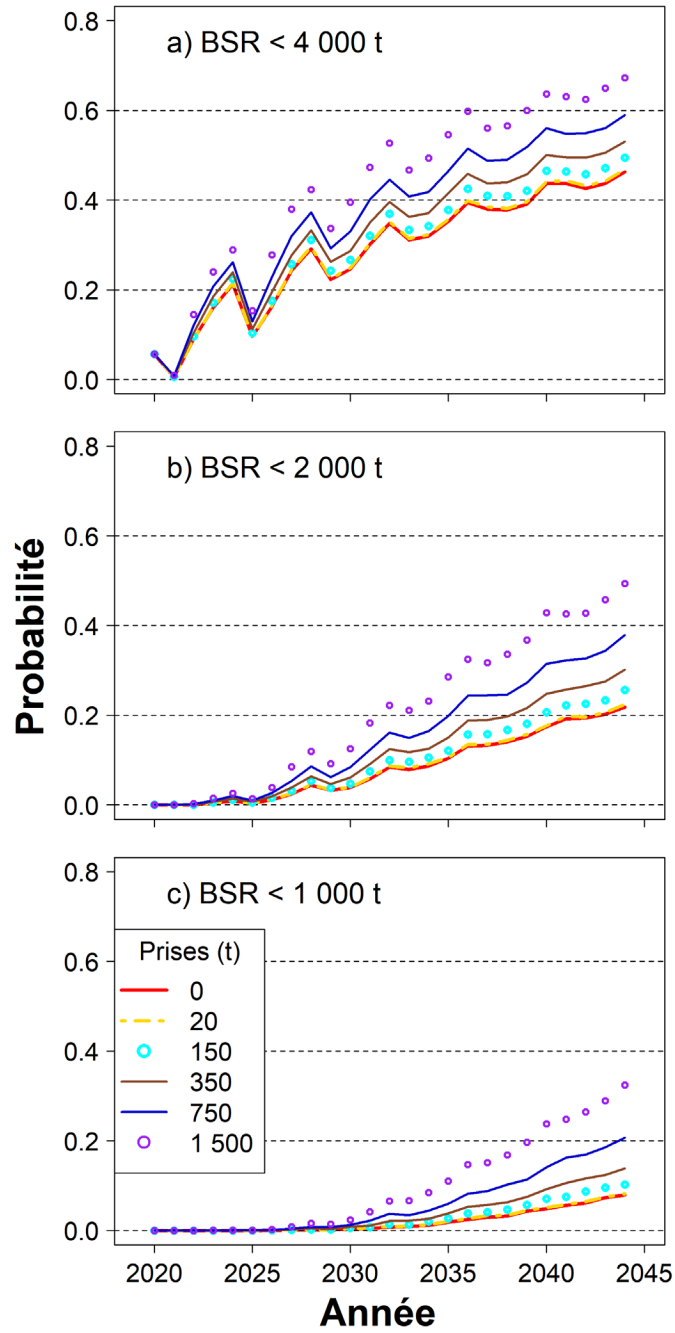


Figure 29. Probabilité que la BSR projetée soit inférieure à 1 000, 2 000 ou 4 000 t à différents niveaux de prises accessoires de merluche blanche (0, 20, 150, 350, 750 et 1 500 t).

