

RAPPORT DE SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DE L'OCÉAN ATLANTIQUE

Renée Y. Bernier, Robyn E. Jamieson, Noreen E. Kelly, Caroline Lafleur, and Andrea M. Moore (éds.)

Pêches et Océans Canada
Région du Golfe
343 avenue Université
C.P. 5030
Moncton, N.-B.
E1C 9B6

2023

**Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 3544**



Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 3544

2023

RAPPORT DE SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DE L'OCÉAN ATLANTIQUE

par

Renée Y. Bernier, Robyn E. Jamieson¹, Noreen E. Kelly², Caroline Lafleur³, and Andrea M.
Moore² (éds.)

Pêches et Océans Canada
Région du Golfe
343 avenue Université
C.P. 5030
Moncton, N.-B.
E1C 9B6

¹ Northwest Atlantic Fisheries Centre, 80 East White Hills Road, St. John's, T.-N.-L., A1C 5X1

² Bedford Institute of Oceanography, 1 Challenger Drive, Dartmouth, N.-É., B2Y 4A2

³ Maurice Lamontagne Institute, 850 Route de la Mer, Mont-Joli, QC, G5H 3Z4

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2023.

N° de cat. Fs97-6/3544F-PDF ISBN 978-0-660-68465-9 ISSN 1488-545X

On doit citer la publication comme suit :

Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., Kelly, N.E., Lafleur, C., et Moore, A.M. (éds.). 2023. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3544: v + 248 p.

TABLE DES MATIÈRES

Table des matières	iii
RÉSUMÉ	iv
ABSTRACT	v
1. Rapports sur les écosystèmes.....	1
2. Océanographie physique	7
3. Chimie des carbonates, pH et oxygène dissous	23
4. Éléments nutritifs et plancton.....	30
5. Macrophytes marins	41
6. Grands invertébrés marins	56
7. Poissons marins et diadromes.....	75
8. Mammifères marins	123
9. Tortues de mer	135
10. Oiseaux de mer	141
11. Perspectives écosystémiques.....	150
12. Messages clés et synthèse.....	206
13. Remerciements.....	207
Annexe 1 – Tableau sommaire de l'état et des tendances	208
Annexe 2 – Compte rendu de l'état des océans – l'atelier de synthèse de 2022 sur l'océan Atlantique	233
Annexe 3 – Acronymes et abréviations	247

RÉSUMÉ

Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., Kelly, N.E., Lafleur, C., et Moore, A.M. (éds.). 2023. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3544: v + 248 p.

Pêches et Océans Canada (MPO) s'est engagé à informer les Canadiens sur l'état des océans et des écosystèmes aquatiques du Canada. Le présent rapport technique, préparé par des scientifiques du MPO et des collaborateurs d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), est une synthèse scientifique de l'état de l'océan Atlantique. Ce rapport documente l'état, les tendances et les facteurs de changement selon neuf thématiques représentant les composantes physiques, chimiques et biologiques des eaux du Canada atlantique : l'océanographie physique; la chimie des carbonates, le pH et l'oxygène dissous; les éléments nutritifs et le plancton; les macrophytes marins; les gros invertébrés marins; les poissons marins et les poissons diadromes; les mammifères marins; les tortues de mer; les oiseaux de mer. Les conclusions ont été tirées des données publiées, examinées par des pairs ou ayant fait l'objet d'un contrôle ou d'une assurance de la qualité, et intégrées pour trois biorégions de l'Atlantique : le plateau néo-écossais, le golfe du Saint-Laurent et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Un chapitre de synthèse comprenant des études de cas complémentaires a également été élaboré pour illustrer la connectivité des écosystèmes, les concepts océanographiques, les processus, ou encore les impacts et les menaces engendrée par les facteurs de stress anthropiques.

Les écosystèmes marins des eaux canadiennes de l'Atlantique sont en train de changer et, dans bien des cas, ce changement se produit rapidement ou dépasse la variabilité antérieure connue. Les changements observés dans les indicateurs océanographiques physiques et chimiques, comme la température, les courants océaniques, les volumes de glace de mer et le pH, sont directement ou indirectement attribuables aux changements climatiques; à de nombreux endroits, les eaux canadiennes de l'Atlantique sont maintenant plus chaudes, plus acides et caractérisées par des couches intermédiaires froides plus faibles et des volumes de glace de mer réduits. Une multitude de facteurs anthropiques, comme la pêche commerciale, la navigation, l'apport en éléments nutritifs, les espèces envahissantes et la perte d'habitat, viennent se superposer aux effets des changements climatiques, agissant sur les espèces dans tous les niveaux trophiques et à différentes échelles spatiales et temporelles. La combinaison des changements climatiques et des facteurs anthropiques dans l'ensemble du paysage marin des eaux canadiennes de l'Atlantique a d'importantes conséquences sur la vie marine, modifiant la qualité de l'habitat et la disponibilité de la nourriture, la répartition des espèces, leur abondance ou leur biomasse et enfin les interactions entre les prédateurs et les proies. Toutefois, ces changements ne sont pas uniformes et n'ont pas la même ampleur à l'échelle des biorégions.

L'océan est intrinsèquement dynamique; la couverture limitée des eaux canadiennes de l'Atlantique par les programmes de monitoring actuels, ou les biais spatiaux dans la répartition des efforts de recherche, laissent beaucoup d'incertitude quant aux estimations des indicateurs océanographiques et biologiques. Avec l'émergence de nouvelles méthodes et technologies, notre connaissance des écosystèmes marins des eaux canadiennes de l'Atlantique ne cesse de progresser. L'approfondissement de notre compréhension de l'écologie des espèces, la disponibilité accrue de données environnementales pertinentes et de cadres de modélisation avancés amélioreront nos connaissances, nous permettant de prévoir avec plus d'exactitude la réaction probable des espèces aux facteurs de stress anthropiques et aux changements climatiques qui modifient leurs écosystèmes.

ABSTRACT

Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., Kelly, N.E., Lafleur, C., et Moore, A.M. (éds.). 2023. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3544: v + 248 p.

Fisheries and Oceans Canada (DFO) has committed to informing Canadians on the state of Canada's oceans and aquatic ecosystems. This technical report, prepared by DFO scientists and collaborators at Environment and Climate Change Canada (ECCC), presents a scientific synthesis of the State of the Atlantic Ocean. This report documents the status, trends, and drivers of change across nine themes representing the physical, chemical, and biological components found in Atlantic Canadian waters: physical oceanography; carbonate chemistry, pH, and dissolved oxygen; nutrients and plankton; marine macrophytes; large marine invertebrates; marine and diadromous fish; marine mammals; sea turtles; and seabirds. Summaries were based on published, peer-reviewed, and/or quality-assured/quality-controlled data and integrated over three Atlantic bioregions: the Scotian Shelf, the Gulf of St. Lawrence, and the Newfoundland and Labrador Shelves. A synthesis chapter including complementary case studies was also developed to illustrate ecosystem connections, oceanographic concepts, processes, or impacts and threats of anthropogenic stressors.

Atlantic Canadian marine ecosystems are changing, and in many cases, this change is occurring rapidly or exceeding the past known range of variability. Changes in physical and chemical oceanographic indicators, such as temperature, circulation patterns, sea ice volumes, and pH, are being driven, directly or indirectly, by climate change: in many places, Atlantic Canadian waters are now warmer, more acidic, with weaker cold intermediate layers and smaller sea ice volumes. Superimposed upon the effects of climate change are a multitude of anthropogenic drivers, such as commercial fishing, shipping, nutrient loading, invasive species, and habitat loss, that affect species across trophic levels and over different spatial and temporal scales. The combination of climate changes and anthropogenic drivers across the Atlantic Canadian seascape have important consequences for marine life, altering habitat quality and food availability, shifting the distribution of species, changing abundance or biomass, and altering predator-prey interactions. These changes, however, are not always uniform nor of the same magnitude across the bioregions.

The ocean is inherently dynamic; limited coverage of Atlantic Canadian waters by current monitoring programs, or spatial biases in the distribution of research effort, leaves much uncertainty around estimates of oceanographic and biological indicators. With the rise of new methods and technologies, our knowledge of Atlantic Canadian marine ecosystems continues to grow. Advances in our understanding of species' ecology, increased availability of relevant environmental data and advanced modelling frameworks will improve our knowledge, leading to more accurate predictions of how species will likely respond to anthropogenic stressors and climate change driven alterations in their ecosystems.

1. RAPPORTS SUR LES ÉCOSYSTÈMES

1.1 Processus de production de rapports et structure des rapports

Le présent rapport décrit l'état et les tendances des composantes physiques, chimiques et biologiques dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, en s'appuyant sur le précédent rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique (Bernier *et al.* 2018). L'état et les tendances sont inclus dans un tableau sommaire dans l'annexe 1 et sont également présentés dans chaque chapitre avec des renseignements complémentaires sur les facteurs de changement et des pistes de recherche pour l'avenir. Un contexte écologique plus large comprenant les facteurs de stress, les liens entre les composantes de l'écosystème de l'Atlantique, ainsi que les innovations scientifiques est aussi inclus avec une synthèse globale pour la zone atlantique. Ce rapport a été utilisé pour élaborer *Les océans du Canada maintenant : Les écosystèmes de l'Atlantique, 2022*, un rapport public qui informe les Canadiens sur l'état actuel de notre environnement marin.

1.2 Données

L'information, fournie par des scientifiques du MPO des quatre régions de l'Atlantique (Québec, Golfe, Maritimes, et Terre-Neuve-et-Labrador) et d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), a été tirée de données publiées, examinées par des pairs ou ayant fait l'objet d'un contrôle ou d'une assurance de la qualité. Les données en libre accès sont indiquées lorsqu'elles sont disponibles; d'autres données sont disponibles sur demande. Le présent rapport contient l'information disponible en 2022. Des lacunes importantes continuent d'être adressées et seront prises en compte dans les prochains rapports. Les messages clés du chapitre ont été élaborés au cours d'un atelier en ligne de deux jours (les 1^{er} et 2 février 2022) pour synthétiser les informations présentées par des experts en la matière. Après l'atelier, des modifications ont été apportées aux données présentées afin d'améliorer la clarté et de combler les lacunes. L'ordre du jour de l'atelier et la liste des participants sont fournis à l'annexe 2. Les acronymes et abréviations utilisés tout au long du rapport sont fournis à l'annexe 3.

1.3 Unités biogéographiques

L'information est rapportée à l'échelle de l'Atlantique dans la mesure du possible, mais elle est également présentée par biorégion ou par d'autres unités d'évaluation pertinentes. Le MPO (2009a) a délimité trois biorégions dans les eaux canadiennes de l'Atlantique : le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais, et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 1.2-1). Ces biorégions sont fondées principalement sur des différences océanographiques et bathymétriques; les communautés écologiques et la structure spatiale de chacune présentent des différences distinctes. Les noms de lieux utilisés tout au long du rapport sont illustrés à la figure 1.2-2.

Les propriétés océanographiques physiques, chimiques et biologiques des plateaux continentaux sont recueillies aux stations d'échantillonnage et le long des lignes d'échantillonnage définies (figure 1.2-3) dans le cadre du Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA). Les mêmes données sont collectées dans la mer du Labrador et sur le prolongement du transect d'Halifax par le Programme de monitoring de la zone atlantique au large du plateau continental (PMZAO). Les différents paramètres sont moyennés pour

représenter divers sous-secteurs, y compris le nord du golfe du Saint-Laurent, le sud du golfe du Saint-Laurent, l'estuaire du Saint-Laurent et les divisions de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (fig. 1.2-4).

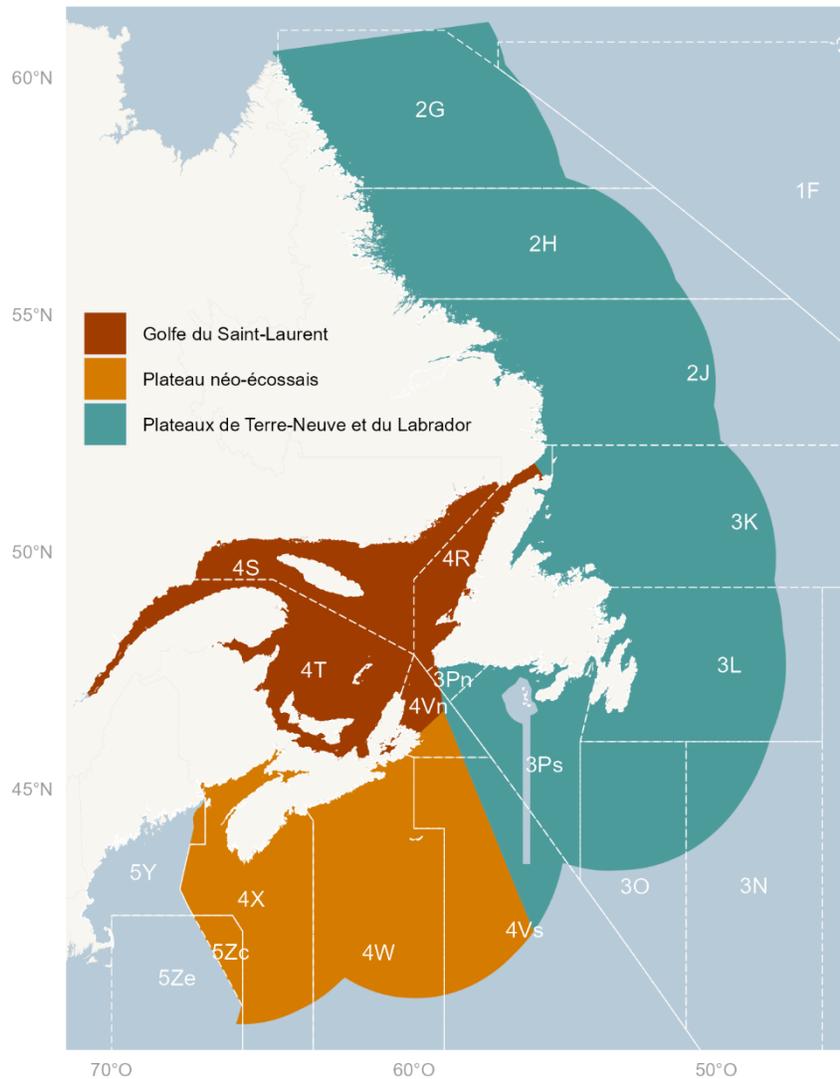


Figure 1.2-1. Carte de la zone atlantique, illustrant les trois principales unités biogéographiques discutées dans ce rapport (le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais, et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador) et les zones réglementées par l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Les noms des caractéristiques océanographiques sont mentionnées dans le texte. Les sous-secteurs scientifiques et statistiques sont indiqués par des chiffres, les divisions par des lettres majuscules et les sous-divisions par des lettres minuscules.