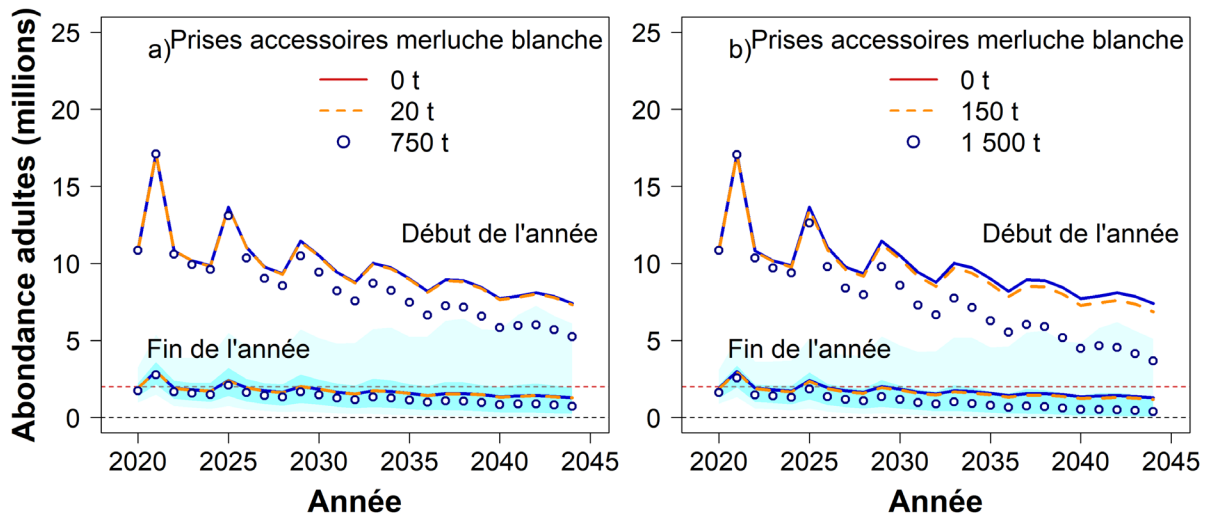


Figure 30. Abondance projetée de la merluche blanche adulte du sud du golfe du Saint-Laurent à différents niveaux de prises accessoires (a : 20 t et 750 t, b : 150 t et 1 500 t). Les estimations médianes sont présentées à la fois pour le début de l'année (lignes et cercles du haut) et la fin de l'année avant le recrutement (lignes et cercles du bas). L'ombrage illustre les intervalles de confiance à 50 % (ombrage foncé) et à 90 % (ombrage clair) pour les niveaux de prises accessoires (cercles) les plus élevés à la fin de l'année.

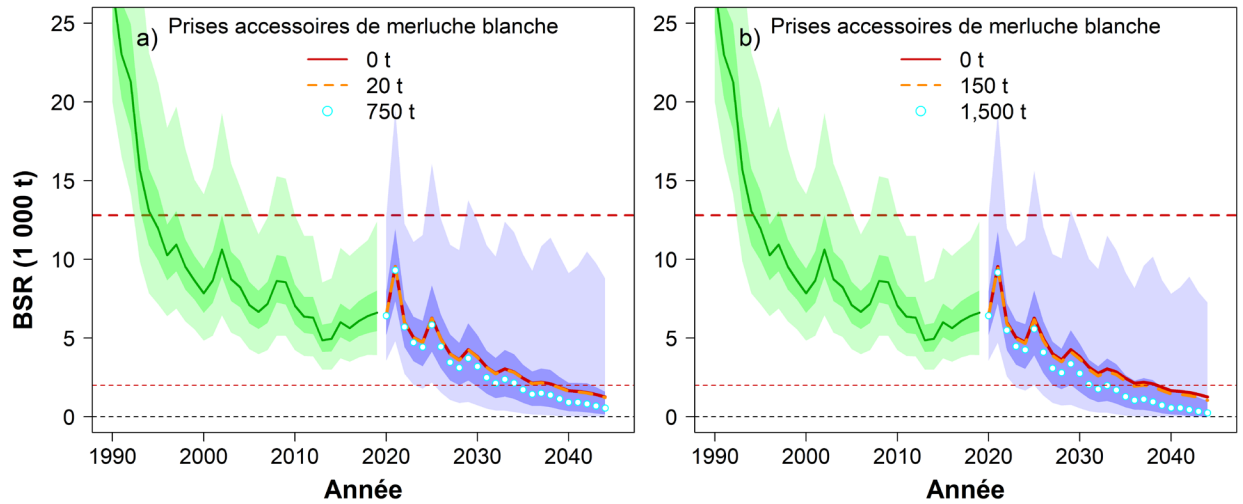


Figure 31. Estimation de la BSR historique (en vert) et projetée (autres couleurs) de la merluche blanche du sud du golfe du Saint-Laurent pour différents niveaux de prises accessoires projetées (0, 20, 150, 750 et 1 500 t). Les lignes et les cercles sont l'estimation médiane. L'ombrage indique les intervalles de confiance à 50 % (en foncé) et à 95 % (en clair). Ces intervalles sont indiqués pour les estimations historiques et les projections aux niveaux de prises accessoires les plus élevés dans chaque graphique. Pour les projections, les taux de recrutement sont échantillonnés sur la période 2000 à 2010.

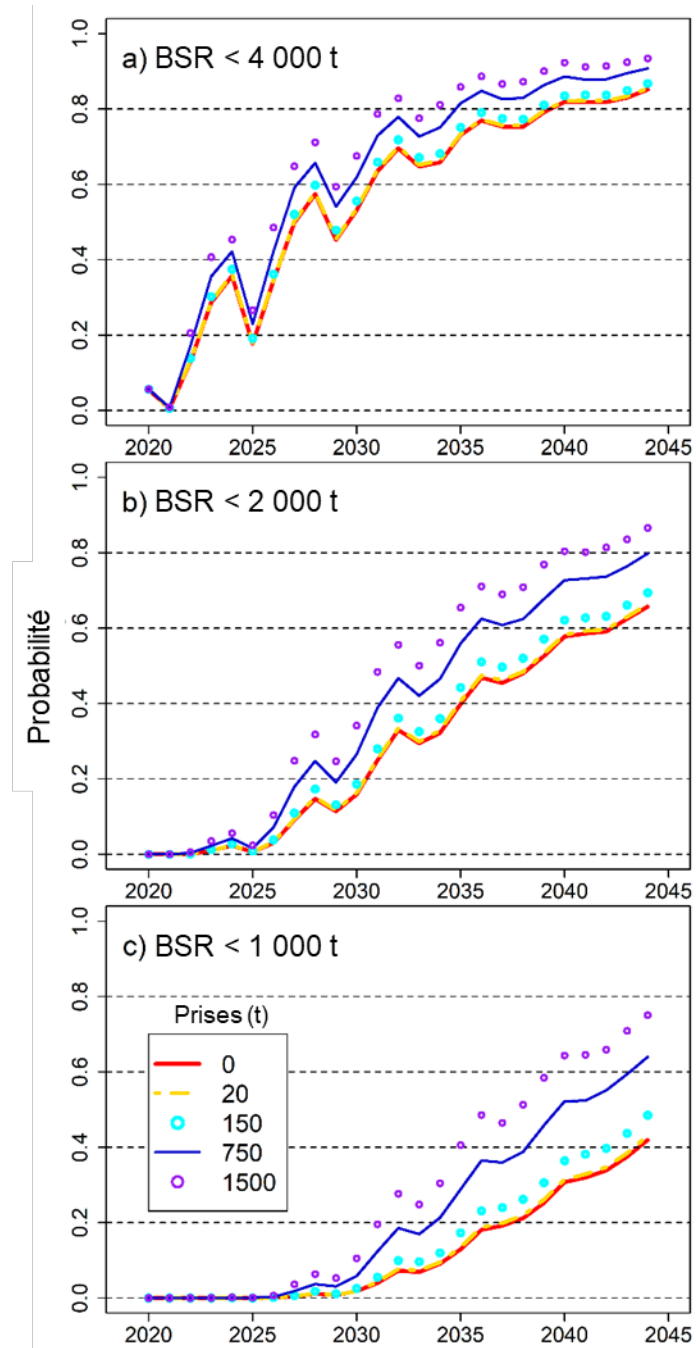


Figure 32. Probabilité que la BSR projetée soit inférieure à 1 000, 2 000 ou 4 000 t à différents niveaux de prises accessoires de merluche blanche. Pour ces projections, les taux de recrutement sont échantillonnés sur la période 2000-2010.