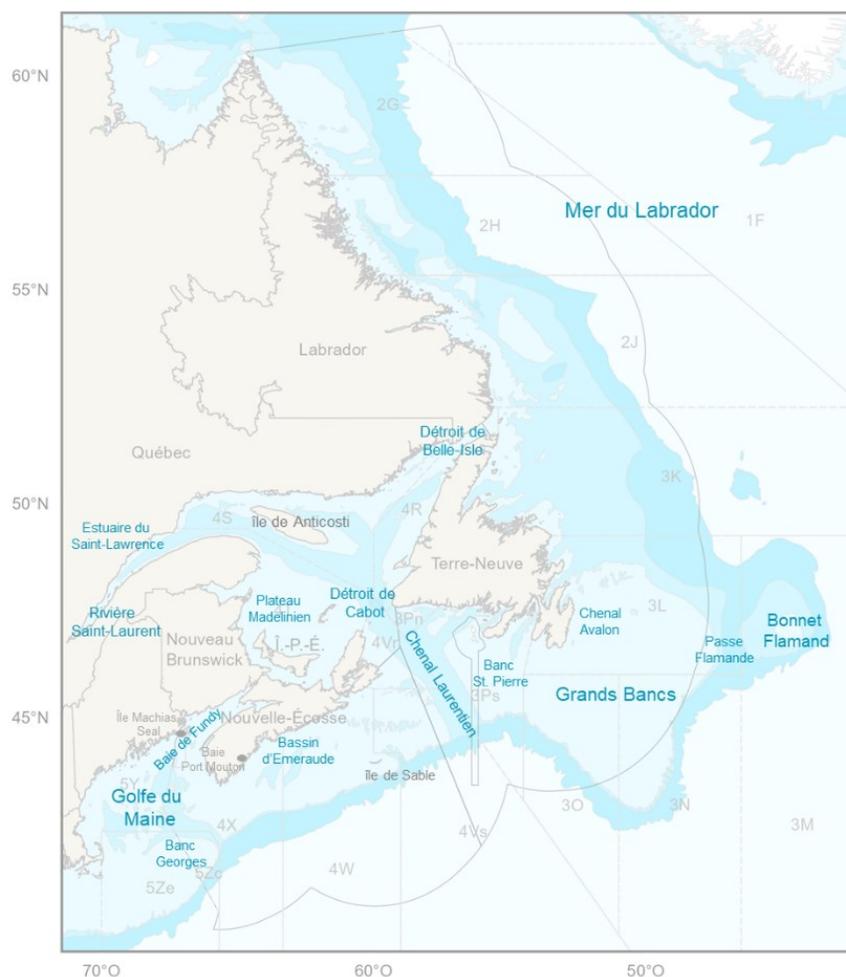


Figure 1.2-2. Noms de lieux utilisés dans ce rapport.

Des relevés de recherche distincts sont réalisés pour le nord du golfe du Saint-Laurent et le sud du golfe du Saint-Laurent, de sorte que la plupart des grands invertébrés marins et des poissons marins sont pris en compte à ce niveau. Les divisions de l'OPANO sont également utilisées pour décrire de nombreuses ressources halieutiques dans le golfe du Saint-Laurent, sur le plateau néo-écossais et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 1.2-1).

À l'occasion, la biologie et l'écologie des espèces ou de regroupements d'espèces nécessitent d'utiliser des zones de déclaration plus significatives que la biorégion. Les zones d'évaluation plus vastes sont plus pertinentes pour les espèces migratrices de poissons, de mammifères marins, de tortues de mer et d'oiseaux de mer, dont les aires de répartition couvrent l'Atlantique Nord-Ouest. Certains poissons diadromes, par contre, sont suivis dans les différents cours d'eau et bassins hydrographiques où ils sont plus faciles à trouver et sont déclarés en conséquence.

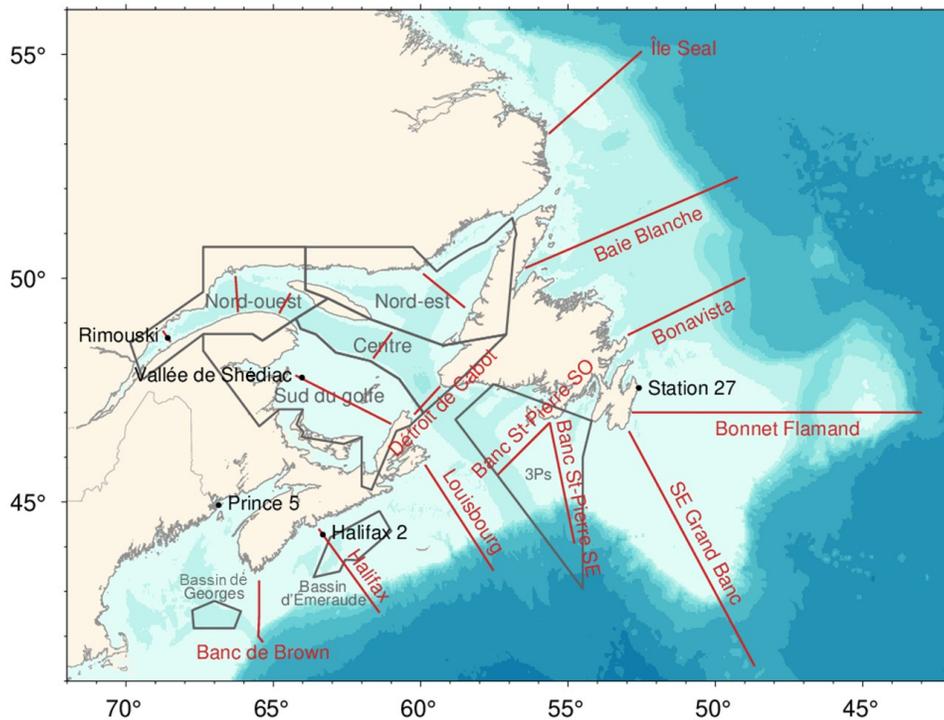


Figure 1.2-3. Stations d'échantillonnage à haute fréquence du PMZA (cercles noirs), certaines lignes d'échantillonnage de base (en rouge) et zones utilisées pour les moyennes de température du fond (contours gris). Les stations d'échantillonnage supplémentaires du PMZAO ne sont pas indiquées.

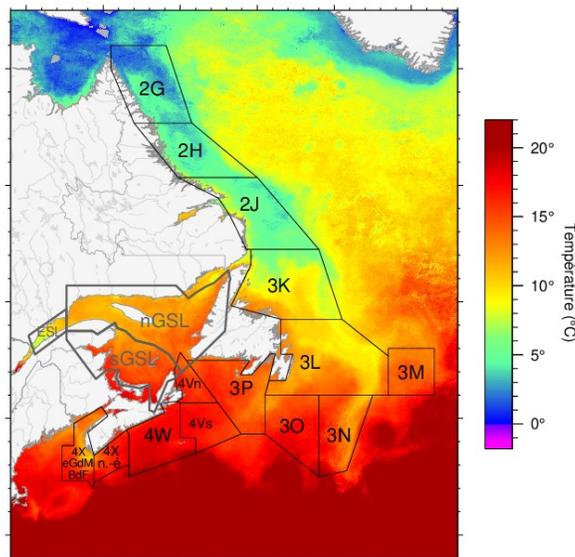


Figure 1.2-4. Zones utilisées pour les moyennes de température de la surface de la mer du PMZA (données de septembre 2020). Les divisions de l'OPANO ont été coupées à la bordure du plateau. Voir Figure 1.2-1 pour les limites biogéographiques utilisées dans ce rapport.

1.4 Législation et gestion

De nombreuses espèces figurant dans le présent rapport ont été évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), un comité consultatif indépendant qui rend compte de la biologie de base, de l'abondance et des tendances des populations, de leur répartition, de la disponibilité de l'habitat, ainsi que des menaces pesant sur les espèces sauvages menacées de disparition, à l'échelle de la planète ou du Canada (COSEPAC 2021). On peut ensuite envisager d'inscrire les espèces préoccupantes à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), qui prévoit un instrument législatif fédéral visant à empêcher la disparition des espèces sauvages au Canada et à assurer leur rétablissement (gouvernement du Canada 2019). L'annexe 1 est la liste officielle des espèces sauvages en péril; les catégories de statut suivantes sont utilisées pour classer les espèces : disparue du pays, en voie de disparition, menacée ou préoccupante. Une fois une espèce sauvage inscrite à l'annexe 1, on met en œuvre les mesures de protection et de rétablissement, y compris la création d'un programme de rétablissement (gouvernement du Canada 2022a, b).

La gestion des pêches comprend un cycle de collecte de données et d'évaluation des stocks qui alimente les avis scientifiques fournis aux gestionnaires des pêches pour les aider à prendre des décisions annuelles (ou pluriannuelles) sur divers stocks de poissons, de mollusques et crustacés, de même que pour les espèces de mammifères marins ayant une valeur économique conformément à la *Loi sur les pêches* (MPO 2021). Les évaluations des stocks décrivent ce que l'on sait de l'état d'un stock (p. ex. abondance, biomasse, biologie, conditions environnementales, mortalité naturelle) pour évaluer les impacts et les avantages prévus des mesures de gestion des pêches proposées (p. ex. taux de récolte, limites de taille, fermetures). Les données indépendantes et dépendantes de la pêche sont souvent utilisées comme base dans les modèles mathématiques décrivant les changements passés d'un stock au fil du temps pour prédire comment ce stock pourrait réagir à l'avenir. L'évaluation des stocks alimente les avis scientifiques, à partir desquels la gestion des pêches établit le total autorisé des captures et les dates d'ouverture et de fermeture de la saison (MPO 2021). Le MPO utilise actuellement une approche monospécifique pour la majorité des stocks gérés, mais continue de travailler à l'adoption d'une approche de gestion des pêches écosystémique plus complète (p. ex. Bundy *et al.* 2021).

Pour certains stocks pêchés, les évaluations suivent un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution (MPO 2009b). Cette approche signifie, en général, faire preuve de prudence lorsque les données scientifiques sont incertaines. Le manque de données scientifiques adéquates ne saurait être invoqué pour ne pas prendre de mesures visant à éviter un préjudice grave à la ressource ou pour en différer l'adoption » (MPO 2009b). En tant que politique, l'approche de précaution exige l'intégration d'une stratégie de pêche aux plans de gestion des pêches afin d'empêcher que le stock subisse des dommages graves ou irréversibles. Cette stratégie de pêche : 1) définit trois zones d'état du stock – saine, de prudence et critique – délimitées par un point de référence supérieur du stock (PRS) et un point de référence limite (PRL); 2) fixe le taux d'exploitation selon lequel le stock peut être pêché dans chaque zone d'état; 3) ajuste le taux d'exploitation en fonction des variations de l'état du stock (la biomasse du stock reproducteur ou d'autres paramètres pertinents pour la productivité de la population), selon des règles de contrôle des prises convenues au préalable (MPO 2006; Marentette *et al.* 2021). De plus, l'incertitude entourant l'état du stock et les points de référence biologiques doivent être explicitement prise en compte, tout comme le risque de déclin du stock associé à une décision de gestion donnée (MPO 2009b).

1.5 Références

- Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., et Moore, A.M. (éds.). 2018. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique, 2018. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3167: iii + 159 p.
- Bundy, A., Daly, J., Thompson, C., et Westhead, M. 2021. DFO Maritimes Region Ecosystem Based Management (EBM) Framework Workshop II: Incorporating social, cultural and governance aspects. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3440: vi + 73 p.
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2021. À propos de nous. Disponible à l'adresse : <https://www.cosewic.ca/index.php/fr/a-propos-de-nous.html>
- Gouvernement du Canada (GC). 2019. Espèces en péril: la loi, l'accord et les programmes de financement. Dernière modification le 2019-12-17. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/especes-peril-loi-accord-financement.html>
- Gouvernement du Canada (GC). 2022a. Annexe 1 (paragraphe 2(1), 42(2) et 68(2)) Liste des espèces en péril. Dernière modification le 2022-02-03. Disponible à l'adresse : <https://laws.justice.gc.ca/fra/lois/s-15.3/page-10.html>
- Gouvernement du Canada (GC). 2022b. Liste des espèces. Dernière modification le 2022-01-26. Disponible à l'adresse : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/liste-especes.html>
- Marentette, J.R., Kronlund, A.R., et Cogliati, K.M. 2021. Specification of Precautionary Approach Reference Points and Harvest Control Rules in Domestically Managed and Assessed Key Harvested Stocks In Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/057: vii + 98 p.
- MPO. 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009a. Élaboration d'un cadre et de principes pour la classification biogéographique des zones marines canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. 2009/056.
- MPO. 2009b. Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution. Dernière modification le 2009-03-23. Disponible à l'adresse : <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/sff-cpd/precaution-fra.htm>
- MPO. 2021. Sciences halieutiques. Dernière modification le 2021-12-06. Disponible à l'adresse : <https://www.dfo-mpo.gc.ca/science/species-especes/fisheries-halieutiques/index-fra.html>

2. OCÉANOGRAPHIE PHYSIQUE

Peter S. Galbraith¹, Frédéric Cyr², David Hebert³, David Brickman³, Joël Chassé⁴, Chantelle Layton³

¹ Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

² Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

2.1 Messages clés

- L'élévation de la température atmosphérique due aux changements climatiques entraîne un réchauffement de l'eau à la surface de la mer, une réduction de la couverture de glace de mer, un affaiblissement des couches intermédiaires froides (CIF) et un réchauffement des températures des fonds marins peu profonds dans certaines régions, comme sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et le plateau madelinien, là où la CIF atteint le fond.
- L'influence plus importante des eaux du Gulf Stream mène à des températures élevées records dans les eaux profondes du plateau néo-écossais et des chenaux profonds du golfe du Saint-Laurent.
- Les dix dernières années ont été caractérisées par des volumes de CIF inférieurs à la normale pour le golfe du Saint-Laurent et le plateau néo-écossais, dont des records de séries en 2021. En général, l'état des glaces dans le golfe du Saint-Laurent, sur le plateau néo-écossais et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador était inférieur à la normale, avec un creux record du volume moyen saisonnier dans le golfe du Saint-Laurent en 2021 et de l'indice sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador en 2011.
- En moyenne, la zone atlantique a connu des températures plus élevées de la CIF et de la glace de mer. Trois des années les plus chaudes depuis 1970 se sont produites entre 2016 et 2021; 2021 a été l'année la plus chaude jamais enregistrée.

2.2 Contexte

Le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador forment un plateau marin interconnecté dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. La circulation dans la région est caractérisée par un écoulement général d'eau nord-est/sud-ouest depuis les zones des plateaux du Labrador et de Terre-Neuve jusqu'au golfe du Saint-Laurent, au plateau néo-écossais et au golfe du Maine (figure 2.2-1).

Les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador sont dominés par des eaux subpolaires. Les eaux fraîches et douces du courant du Labrador s'écoulent vers le sud le long des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador au sud et à l'ouest des bancs de Terre-Neuve, où elles se mélangent aux eaux plus chaudes et plus salées du Gulf Stream, qui coule vers le nord (Loder *et al.* 1998; MPO 2013). Les eaux profondes du chenal Laurentien sont composées d'un mélange de ces deux sources d'eau (MPO 2009).

Le golfe du Saint-Laurent est défini par son océanographie distincte de mer intérieure semi-fermée (Loder *et al.* 1998; MPO 2009). Le sud du golfe du Saint-Laurent est dominé par le plateau madelinien, une zone à forte productivité, et par le nord du golfe du Saint-Laurent comportant des chenaux profonds. On observe des différences dans les communautés de poissons, de plancton et du benthos entre le nord et le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2009). Les eaux du golfe du Saint-Laurent sont en grande partie subpolaires, avec un important

apport d'eau douce du fleuve Saint-Laurent et d'eaux chaudes de l'Atlantique dans les chenaux profonds (MPO 2013; Chabot et Gilbert 2013). Les eaux du courant du Labrador et du centre de l'Atlantique Nord traversent l'embouchure du chenal Laurentien et se déversent dans le golfe en profondeur (Chabot et Gilbert 2013).

Le plateau néo-écossais comprend la baie de Fundy et la partie est du banc de Georges; au sud-ouest, il est adjacent au golfe du Maine. Il est influencé par la transition entre les eaux subpolaires et le Gulf Stream (Loder *et al.* 1998; MPO 2013). Les eaux du golfe du Saint-Laurent s'écoulent vers l'extérieur par le côté ouest du détroit de Cabot, une partie alimentant le courant de la Nouvelle-Écosse et le reste suivant le flanc ouest du chenal Laurentien, puis fusionnant avec le courant au point de rupture du plateau néo-écossais.

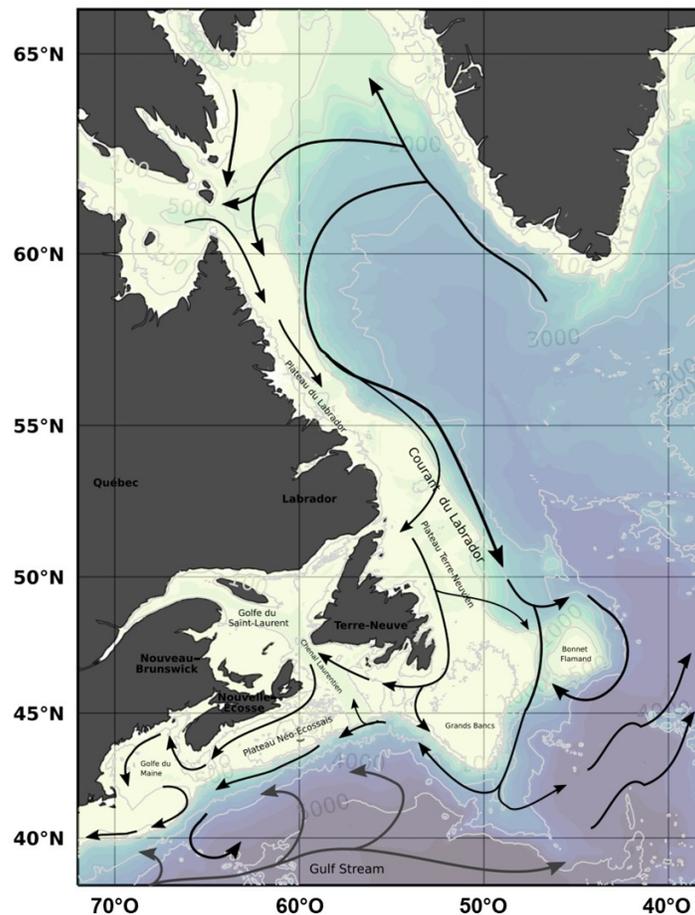


Figure 2.2-1. Schéma de la circulation générale dans l'ouest de l'océan Atlantique Nord, illustrant les deux principaux courants qui influencent les eaux canadiennes de l'Atlantique : le courant froid du Labrador venant du nord et le Gulf Stream chaud arrivant du sud.

Les changements saisonniers de la couverture de glace, des températures près de la surface et du ruissellement d'eau douce sont des facteurs importants dans toute la zone atlantique du Canada. Les divers impacts directs et indirects des changements des paramètres océanographiques physiques sont examinés pour de nombreuses espèces marines au

chapitre 11, *Perspectives écosystémiques*. En particulier, la couverture de glace varie de façon saisonnière dans le golfe du Saint-Laurent et la glace de mer est transportée des régions nordiques vers les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador par le courant du Labrador (Loder *et al.* 1998; MPO 2009). La glace de mer joue un rôle important dans l'apport d'eau douce et le moment des proliférations de phytoplancton et offre des habitats à des organismes qui vivent sur ou sous la glace.

La structure verticale des eaux dans la zone atlantique change selon les saisons également. En été, elle se compose de trois couches distinctes : la couche superficielle chaude estivale, la CIF et la couche profonde. Pendant l'automne et l'hiver, la couche superficielle s'approfondit et se refroidit en raison du mélange induit par le vent avant la formation de la glace, ainsi que du refroidissement, du ruissellement réduit et du rejet de saumure associé à la formation de la glace de mer. Ainsi, de grandes parties du plateau continental de l'Atlantique (p. ex. le sud du golfe du Saint-Laurent et les bancs de Terre-Neuve) n'ont qu'une seule couche en hiver et deux couches en été, car les profondeurs sont trop faibles pour accueillir la troisième couche en eaux profondes. Au printemps, le réchauffement de la surface, les eaux de la fonte de la glace de mer et le ruissellement continental entraînent une baisse de la salinité et une hausse de la température dans la couche superficielle qui stratifie la colonne d'eau. En dessous, les eaux froides de l'hiver précédent forment la CIF de l'été. Cette couche froide persiste jusqu'à l'hiver suivant, se réchauffant et descendant graduellement pendant l'été (Gilbert et Pettigrew 1997; Cyr *et al.* 2011).

2.3 État et tendances

Les variables océanographiques physiques sont habituellement exprimées sous forme d'anomalies – les écarts par rapport à leur moyenne à long terme. Ici, les anomalies sont calculées à l'aide d'une période de référence de 1991 à 2020 et normalisées (voir *Notes techniques* dans la section 2.6). Les figures 1.2-3 et 1.2-4 montrent les zones pour lesquelles la moyenne des conditions a été calculée. L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1.

2.3.1 Température de l'océan

La température de la surface de la mer (TSM) est obtenue à partir d'ensembles de données satellitaires ayant fait l'objet d'une intercalibration à partir de 1982 (Galbraith *et al.* 2021); les températures des eaux de la colonne d'eau qui décrivent les conditions dans la CIF et la couche profonde sont tirées de relevés océanographiques. La température moyenne de la surface de la mer est calculée sur la période libre de glace de l'année, qui peut être aussi courte que de juin à novembre sur le plateau du Labrador ou s'étendre sur toute l'année sur le plateau néo-écossais (figures 2.3-1 et 2.3-2). La température de la surface de la mer est bien corrélée avec la température moyenne de l'air (Galbraith *et al.* 2012, 2021). La tendance au réchauffement de la température de l'air observée depuis les années 1870, d'environ 1 °C par siècle, s'est probablement également produite dans les eaux de surface canadiennes de l'Atlantique. Les figures 2.3-1 et 2.3-2 présentent les séries chronologiques des températures en eaux profondes pour de nombreux sites. Les eaux profondes sont définies ici comme étant celles qui se trouvent sous la CIF et dont les cycles saisonniers sont faibles, généralement en dessous de 200 m dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais.

- Dans la zone atlantique, les températures de la surface de la mer pendant la période libre de glace étaient les troisièmes plus chaudes en 2021, mais elles ont été précédées de conditions variables, notamment deux années plus froides que la normale : 2018 et

2019 (MPO 2022). L'estuaire du Saint-Laurent a connu sa période libre de glace la plus chaude en 2021.

- Dans la zone atlantique, sur les 75 moyennes annuelles des températures au fond et en eaux profondes entre 2016 et 2021, seulement quatre années étaient inférieures à la normale (figure 2.3-2).
 - Les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador étaient caractérisés par des températures au fond normales à supérieures à la normale entre 2016 et 2021, avec notamment l'un des records de la série en 2021. Entre ces deux années, certaines moyennes inférieures à la normale étaient associées à des conditions de CIF plus froides que la normale.
 - Toutes les anomalies de température au fond étaient normales à supérieures à la normale sur le plateau néo-écossais et dans le nord du golfe du Saint-Laurent.
 - Des records de séries ont été enregistrés dans l'est (division 4V), le centre (division 4W) et l'ouest (division 4X) du plateau néo-écossais, ainsi que des records de plus de 100 ans dans le nord du golfe du Saint-Laurent et dans le détroit de Cabot. Les températures en eaux profondes dans le bassin de Georges, le bassin d'Émeraude et le détroit de Cabot sont les plus élevées de la série chronologique depuis 2016.

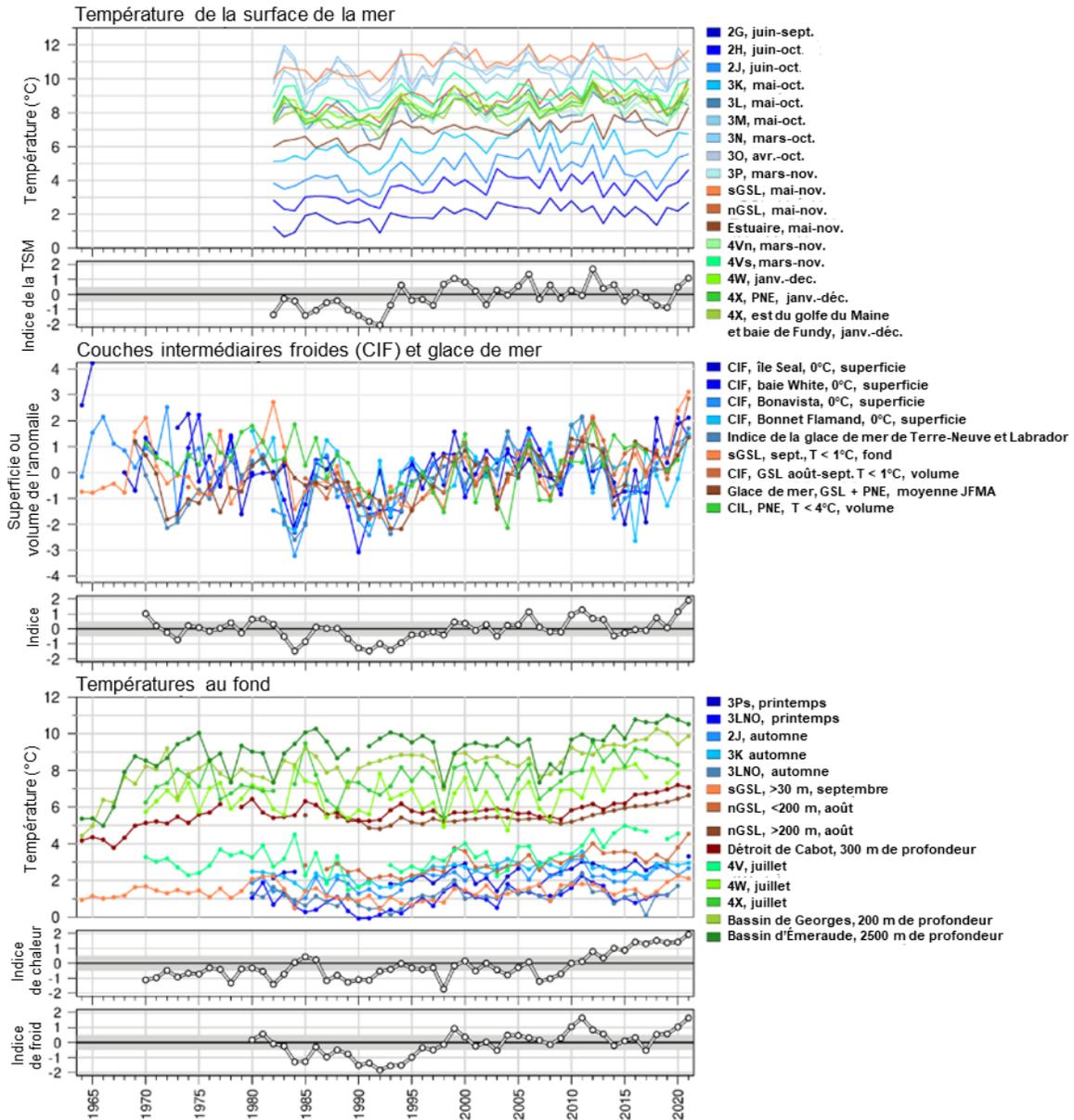


Figure 2.3-1. Séries chronologiques des variables océanographiques. Les anomalies sont inversées pour les conditions de la glace de mer et de la couche intermédiaire froide, de sorte que les anomalies positives correspondent à des conditions plus chaudes. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. L'indice de la température de la surface de la mer est une moyenne pondérée en fonction de la superficie des anomalies normalisées. Les indices de la température de la CIF et au fond sont des moyennes (non pondérées en fonction de la superficie) des anomalies normalisées (voir la figure 2.3-2). Adapté d'Hebert *et al.* (2021), Cyr *et al.* 2022; MPO 2022; et Galbraith *et al.* (2022). [PNE : plateau néo-écossais, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, GSL : golfe du Saint-Laurent, JFMA : janvier, février, mars et avril].