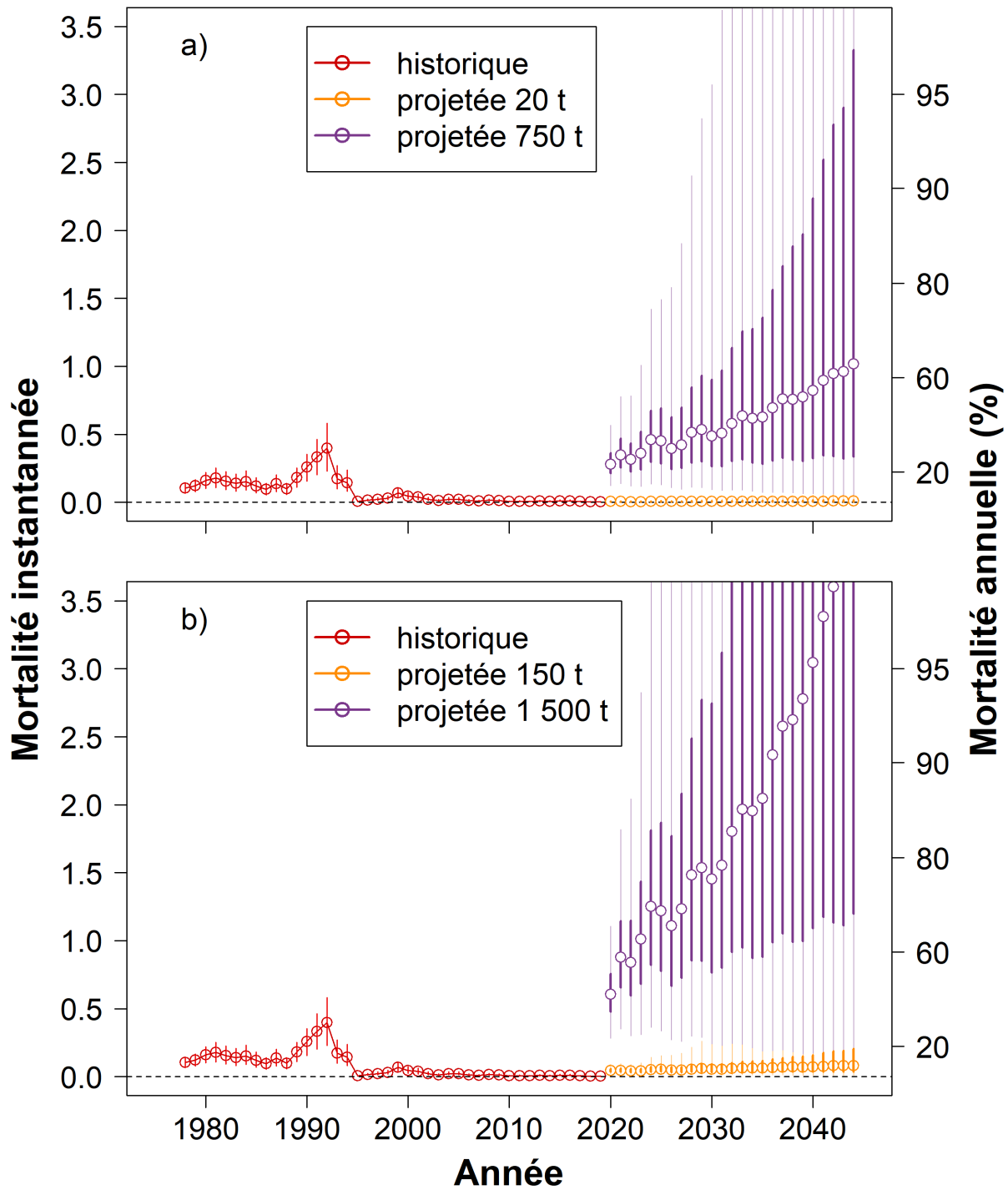


Figure 33. Taux projetés de mortalité par pêche pendant les projections à différents niveaux de prises (a : 20 t et 750 t, b : 150 t et 1 500 t). La mortalité par pêche est indiquée pour l'âge 5. Les cercles indiquent les estimations médianes. Les lignes verticales épaisses et fines représentent les intervalles de confiance à 50 % et à 95 %.

ANNEXE A. STRATES

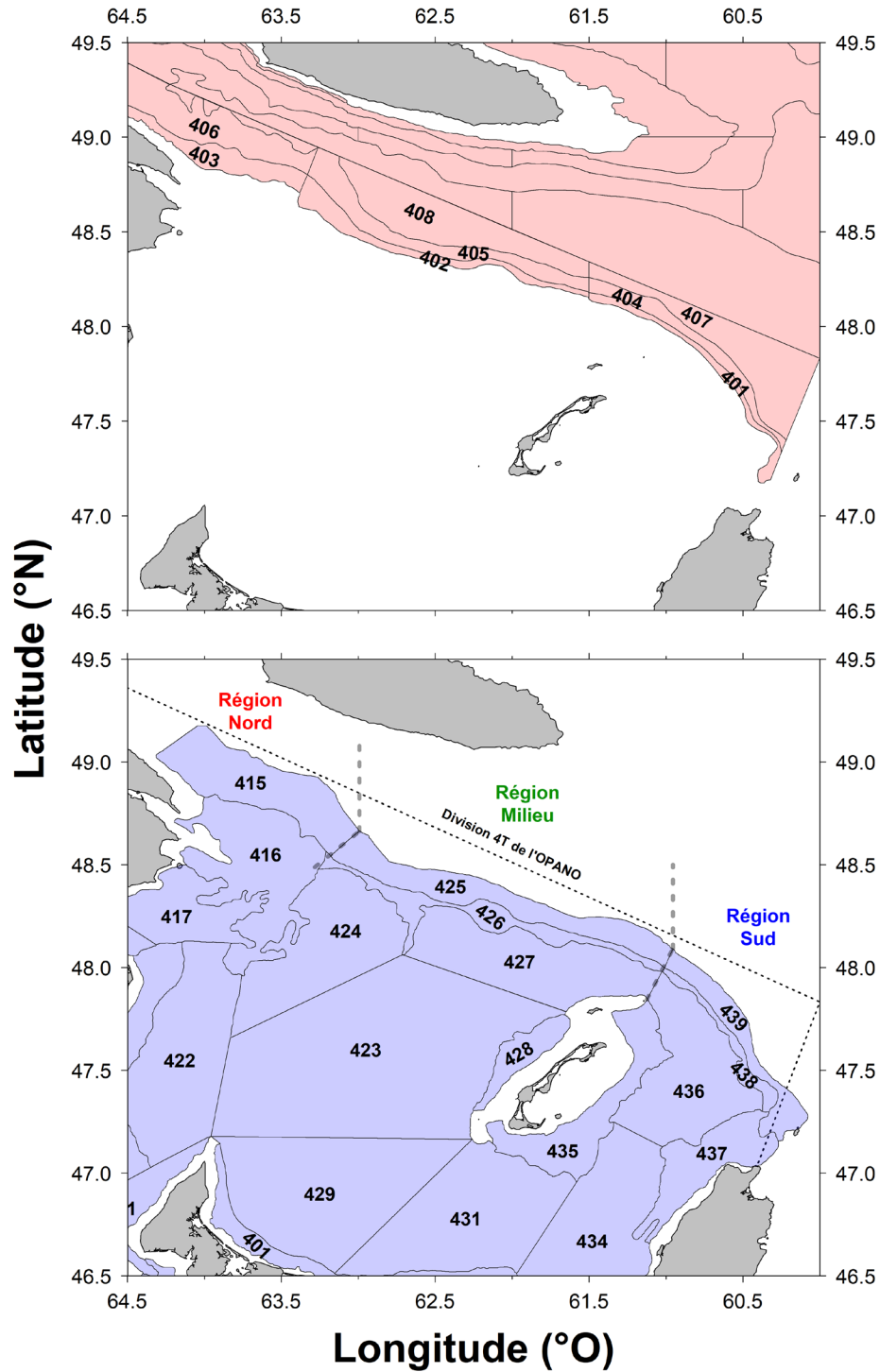


Figure A1. Zoom sur les strates qui se chevauchent dans les relevés au chalut de fond par navire de recherche du nord (panneau supérieur rouge) et du sud (panneau inférieur bleu) du golfe du Saint-Laurent.