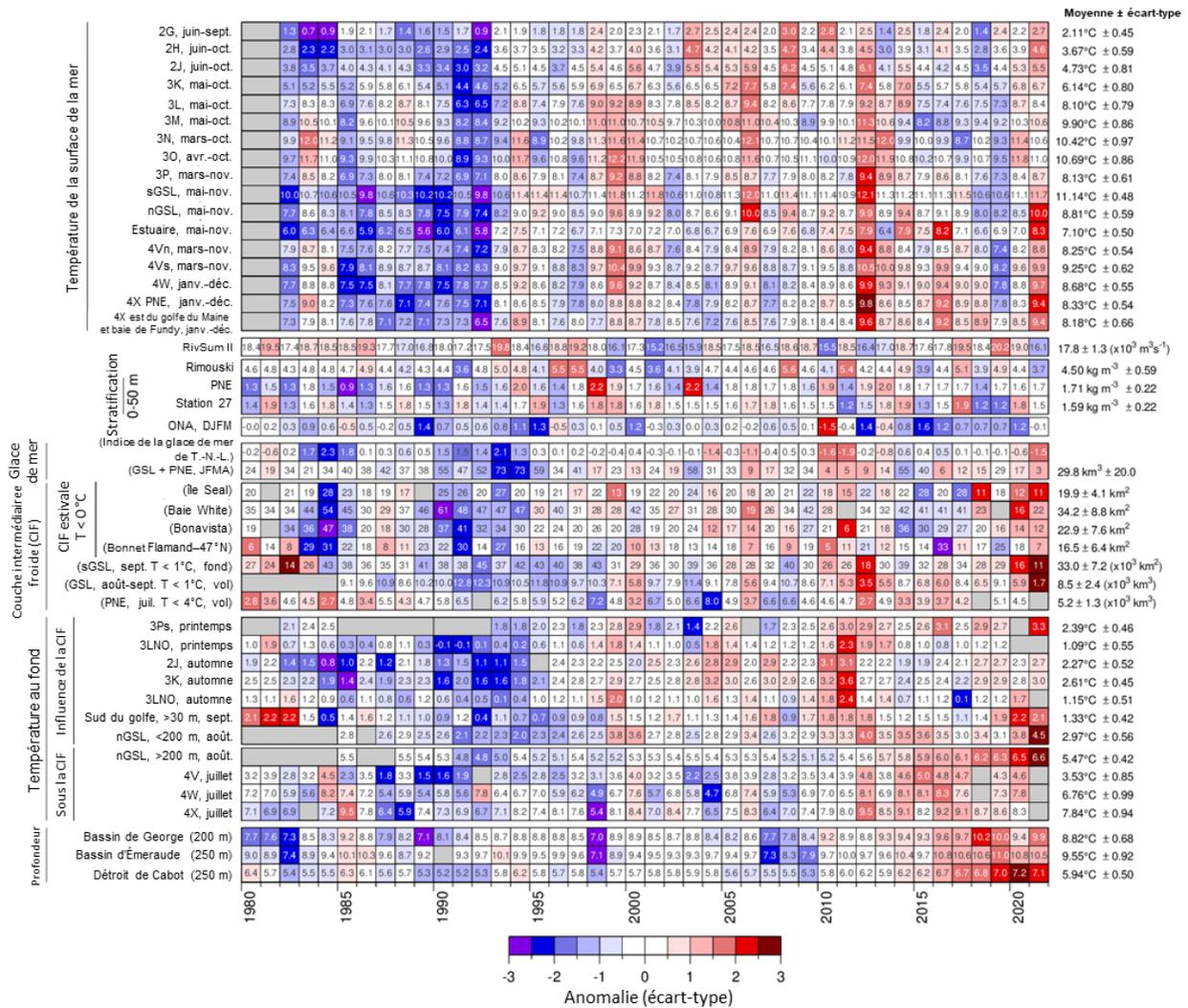


Figure 2.3-2. Séries chronologiques des variables océanographiques (1980–2021). Les cellules grises indiquent des données manquantes; les cellules blanches ont une valeur à moins de 0,5 écart-type de la moyenne à long terme d'après les données de 1991 à 2020, si possible; les cellules rouges indiquent des conditions au-dessus de la normale; et les cellules bleues indiquent des conditions en dessous de la normale. Les variables dont les noms sont entre parenthèses ont un signe inversé et, par conséquent, un code de couleur inversé, les rouges étant des valeurs inférieures à la normale qui correspondent à des conditions chaudes. Les moyennes à long terme et les écarts-types sont indiqués sur le côté droit de la figure. « RivSum II » est la somme du ruissellement mesuré à Québec qui se déverse dans le moyen estuaire et l'estuaire maritime du Saint-Laurent à partir d'un modèle hydrologique. La stratification est exprimée par la différence de densité de l'eau entre 0 et 50 m; les valeurs antérieures à 1991 pour la station de Rimouski sont estimées par une corrélation avec le ruissellement. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. Adapté d'Hebert *et al.* (2021), Cyr *et al.* 2022; MPO 2022; et Galbraith *et al.* (2022). [PNE : plateau néo-écossais, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, GSL : golfe du Saint-Laurent, ONA : oscillation nord-atlantique, JFMA : janvier, février, mars et avril, DJFM : décembre, janvier, février et mars].

2.3.2 Glace de mer

Dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais, la glace de mer est quantifiée par son volume moyen saisonnier (Galbraith *et al.* 2022). Les conditions de la glace de mer sur les

plateaux de Terre-Neuve et du Labrador sont résumées par un indice qui englobe la durée et la superficie maximale saisonnière dans trois régions : le nord du plateau du Labrador, le sud du plateau du Labrador et le plateau de Terre-Neuve (Cyr et Galbraith 2021). Les données sur la glace de mer sont présentées aux figures 2.3-1 et 2.3-2; les signes des anomalies de la glace de mer sont inversés, de sorte que les conditions chaudes correspondent à des anomalies positives.

- Au cours des dernières années, les volumes de glace de mer dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais et l'indice de glace de mer sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador étaient généralement inférieurs à la normale.
- Des creux records ont été observés dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais en 2021, et le troisième indice le plus bas sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador a été enregistré en 2021.
- Entre 2016 et 2021, le volume moyen saisonnier de glace de mer avait trois des sept valeurs les plus faibles de la série dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais et deux des huit indices les plus faibles sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

2.3.3 Oscillation nord-atlantique

L'indice de l'oscillation nord-atlantique (ONA) – mesure de la différence de pression atmosphérique de surface entre les régions équatoriale et nord-atlantique – quantifie le forçage atmosphérique hivernal dominant au-dessus de l'océan Atlantique Nord (figure 2.3-2). Il influe sur les vents, la température de l'air, les précipitations et les propriétés hydrographiques de la côte est du Canada, soit directement, soit par advection. De forts vents du nord-ouest, des températures froides de l'air et de la mer et de la glace lourde dans la région de la mer du Labrador étaient habituellement associés à un indice ONA positif élevé, un indice ONA négatif s'accompagnant de vents plus faibles et des effets opposés (Cyr et Galbraith 2021).

- L'indice ONA positif observé entre 2016 et 2020 ne coïncidait pas avec des conditions aussi froides que lors de la période positive précédente de la fin des années 1980 et du début des années 1990.

2.3.4 Couche intermédiaire froide (CIF)

La couche intermédiaire froide et la couverture de glace de mer sont bien corrélées l'une avec l'autre et avec la température de l'air en hiver, car la CIF provient du refroidissement hivernal et de la couverture de glace de mer qui est formée en hiver. La plupart du temps, la CIF se forme localement en hiver dans différentes zones autour du plateau continental de l'Atlantique. La formation locale (et non l'advection d'une région à l'autre) est indiquée par le fait que la température minimale de la couche de mélange hivernale se produit à peu près au même moment en mars sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Saint-Laurent, mais les températures minimales sont différentes. Le transport de la CIF a lieu plus tard dans l'année entre le plateau du Labrador et le golfe du Saint-Laurent (Galbraith 2006) et le plateau de Terre-Neuve (Umoh *et al.* 1995) et du golfe à l'estuaire du Saint-Laurent (Galbraith 2006) et au plateau néo-écossais (Umoh et Thompson 1994). La température minimale dans les parties méridionales du plateau de Terre-Neuve (p. ex. à la station 27) peut être atteinte bien après l'hiver – en 2021, elle a été observée au début du mois de juin et en juillet.

Pour le golfe du Saint-Laurent, on utilise le volume observé en août-septembre de la CIF ayant une température inférieure à 1 °C (Galbraith *et al.* 2022). Puisque la CIF atteint le fond du

plateau madelinien dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la superficie du fond occupée par des eaux à moins de 1 °C lors du relevé de septembre est également utilisée comme indice de la couche intermédiaire froide propre à cette zone (Galbraith *et al.* 2022). Pour le plateau néo-écossais, on utilise le volume observée en juillet de la CIF indiquée par une température de l'eau inférieure à 4 °C (Hebert *et al.* 2021). Pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les indices sont les superficies des sections transversales dont la température de l'eau est inférieure à 0 °C en été le long des transects du PMZA de l'île Seal, de la baie White, de Bonavista et du Bonnet Flamand (figure 1.2-3; Cyr et Galbraith 2021).

Les indices de la CIF présentés sur les figures 2.3-1 et 2.3-2 sont obtenus à peu près au même moment dans leurs cycles annuels respectifs, mais pas simultanément. Les signes des anomalies de la CIF sont inversés, de sorte que les conditions chaudes correspondent à des anomalies positives.

- Dans le golfe du Saint-Laurent, le volume de la CIF était en grande partie inférieur à la normale au cours des six dernières années, atteignant un creux record en 2021.
- Sur le plateau néo-écossais, il était inférieur à la normale en 2016–2017, mais de retour à la normale en 2019–2020.
- Les conditions de la CIF dans les sections des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador étaient surtout plus chaudes que la normale à proches de la normale en 2016 et en 2017, et la CIF de 2021 a été la plus chaude depuis les années 1960.

2.3.5 Ruissellement

Le ruissellement dans le golfe du Saint-Laurent, particulièrement dans l'estuaire, influence fortement la circulation, la salinité et la stratification (et donc les températures de la couche supérieure de l'eau) dans le golfe et, par le courant de la Nouvelle-Écosse, sur le plateau néo-écossais. La variabilité interannuelle de la stratification saisonnière (mai à octobre) (0 à 50 m) à la station de Rimouski du PMZA, dans l'estuaire du Saint-Laurent, est fortement corrélée à la moyenne saisonnière du ruissellement d'eau douce provenant du Saint-Laurent (1991 à 2021; $R^2 = 0,58$). Combiné au mélange induit par les marées et le vent, le ruissellement exerce un effet moteur sur la circulation estuarienne dans l'estuaire du Saint-Laurent et, dans une moindre mesure, dans l'ensemble du golfe du Saint-Laurent (figure 2.3-2).

- Le ruissellement dans l'estuaire du Saint-Laurent était très variable de 2016 à 2021.

2.3.6 Stratification

La stratification verticale dans la colonne d'eau peut influencer les propriétés de mélange physique et les processus biologiques, comme la plongée du plancton et le mélange ascendant des éléments nutritifs. Des indices de la stratification à long terme ont été créés à partir de la différence de densité entre la surface et 50 m (figures 2.3-2 et 2.3-3). Les emplacements sont indiqués à la figure 1.2-3.

- La stratification dans l'estuaire du Saint-Laurent a suivi une tendance semblable à celle du ruissellement saisonnier d'eau douce et était très variable dans les dix dernières années.
- La stratification sur le plateau néo-écossais était en grande partie normale au cours des dernières années.
- À la station 27 du PMZA sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, la stratification était variable et aucune tendance n'a été observée entre 2016 et 2021.

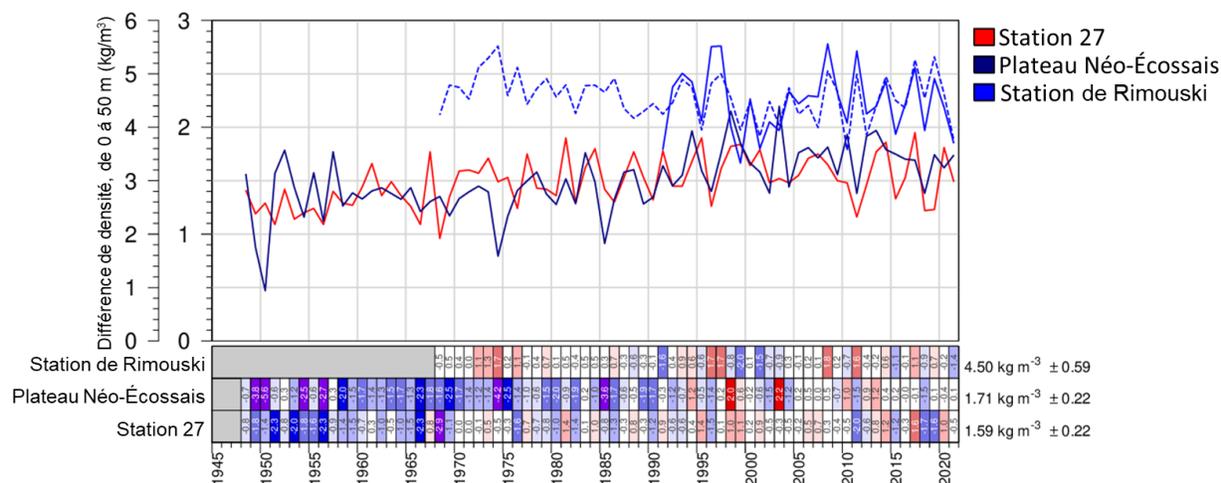


Figure 2.3-3. Tendances de la stratification dans l'estuaire du Saint-Laurent (station de Rimouski; échelle extérieure), sur le plateau néo-écossais (échelle intérieure) et sur les plateaux sud de Terre-Neuve et du Labrador (à la station 27; échelle intérieure). La ligne tiretée pour la station de Rimouski est une approximation fondée sur le ruissellement d'eau douce et est utilisée dans le tableau de bord du bas pour les valeurs antérieures à 1991. Adapté d'Hebert *et al.* (2021), Cyr *et al.* 2022; MPO 2022; et Galbraith *et al.* (2022).

2.3.7 Niveau moyen de la mer

Localement, le niveau relatif de la mer est influencé par le réchauffement et l'ajustement dynamique des océans, la fonte des glaces terrestres et le mouvement vertical des terres. Dans l'est du Canada, le mouvement vertical des terres associé à l'ajustement isostatique post-glaciaire du continent diffère dans la direction méridionale, le continent s'enfonçant au sud (p. ex. Halifax et Saint Jean) et se rehaussant au nord (p. ex. Harrington Harbour et Nain) (Peltier 2004). Ces mécanismes combinés donnent lieu à des changements spatiaux importants dans la tendance moyenne du niveau relatif de la mer (Han *et al.* 2014; figures 2.3-4 et 2.3-5).

- Le long de la côte du nord du golfe du Saint-Laurent, les taux de variation passent de négatifs (en baisse) à Harrington Harbour à positifs (en hausse) à Sept-Îles. Bien que les taux changent également à Rimouski et à Québec dans le sud de l'estuaire du Saint-Laurent, ils ne sont pas différents de zéro au niveau de confiance de 95 %, ce qui donne à penser que l'ampleur de la tendance historique à long terme du niveau relatif de la mer est faible le long du nord du golfe du Saint-Laurent et dans l'estuaire du Saint-Laurent.
- Au sud de la côte de l'Atlantique, le niveau relatif de la mer augmente à un taux de 20 à 40 cm/siècle (22 cm/siècle à St. John's, 40 cm/siècle à North Sydney, 33 cm/siècle à Halifax, 38 cm/siècle à Yarmouth et 32 cm/siècle à Charlottetown). Dans le nord, il baisse à un rythme de 20 cm/siècle (p. ex. Nain; Han *et al.* 2014).

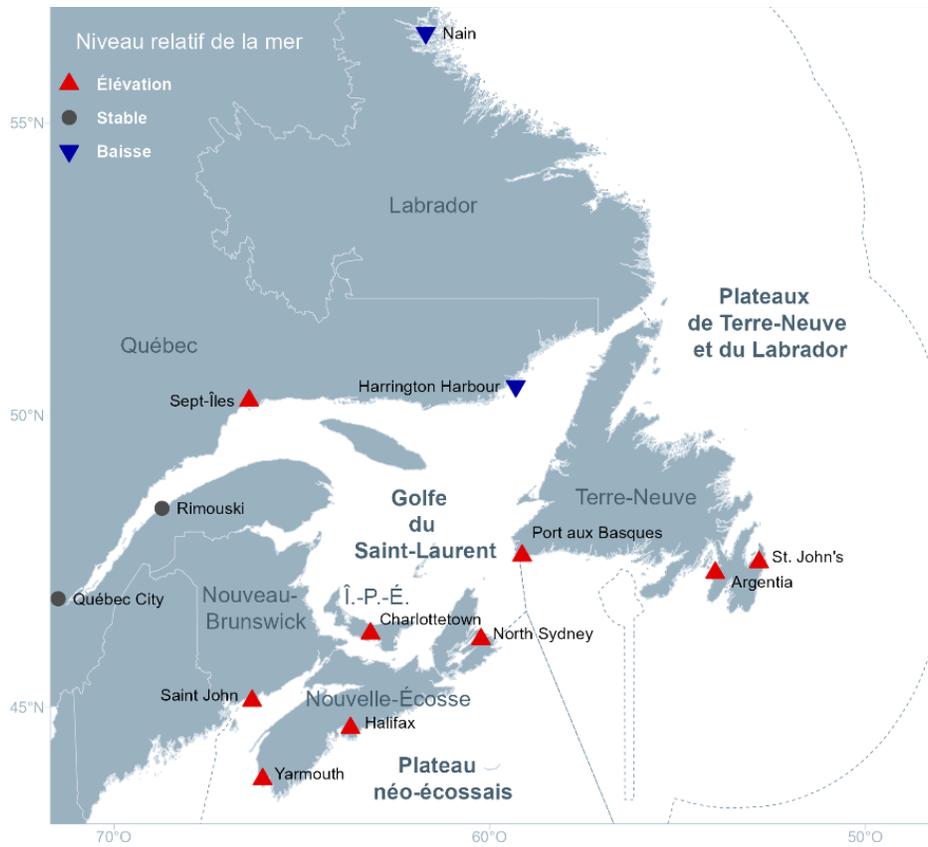


Figure 2.3-4. Carte de la zone atlantique illustrant les endroits où le niveau relatif de la mer a été mesuré. Données de Han *et al.* (2014).

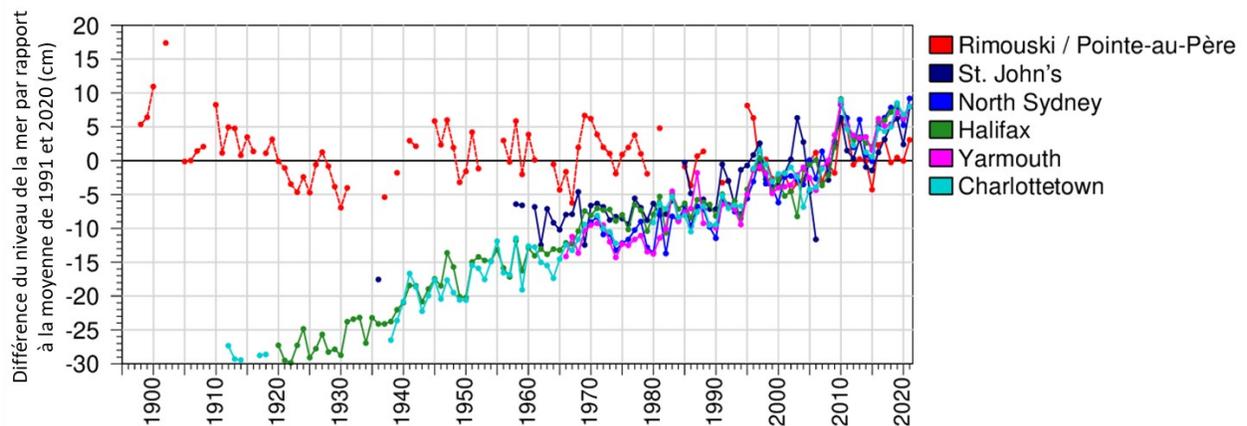


Figure 2.3-5. Moyenne annuelle du niveau relatif de la mer à six sites de l'Atlantique canadien. Les valeurs sont les différences par rapport à la moyenne de 1991 à 2020 pour chaque série. Adapté d'Hebert *et al.* (2021) et du site Web de la Section des données environnementales marines du MPO <https://www.isdm-gdsi.gc.ca/isdm-gdsi/twl-mne/inventory-inventaire/index-fra.htm>.

2.3.8 Indice composite annuel

Quatre séries chronologiques annuelles d'indices composites (établis comme la somme des anomalies) servent à évaluer l'état global du système climatique dans la zone atlantique – un nouvel indice climatique propre aux plateaux de Terre-Neuve et du Labrador est examiné à la section 11.5.4, *Innovations scientifiques pour mieux comprendre les écosystèmes*. Les composantes des indices décrivent les températures de la surface de la mer; les propriétés de la CIF et le volume de la glace de mer (tous deux formés en hiver); les températures froides au fond (influencées par les conditions de la CIF); et les températures au fond et en eaux profondes plus chaudes (non influencées par la variabilité saisonnière). Il existe une grande similitude entre l'indice de la CIF et celui de la température froide au fond ($R^2 = 0,81$). Les indices sont présentés sur les figures 2.3-1 et 2.3-6; les valeurs positives représentent les conditions chaudes et les valeurs négatives, les conditions froides.

- Au cours des six dernières années, la température de la surface de la mer a alterné entre des conditions plus froides que la normale et plus chaudes que la normale. Les anomalies de la CIF, de la glace de mer et des eaux froides au fond ont alterné entre des indices presque normaux et au-dessus de la normale, et les anomalies des températures chaudes au fond étaient toutes positives.
- Les valeurs les plus élevées de chaque indice se sont produites durant la dernière décennie.

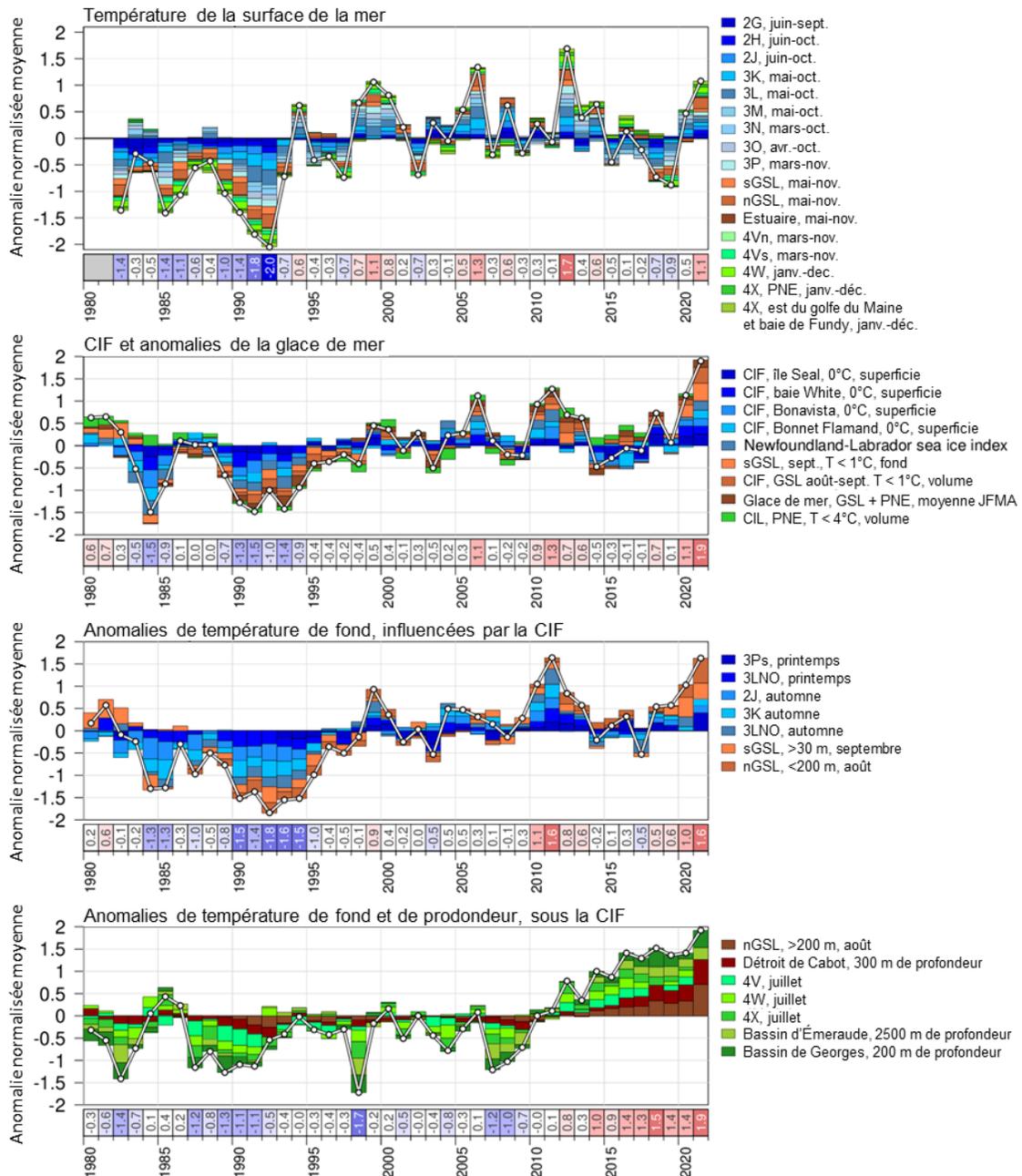


Figure 2.3-6. Indices climatiques composites (lignes et points blancs) calculés en additionnant diverses anomalies normalisées de différentes parties de l'environnement; les cellules colorées empilées au-dessus des abscisses sont les anomalies positives et celles qui sont en dessous sont les anomalies négatives. Le graphique supérieur est la somme des anomalies de la température de la surface de la mer; le deuxième est la somme des anomalies de la CIF et de la glace de mer avec les superficies et les volumes à l'échelle inversée (les anomalies positives sont des conditions chaudes); et les deux graphiques du bas sont la somme des anomalies de la température au fond influencées par la CIF et les conditions plus chaudes plus profondes qui ne le sont pas. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. Adapté d'Hebert *et al.* (2021), Cyr *et al.* 2022; MPO 2022; et Galbraith *et al.* (2022). [PNE : plateau néo-écossais, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, GSL : golfe du Saint-Laurent, JFMA : janvier, février, mars et avril]

2.4 Facteurs de changement

Les températures de l'eau à la surface sur le plateau continental de l'Atlantique ont surtout suivi les tendances au réchauffement dues aux changements climatiques observés dans l'atmosphère pendant les mois sans glace. Dans l'ensemble, bien que les conditions les plus chaudes aient été observées en 2012, elles ont été inférieures à la normale pour seulement deux années (2018 et 2019) au cours de la dernière décennie. Le réchauffement des hivers a entraîné une diminution de la couverture de glace de mer et un affaiblissement des CIFs.

Les changements observés d'une décennie à l'autre de la température et de la salinité des eaux profondes du golfe du Saint-Laurent, du plateau néo-écossais et du golfe du Maine sont liés à l'influence variable des eaux d'où elles proviennent : l'eau du courant du Labrador, froide et douce, et l'eau du talus continental, chaude et salée (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Bugden 1991; Gilbert *et al.* 2005; Brickman *et al.* 2018).