ANNEXE B. PRISES ACCESSOIRES PAR TYPE D'ENGIN ET RÉGIONS

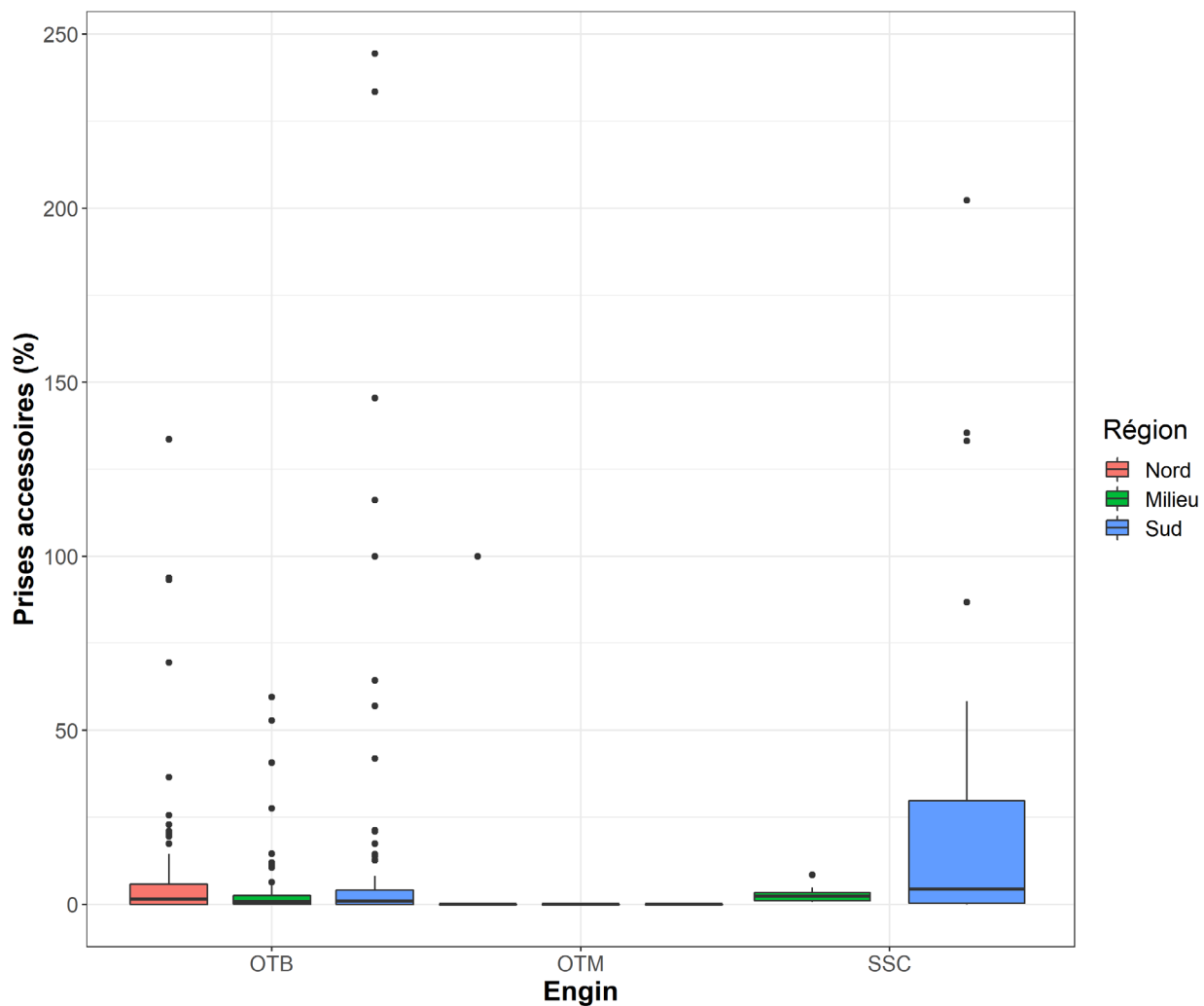


Figure B1. Diagramme des prises accessoires (%) de merluche blanche par type d'engin (OTB = chalut de fond, OTM = chalut pélagique et SSC = seine écossaise) et régions.

Tableau B1: Sélection des modèles et leur CIA respectifs

Type de Modèle	Paramètres	CIA	Δ CIA
Binomial négatif	<i>Prises accessoires de Merluche blanche ~ Profondeur + Région + Engin</i>	1422,8	2
	<i>Prises accessoires de Merluche blanche ~ Profondeur + Région</i>	1420,8	0
Binomial négatif avec excès de zéros	<i>Prises accessoires de Merluche blanche ~ Profondeur + Région + Engin 1</i>	1424,8	4
	<i>Prises accessoires de Merluche blanche ~ Profondeur + Région 1</i>	1422,8	2