La CIF épaisse sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador influence la température au fond, comme les parties moins profondes du plateau néo-écossais et du golfe du Saint-Laurent, telles que le plateau madelinien. Les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador étaient caractérisés par des températures au fond supérieures à la normale au début et à la fin de la dernière décennie (y compris des records de séries enregistrés en 2011 et en 2021), entourant certaines moyennes proches de la normale et inférieures à la normale; les anomalies étaient au-dessus de la normale sur le plateau néo-écossais et dans le nord du golfe du Saint-Laurent pendant cette période. Des records de températures au fond ont été observés durant cette période dans toutes les régions du plateau néo-écossais, ainsi que des records sur plus de 100 ans dans le nord du golfe du Saint-Laurent et dans le détroit de Cabot.

Petrie et Drinkwater (1993) ont démontré que les caractéristiques des masses d'eau des bassins profonds du plateau néo-écossais étaient fortement influencées par les variations du transport vers l'ouest des eaux du talus du Labrador depuis les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador le long de la bordure du plateau. L'augmentation du transport des eaux du talus du Labrador par la passe Flamande a été associée à des températures et des salinités en eaux profondes inférieures à la normale sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Maine. Dans les bassins profonds, comme le bassin d'Émeraude et le bassin de Georges, on note une très grande variabilité interannuelle et interdécennale de la température de l'eau au fond, associée aux phénomènes de renouvellement des eaux profondes. Des changements plus réguliers liés à la circulation sont observés dans la température de l'eau au fond dans le centre et l'est du plateau néo-écossais (divisions 4W et 4Vs de l'OPANO, respectivement). La bathymétrie dans ces secteurs est répartie assez uniformément entre 30 m et 170 m, avec quelques zones atteignant des profondeurs de 400 à 450 m dans le chenal Laurentien incluses dans la sous-division 4Vs. Ces deux zones sont donc légèrement influencées par les eaux de la CIF et les eaux sous la CIF.

La glace de mer et la température hivernale sont fortement corrélées. Les tendances à long terme révèlent que la température de l'air en hiver au-dessus du golfe du Saint-Laurent se réchauffe à un taux de 2,1 °C par siècle, se traduisant par une diminution importante de la glace de mer (Galbraith *et al.* 2022). Il est donc possible d'estimer la sensibilité de la couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent aux changements climatiques à l'aide des variations antérieures de la température de l'air en hiver et des caractéristiques de la glace de mer. Ceux-ci indiquent des pertes de 18 km³, 31 000 km² et 13 jours de saison de glace de mer pour chaque augmentation de 1 °C de la température de l'air en hiver (Galbraith *et al.* 2022).

2.5 Notes techniques

Les tendances spatiales et saisonnières générales des indices océanographiques physiques dans l'Atlantique Nord-Ouest obtenus par le PMZA sont demeurées relativement constantes depuis le début du programme. La répartition des masses d'eau varie selon la saison, mais ces variations affichent des tendances généralement prévisibles. Les variables océanographiques physiques sont échantillonnées efficacement parce qu'elles présentent des propriétés relativement conservatrices qui sont peu susceptibles de changer rapidement, que ce soit dans l'espace ou d'une année à l'autre. De plus, ces variables sont mesurées avec un bon degré de précision.

La période de référence climatologique est passée de 1981–2010 à 1991–2020 pour les variables physiques. Ce changement de 10 ans suit les normes de l'Organisation météorologique mondiale et permet, pour les changements décennaux subséquents, d'établir des comparaisons sur la même période climatologique d'un nombre croissant de séries chronologiques. Il a l'inconvénient de masquer les tendances à long terme, y compris celles causées par le réchauffement de la planète. Dans notre zone, les effets de ce changement sont importants pour la température de la surface de la mer puisqu'il retire la période froide 1981–1990 de la période climatologique et y ajoute la période chaude 2011–2020. Les anomalies très élevées signalées précédemment pour 2012 sont réduites dans ce rapport. De même, les températures au fond ont considérablement augmenté depuis dix ans, dépassant même la gamme antérieure connue de variabilité. Ainsi, non seulement la moyenne de la climatologie a changé, mais dans de nombreux cas, la variance aussi, ce qui a également une incidence sur les anomalies normalisées.

Après avoir soustrait sa moyenne à long terme, on normalise chaque série chronologique en la divisant par son écart-type, qui est également calculé à l'aide des données de la période de référence. Il est ainsi possible de comparer plus directement les différentes séries et de garantir que le niveau inhérent de variabilité locale ou régionale (le signal détecté par le programme) est pris en compte de manière cohérente pour toutes les régions de l'Atlantique. Un indice composite pour un ensemble de variables peut être calculé en additionnant les anomalies de toutes les sources d'information.

Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, le volume moyen saisonnier de la glace de mer est corrélé à la superficie de la CIF le long du transect de Bonavista (1980–2020, $R^2 = 0,70$), et les paramètres de la glace de mer sur le plateau de Terre-Neuve sont corrélés à la température de l'air de décembre à mars plus au nord, à Cartwright (1969–2021, $R^2 = 0,70-0,74$; Cyr *et al.* 2022). Dans le golfe du Saint-Laurent, la corrélation entre la température moyenne de l'air de décembre à mars pour plusieurs stations météorologiques et le volume annuel maximal de glace atteint $R^2 = 0,74$ (1969–2021; Galbraith *et al.* 2022). La température de l'air est également bien corrélée à la superficie et à la durée de la couverture de glace de mer ($R^2 = 0,82-0,83$; Galbraith *et al.* 2022).

2.6 Références

- Brickman, D., Hebert, D. et Wang, Z., 2018. Mechanism for the recent ocean warming events on the Scotian Shelf of eastern Canada. *Cont. Shelf Res.* 156: 11–22.
- Bugden, G.L. 1991. Changes in the temperature-salinity characteristics of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence over the past several decades. *Dans The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary? Édité par J.-C. Therriault.* Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 139–147.
- Chabot, D., et Gilbert, D. 2013. Chapter 1: Description of the Atlantic Large Aquatic Basin as a habitat for marine fish and invertebrates. *Dans Climate Change Impacts, Vulnerabilities and Opportunities Analysis of the Marine Atlantic Basin. Édité par N.L. Shackell, B.J.W. Greenan, P. Pepin, D. Chabot, and A. Warburton.* Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3012: 1–15.
- Cyr, F., Bourgault, D., et Galbraith, P.S. 2011. Interior versus boundary mixing of a cold intermediate layer. *J. Geophys. Res.* 116: C12029.
- Cyr, F., Snook, S., Bishop, C., Galbraith, P.S., Chen, N., et Han, G. 2022. Conditions océanographiques physiques sur le plateau continental de Terre-Neuve-et-Labrador en 2021. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/040: iv + 51 p.*
- Cyr, F., et Galbraith, P.S. 2021. A climate index for the Newfoundland and Labrador shelf. *Earth Syst. Sci. Data* 13: 1807–1828.
- Cyr, F., Snook, S., Bishop, C., Galbraith, P. S., Chen, N., et Han, G. 2022. Conditions océanographiques physiques sur le plateau continental de Terre-Neuve-et-Labrador en 2021. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/040: iv + 51 p.*
- Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. *J. Geophys. Res.* 111: C06022.
- Galbraith P.S., Larouche, P., Chassé, J., et Petrie, B. 2012. Sea-surface temperature in relation to air temperature in the Gulf of St. Lawrence: interdecadal variability and long term trends. *Deep Sea Res. II* 77-80: 10–20.
- Galbraith, P.S., Larouche, P., et Caverhill, C. 2021. A Sea-Surface Temperature Homogenization Blend for the Northwest Atlantic. *Can. J. Remote Sens.*, 47: 554–568.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Caverhill, C., Dumas, J., Lefavre, D., et Lafleur, C. 2022. Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2021. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/034: iv + 85 p.*
- Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. *ICES CM, 2004/N:07.* 12 p.
- Gilbert, D., et Pettigrew, B. 1997. Interannual variability (1948–1994) of the CIL core temperature in the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 (Suppl. 1): 57–67.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A., et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1654–1666.
- Han, G., Ma, Z., Bao, H., et Slangen, A. 2014. Regional differences of relative sea level changes in the Northwest Atlantic: Historical trends and future projections. *J. Geophys. Res. Oceans* 119: 156–164.

- Hebert, D., Layton, C., Brickman, D., et Galbraith, P.S. 2021. Conditions océanographiques physiques sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Maine en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/070: iv + 58 p.
- Lauzier, L.M., et Trites, R.W. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel. J. Fish. Res. Board Can. 15: 1247–1257.
- Loder, J.W., Petrie, B., et Gawarkiewicz, G. 1998. Chapter 5: The coastal ocean off northeastern North America: a large-scale view. *Dans* The Sea, Volume 11: The Global Coastal Ocean: Regional Studies and Syntheses. *Édité par* A.R. Robinson and K.H. Brink, Harvard University Press, Massachusetts, USA. 105–133.
- MacLean, M., Breeze, H., Walmsley, J., et Corkum, J. (éds.). 2013. State of the Scotian Shelf Report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3074: 67 p.
- McLellan, H.J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. J. Fish. Res. Board. Can. 14: 213–239.
- MPO. 2009. Élaboration d'un cadre et de principes pour la classification biogéographique des zones marines canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/056.
- MPO. 2013. Évaluation fondée sur les risques des impacts et des menaces que les changements climatiques présentent pour l'infrastructure et les systèmes biologiques qui relèvent du mandat de Pêches et Océans Canada – Grand bassin aquatique de l'Atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2012/044..
- MPO. 2022. Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022. 2022/025.
- Peltier, W.R. 2004. Global glacial isostasy and the surface of the ice-age earth: The ICE-5G (VM2) model and GRACE. Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 32: 111–149.
- Petrie, B. 2007. Does the North Atlantic Oscillation affect hydrographic properties on the Canadian Atlantic continental shelf? Atmos.-Ocean. 45: 141–151.
- Petrie, B., et Drinkwater, K. 1993. Temperature and salinity variability on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine 1945–1990. J. Geophys. Res. 98: 20079–20089.
- Umoh, J.U., et Thompson, K.R. 1994. Surface heat flux, horizontal advection, and the seasonal evolution of water temperature on the Scotian Shelf. J. Geophys. Res. 99: 20403–20416.
- Umoh, J.U., Loder, J.W., et Petrie, B. 1995. The role of air–sea heat fluxes in annual and interannual ocean temperature variability on the eastern Newfoundland Shelf. Atmos.-Ocean. 33: 531–568.

3. CHIMIE DES CARBONATES, PH ET OXYGÈNE DISSOUS

Frédéric Cyr¹, Michel Starr², Kumiko Azetsu-Scott³

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont Joli (Québec)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

3.1 Messages clés

- Les taux de diminution du pH dans les eaux canadiennes de l'Atlantique (0,03 à 0,04 par décennie) sont généralement plus rapides que la moyenne mondiale de décroissance du pH à la surface de l'océan (0,017 à 0,027 par décennie) depuis la fin des années 1980.
- Sous l'effet des changements dans la circulation dans l'Atlantique Nord-Ouest, les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent et de l'estuaire du Saint-Laurent ont reçu moins d'eaux froides et riches en oxygène du courant du Labrador et plus d'eaux chaudes et pauvres en oxygène du centre de l'Atlantique Nord au cours des dernières années. Près de la tête du chenal Laurentien, un pH bas coïncide avec une zone de grave hypoxie. La saturation en oxygène et le pH diminuent depuis 2008, et ils ont atteint des creux records en 2021.

3.2 Contexte

L'accumulation de CO₂ d'origine anthropique dans l'atmosphère et son absorption par la surface de l'océan ont modifié la chimie des carbonates marins et le pH de l'eau de mer (IPCC 2019). L'absorption du CO₂ a réduit la concentration d'ions carbonatés dans l'océan et provoqué une augmentation correspondante de l'acidité. Cette acidité plus élevée (pH plus bas) rend l'eau plus corrosive pour les minéraux de carbonate de calcium, la principale composante des squelettes et des coquilles de nombreux organismes, en particulier les mollusques, les crustacés, les coraux et les échinodermes.

L'oxygène est essentiel aux processus biologiques et biochimiques dans l'océan; lorsque l'oxygène dissous est bas, la survie, la croissance et la reproduction des espèces marines sont réduites et leur comportement change. En raison des changements climatiques d'origine anthropique, l'oxygène dissous a diminué dans les 1 000 premiers mètres des océans du monde (IPCC 2019). Cette perte d'oxygène est surtout attribuable à la stratification accrue des océans et aux changements intervenus dans la ventilation et la biogéochimie des océans. Ainsi, l'acidification des océans et la hausse des températures sont mécaniquement liées au processus de désoxygénation (examiné dans Breitburg *et al.* 2018). Ensemble, l'acidification des océans et la réduction de l'oxygène dissous dans les océans peuvent accroître le stress physiologique sur de nombreux organismes marins.

3.3 État et tendances

Des mesures historiques des paramètres de l'acidification existent dans la zone atlantique et le MPO collecte systématiquement les paramètres de l'acidification des océans dans le cadre du PMZA depuis l'automne 2014. En plus du pH, les états de saturation en carbonate de calcium, surtout en calcite et en aragonite (Ω_{cal} et Ω_{arg}), sont des mesures de l'acidification des océans. Ils indiquent le potentiel de précipitation ou de dissolution du carbonate de calcium de la colonne d'eau – en deçà d'un seuil de 1, l'environnement est considéré comme sous-saturé et

potentiellement corrosif pour les organismes qui construisent des coquilles de carbonate biogène. La valeur Ω diminue généralement avec la profondeur; les eaux profondes des talus continentaux ont donc tendance à avoir une valeur Ω plus faible que les eaux de fond des plateaux moins profonds.

Le MPO recueille systématiquement les mesures de l'oxygène dissous dans le cadre du PMZA depuis 1998. Les faibles concentrations d'oxygène dissous (saturation inférieure à 30 % ou à $62,5 \mu\text{mol L}^{-1}$) sont généralement considérées comme hypoxiques et les conditions avec très peu ou pas d'oxygène dissous (saturation de 0 % ou de 0 à $6,25 \mu\text{mol L}^{-1}$), comme anoxiques. Au cours des trois ou quatre années qu'il faut aux eaux profondes pénétrant dans l'embouchure du chenal Laurentien pour atteindre les têtes des chenaux dans l'estuaire du Saint-Laurent, la teneur en oxygène dissous diminue progressivement sous l'effet de la respiration et de l'oxydation de la matière organique qui coule au fond. C'est donc dans les eaux profondes à la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire du Saint-Laurent, que se trouvent les niveaux les plus bas d'oxygène dissous.

L'état récent et les tendances de la zone atlantique sont présentés ci-après pour le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. La figure 3.3-1 illustre les paramètres récents de l'acidification du fond de l'Atlantique, la figure 3.3-2 montre l'acidité sur le plateau néo-écossais et dans la mer du Labrador et la figure 3.3-3 représente l'acidité, l'oxygène dissous et la température dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1.

- Les taux de diminution du pH dans les eaux canadiennes de l'Atlantique (0,03 à 0,04 par décennie) sont généralement plus rapides que la moyenne mondiale à la surface de l'océan (0,017 à 0,027 par décennie) depuis la fin des années 1980 (IPCC 2019).
 - C'est dans les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent que la diminution du pH a été la plus rapide, à un taux d'environ 0,04 unité par décennie depuis 1934, jusqu'au creux record de 7,44 atteint en 2021.
 - Sur le plateau néo-écossais, le pH diminue aussi, à un taux d'environ 0,03 unité de pH par décennie depuis les années 1930.
 - Dans la mer du Labrador, on a observé une diminution presque linéaire du pH entre 1996 et aujourd'hui, à un taux d'environ 0,03 unité de pH par décennie.
- À la surface, le pH et la valeur de Ω_{arg} (non illustrés) sont plus faibles sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et dans le golfe du Saint-Laurent (surtout dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent) que sur le plateau néo-écossais, principalement en raison des températures ou de la salinité plus basses.
- Les valeurs du pH et de Ω mesurées dans les eaux du fond sont plus faibles dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent que sur le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.
 - Les eaux du fond du golfe du Saint-Laurent étaient sous-saturées en aragonite, à l'exception des eaux entrant dans le détroit de Belle Isle et le détroit de Cabot.
 - Les valeurs les plus faibles du pH et de Ω ont été observées le long du chenal Laurentien profond, en particulier dans l'estuaire du Saint-Laurent où la majeure partie de la couche profonde (plus de 300 m) était sous-saturée en aragonite et en calcite et représente une acidification accrue par rapport aux conditions en 2019.
 - Les valeurs du pH au fond étaient inférieures à 7,6 dans tout l'estuaire du Saint-Laurent; pour le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du

Labrador, les valeurs allaient de 7,8 à plus de 8 et affichaient une variabilité spatiale considérable.

- En 2020, on a relevé une légère sous-saturation en aragonite (Ω_{arg}) dans le chenal d'Avalon, sur les bancs de Terre-Neuve, dans la partie la plus profonde du talus du plateau de Terre-Neuve et dans l'est du plateau néo-écossais.
- La saturation en oxygène dissous est généralement élevée dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, sauf dans le golfe du Saint-Laurent (figure 3.3-1, rangée du bas).
 - La saturation de l'eau du fond dans le chenal profond de l'estuaire du Saint-Laurent est inférieure à 20 % depuis 2014 et cette eau est constamment hypoxique depuis 1984 (figure 3.3-3).
 - En 2020, la saturation en oxygène à de nombreuses stations d'échantillonnage du golfe du Saint-Laurent était largement inférieure à 20 %, voire même à 15 % à certaines stations. En 2021, un nouveau record de faible concentration d'oxygène a été observé pour l'estuaire maritime du Saint-Laurent : $44,50 \mu\text{mol L}^{-1}$ ou une saturation de 14,4 %, qui correspond à une hypoxie sévère.

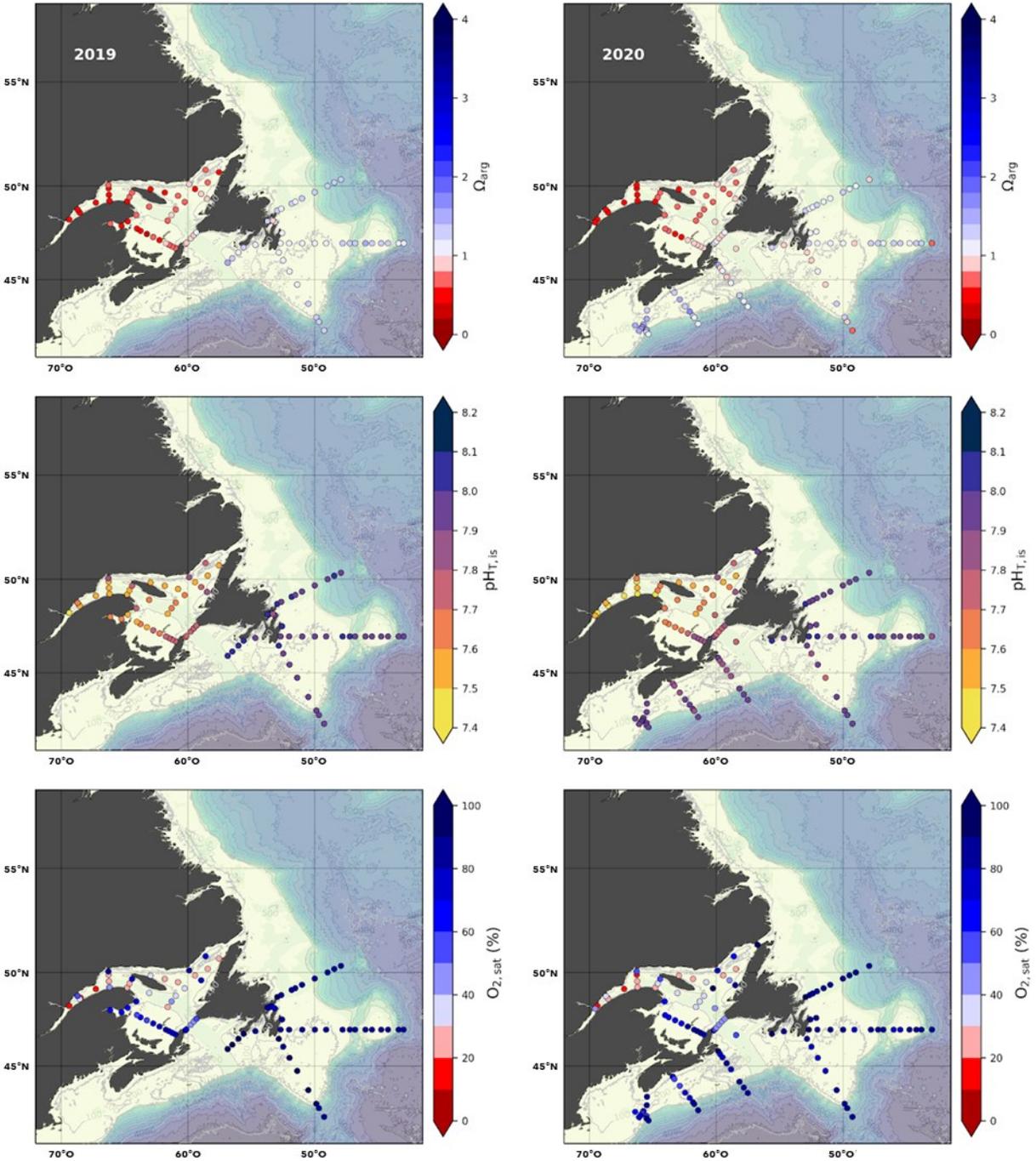


Figure 3.3-1. Paramètres d'acidification du fond de l'océan à l'automne 2019 (à gauche) et en 2020 (à droite) : état de saturation en aragonite (en haut), pH *in situ* à l'aide de l'échelle totale (au centre) et saturation en oxygène dissous (en bas). Les conditions de sous-saturation en aragonite et d'hypoxie sont indiquées en rouge. Adapté de MPO (2021); données de Cyr *et al.* (2022).

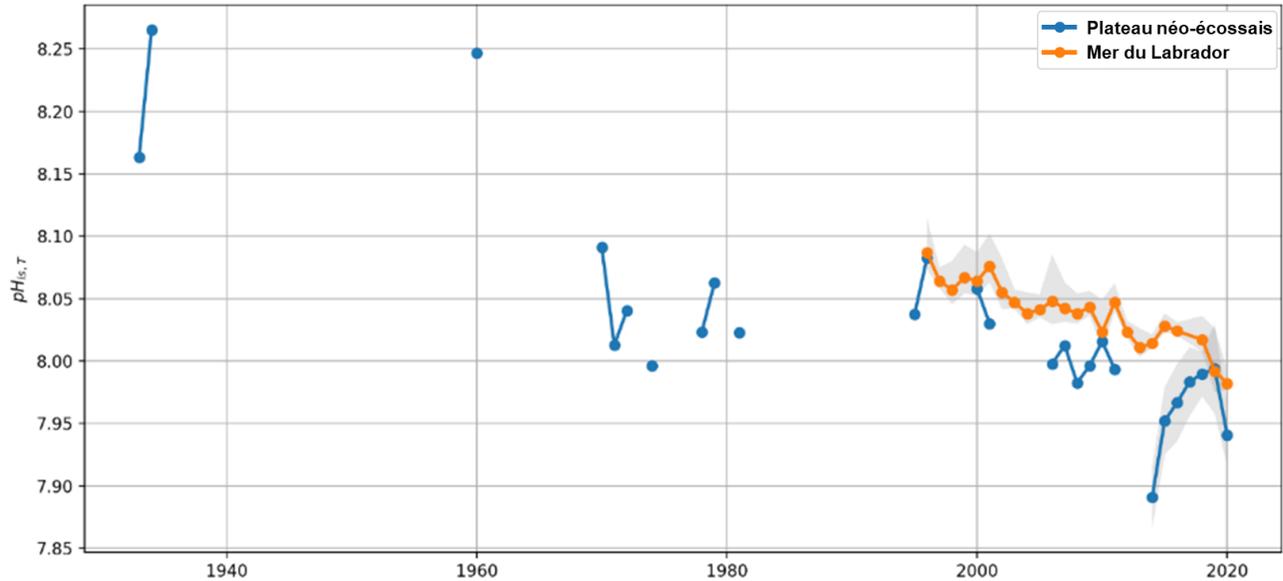


Figure 3.3-2. Acidité (pH; *in situ*, échelle totale) de 50 à 200 m (en bleu) sur le plateau néo-écossais et de 150 à 500 m (en orange) dans la mer du Labrador. Les données pour la mer du Labrador (1996 à 2020) et pour le plateau néo-écossais (2014 à 2020) sont fournies avec une enveloppe correspondant à $\pm 0,5$ écart-type (ombrage gris).

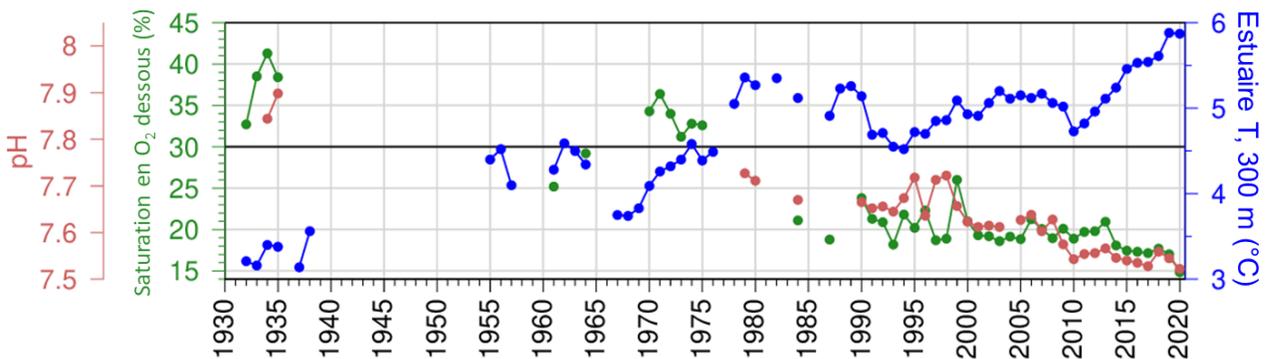


Figure 3.3-3. Acidité (pH), saturation moyenne annuelle en oxygène dissous et température au fond dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre 295 m et le fond, dans la partie centrale profonde de l'estuaire. La ligne horizontale correspond à 30 % de saturation en oxygène dissous et marque le seuil des conditions hypoxiques. Les données sur l'oxygène dissous moyen (Blais *et al.* 2021) constituent une mise à jour de la série chronologique présentée dans Gilbert *et al.* (2005). Les données sur la température proviennent de Galbraith *et al.* (2021). Les données sur le pH dans l'estuaire du golfe du Saint-Laurent sont tirées de Mucci *et al.* (2011).

3.4 Facteurs de changement

L'acidification des océans et la réduction de la concentration d'oxygène dissous dans les 1 000 premiers mètres des océans du monde, causant aussi l'hypoxie, sont deux facteurs de stress océaniques importants découlant des changements climatiques d'origine anthropique (IPCC 2019). On prévoit que l'acidification (*presque certainement*) et la diminution de l'oxygène (*confiance moyenne*) se poursuivront au cours du XXI^e siècle (IPCC 2019). L'eutrophisation peut également causer la désoxygénation, en particulier dans les zones côtières à proximité

d'importants sites agricoles ou d'évacuation des eaux usées, comme l'estuaire du Saint-Laurent. La désoxygénation et l'acidification des océans peuvent également avoir des effets à l'échelle de l'écosystème, y compris des changements dans la biodiversité et le cycle des éléments nutritifs, la perte directe d'habitat ou la compression de l'habitat, des relations trophiques modifiées, des changements dans les habitudes migratoires et une réduction de la productivité des pêches.

Plusieurs facteurs sont responsables des changements décennaux de la concentration en oxygène dissous et de la saturation dans les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent. Cependant, Gilbert et ses collaborateurs (2005) suggèrent que, bien que l'utilisation de l'oxygène dans l'estuaire du Saint-Laurent en réaction à des températures plus chaudes et à l'eutrophisation soit importante pour expliquer la perte d'oxygène, les facteurs dominants sont des changements de la circulation à grande échelle dans l'ouest de l'Atlantique Nord qui font varier les proportions d'eau provenant des différentes sources dans le golfe du Saint-Laurent. Selon Jutras et ses collaborateurs (2021), le déclin rapide des concentrations d'oxygène observé depuis 2008 dans les eaux profondes du golfe du Saint-Laurent est attribuable à la diminution de l'apport d'eaux froides et fortement oxygénées du courant du Labrador et à l'augmentation des eaux chaudes et peu oxygénées du centre de l'Atlantique Nord. Ces changements sont probablement aussi responsables de la hausse rapide des températures des masses d'eaux profondes dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent (figure 3.3-3, voir aussi *Température de l'océan* dans la section 2.3.1).

3.5 Références

- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devine, L., et Lehoux, C. 2021. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/002 : iv + 68 p.
- Breitbart, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., et Jacinto, G.S., 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science* 359 (6371): eaam7240.
- Cyr, F., Gibb, O., Azetsu-Scott, K., Chassé, J., Galbraith, P., Maillet, G., Pepin, P., Punshon, S., et Starr, M. 2022. Ocean carbonate parameters on the Canadian Atlantic Continental Shelf. Federated Research Data Repository. <https://doi.org/10.20383/102.0673>
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Caverhill, C., Dumas, J., Lefavre, D., et Lafleur, C. 2021. Physical Oceanographic Conditions in the Gulf of St. Lawrence during 2020. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/045: iv + 81 p.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A., et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1654–1666.
- IPCC. 2019. Summary for Policymakers. *Dans* Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., and Weyer, N.M. (éds.). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA : 3–35.
- Jutras, M., Dufour, C.O., Mucci, A., Cyr, F., et Gilbert, D. 2021. Temporal Changes in the Causes of the Observed Oxygen Decline in the St. Lawrence Estuary. *J. Geophys. Res.* 125: e2020JC016577.

Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D., et Sundby, B. 2011. Acidification of Lower St. Lawrence Estuary Bottom Waters. *Atmos. Ocean* 49: 206–218.

MPO. 2021. Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2020. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.* 2021/026.

4. ÉLÉMENTS NUTRITIFS ET PLANCTON

David Bélanger¹, Benoit Casault², Catherine L. Johnson²

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

4.1 Messages clés

- Un changement important dans les concentrations de nitrates en eaux profondes, qui sont passées des niveaux quasi minimaux observés en 2017–2018 à des niveaux presque normaux en 2019–2020, est principalement attribuable aux augmentations relevées dans le golfe du Saint-Laurent et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.
- Depuis 2017, la biomasse du phytoplancton est demeurée proche ou au-dessus de la normale sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et dans le golfe du Saint-Laurent, et proche ou en dessous de la normale sur le plateau néo-écossais.
- Le début et la durée de la prolifération printanière de phytoplancton sont demeurés relativement stables depuis 2017, le début étant proche de la normale ou plus tardif et la durée étant proche de la normale ou plus longue. L'ampleur de la prolifération était variable entre les stations d'échantillonnage dans les sous-régions depuis 2017. On a observé des valeurs élevées de l'ampleur de la prolifération en 2018 et 2019 sur les bancs de Terre-Neuve, mais l'ampleur est revenue à des niveaux proches de la normale dans la zone atlantique en 2020.
- La biomasse totale du zooplancton, qui dépend en grande partie de l'abondance des copépodes *Calanus finmarchicus*, est revenue à des niveaux quasi normaux de 2018 à 2020, après une période d'environ huit ans pendant laquelle la biomasse était inférieure à la normale.
- Les changements dans la structure de la communauté zooplanctonique dans la seconde moitié des années 2010 suggèrent une transition graduelle vers une augmentation de l'abondance des grands copépodes riches en énergie (*Calanus finmarchicus*) et une diminution de l'abondance des copépodes plus petits et moins riches en énergie (*Pseudocalanus* spp.) et des organismes autres que les copépodes, ce qui aura des conséquences potentiellement bénéfiques sur le flux d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs.
- Le réchauffement des eaux de la surface et des eaux profondes, ainsi que les changements subséquents de la circulation océanique, sont d'importants facteurs de changement dans les inventaires des éléments nutritifs et de la chlorophylle *a* et dans la biomasse totale du zooplancton. Les déclinés à long terme de ces indices des niveaux trophiques inférieurs peuvent dénoter un potentiel de production écosystémique inférieur à celui des décennies précédentes.

4.2 Contexte

Les organismes planctoniques, principalement le phytoplancton et le zooplancton, transfèrent de l'énergie aux animaux des niveaux trophiques supérieurs. La croissance du phytoplancton est meilleure dans des conditions optimales de température, de disponibilité de la lumière et d'apport en éléments nutritifs. Le zooplancton est le principal consommateur du phytoplancton

et constitue donc un lien essentiel entre les producteurs primaires et les organismes plus grands.

Les phases cruciales du cycle de vie de nombreuses espèces de plancton de l'Atlantique Nord-Ouest sont synchronisées avec les saisons changeantes afin de maximiser la survie, la croissance et la reproduction. De ce fait, le phytoplancton et le zooplancton affichent des patrons de répartition temporelle et spatiale récurrents. La répartition du plancton est également influencée par les perturbations de l'environnement physique et de l'approvisionnement en éléments nutritifs, qui peuvent avoir des impacts importants sur l'ensemble de l'écosystème.

4.3 État et tendances

Les éléments nutritifs, le phytoplancton et le zooplancton dans l'Atlantique Nord-Ouest sont décrits comme des indices représentant des caractéristiques clés à l'échelle annuelle pour le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figures 4.3-1 à 4.3-4). L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1. Chaque indice est une série chronologique d'anomalies annuelles normalisées calculées comme la différence entre la moyenne annuelle pour une année donnée et la moyenne à long terme pour une période de référence, divisée par l'écart-type de cette période de référence pour chaque section océanographique. La période de référence s'étend de 2003 à 2020 pour les indices de la prolifération printanière et de 1999 à 2020 pour les indices des éléments nutritifs, de la chlorophylle *a* et du zooplancton. Chaque sous-région, section ou station est déterminée en fonction du plan de relevé du Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA; MPO 2021) et des sous-zones correspondantes de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord (OPANO). Voir l'emplacement des stations du PMZA sur la figure 1.2-3 et une description des divisions de l'OPANO dans les eaux canadiennes de l'Atlantique sur la figure 1.2-4.

4.3.1 Éléments nutritifs

La productivité des écosystèmes marins dépend en grande partie de la photosynthèse, le processus utilisé par le phytoplancton pour la synthèse de la matière organique à partir du dioxyde de carbone et des éléments nutritifs dissous, reposant sur l'énergie solaire. Le taux de croissance du phytoplancton dépend de la disponibilité de la lumière et des éléments nutritifs sous forme d'azote (nitrates, nitrites et ammonium), de phosphore (phosphates) et de silice (silicate), cette dernière étant essentielle pour la production des diatomées. Dans les eaux du plateau continental, l'azote se retrouve principalement sous forme de nitrates et il est habituellement l'élément nutritif limitant pour la croissance du phytoplancton.

Les nitrates de surface sont fortement associés à la croissance du phytoplancton et présentent donc une variabilité saisonnière importante. En revanche, les nitrates dans la partie inférieure de la colonne d'eau constituent un bon indicateur des ressources disponibles pour les eaux de surface et ainsi pour la croissance du phytoplancton grâce au mélange vertical ou à la remontée des eaux. On utilise donc la quantité de nitrates contenue dans la colonne d'eau sous la couche de mélange de surface à des profondeurs de 50 à 150 m – l'inventaire des nitrates profonds – pour évaluer l'état de la disponibilité des éléments nutritifs. Les inventaires de nitrates profonds dépendent fortement des régimes de circulation, qui peuvent varier d'une année à l'autre et contribuent aux différentes sources qui forment ces eaux plus profondes sur les plateaux continentaux.

La figure 4.3-1 illustre les anomalies normalisées des inventaires de nitrates profonds.

- Deux des plus faibles niveaux de nitrates profonds jamais enregistrés ont été atteints en 2017 et en 2018, et des niveaux inférieurs à la normale ont été relevés dans la plupart

des régions de la zone atlantique. En 2019 et en 2020, les nitrates profonds ont remonté à des niveaux proches de la normale, grâce aux augmentations dans le golfe du Saint-Laurent et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

- Dans le golfe du Saint-Laurent, les niveaux de nitrates profonds étaient généralement inférieurs à la normale en 2017 et en 2018 et supérieurs à la normale en 2019 et en 2020.
 - Sur le plateau néo-écossais, les niveaux de nitrates profonds étaient essentiellement inférieurs à la normale de 2016 à 2020.
 - Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les niveaux de nitrates profonds, inférieurs à la normale en 2018, sont remontés largement au-dessus de la normale en 2019 et en 2020.
- Depuis 1999, les inventaires de nitrates profonds étaient très variables d'une année à l'autre à l'échelle des zones et des régions. Par exemple, les stocks de nitrates profonds sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador étaient principalement supérieurs à la normale de 1999 à 2008, et surtout inférieurs à la normale de 2009 à 2015. Les conditions dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais ont indiqué des variations plus fréquentes, mais modérées, durant ces périodes.

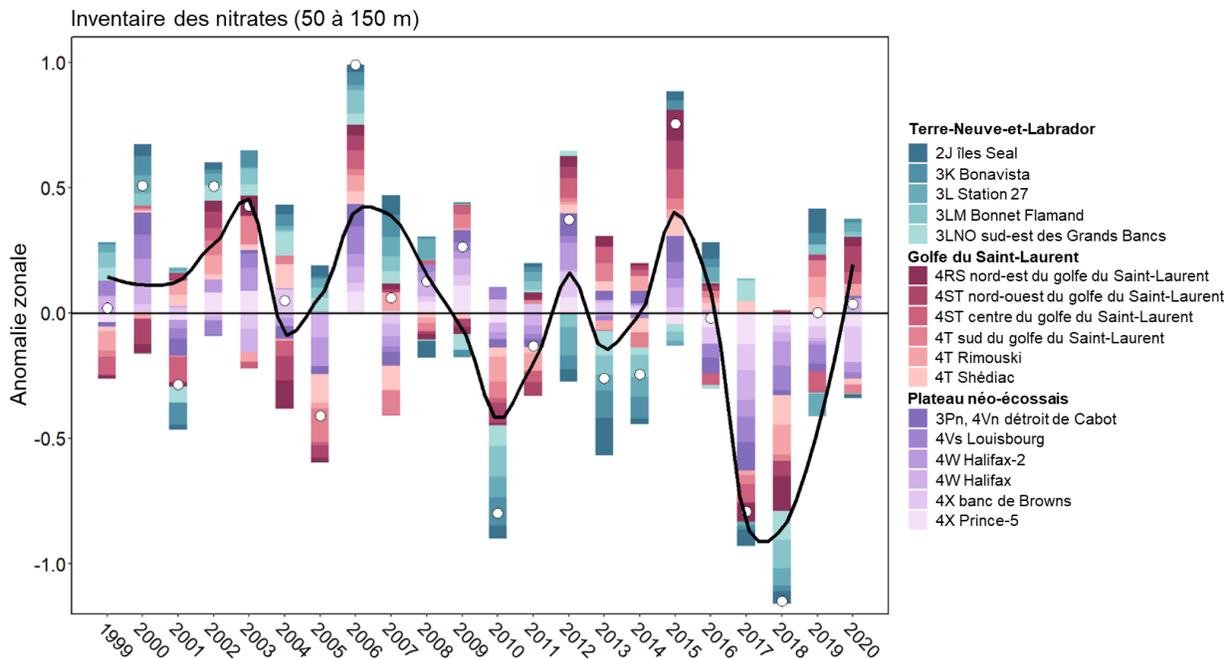


Figure 4.3-1. Anomalies normalisées de l'inventaire des nitrates profonds (nitrates et nitrites combinés) dans la partie inférieure de la colonne d'eau (50 à 150 m ou au fond si la colonne d'eau est moins profonde) pour différents transects océanographiques et stations fixes du PMZA entre 1999 et 2020. Les barres de couleur indiquent la contribution relative de chaque transect ou station à l'anomalie zonale moyenne (cercles ouverts). La ligne noire (régression de loess) indique la tendance temporelle globale. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 4.3.

4.3.2 Phytoplancton

Le phytoplancton comprend les bactéries photosynthétiques et les algues, la chlorophylle *a* étant le principal pigment utilisé dans la photosynthèse. De ce fait, la concentration de chlorophylle *a* dans l'eau de mer est un indicateur de la biomasse du phytoplancton *in situ*. Le phytoplancton est généralement présent dans la partie supérieure de la colonne d'eau où la lumière est suffisamment disponible (c'est-à-dire la zone euphotique) pour soutenir la photosynthèse.

Dans l'Atlantique Nord-Ouest, le phytoplancton prolifère dans des conditions favorables de température, de disponibilité de la lumière et d'approvisionnement en éléments nutritifs. La prolifération printanière est une période de production intense près de la surface de l'océan pendant laquelle la biomasse du phytoplancton et l'abondance des grosses espèces de phytoplancton atteignent des niveaux maximaux avant de diminuer en raison de la limitation des éléments nutritifs et du broutage par le zooplancton. Les caractéristiques de la prolifération printanière (moment, durée, amplitude et ampleur) fournissent des renseignements importants sur les variations régionales de la productivité potentielle des écosystèmes et sont liées à la productivité des organismes qui dépendent des niveaux trophiques inférieurs puisqu'elles peuvent influencer le moment et l'intensité du cycle de production secondaire par le zooplancton.

L'inventaire de la chlorophylle *a* des eaux de surface, qui représente la quantité de chlorophylle *a* contenue dans la zone euphotique à des profondeurs de 0 à 100 m, est un indicateur de la biomasse totale du phytoplancton. En plus de l'échantillonnage *in situ*, la concentration de chlorophylle *a* près de la surface peut être estimée à partir des observations de la couleur de l'océan mesurées par télédétection par satellite. Ces mesures permettent de suivre à grande échelle le cycle saisonnier du phytoplancton océanique et les caractéristiques phénologiques de la prolifération printanière de phytoplancton.

L'inventaire de la chlorophylle *a* des eaux de surface et les caractéristiques de la prolifération printanière sont présentés ici pour évaluer l'état de la biomasse et de l'abondance du phytoplancton. L'ampleur de la prolifération printanière est un indicateur de la production totale de phytoplancton pendant la période de l'année où l'abondance du phytoplancton est la plus élevée. La figure 4.3-2 montre les anomalies de l'inventaire de la chlorophylle *a* et la figure 4.3-3 illustre les anomalies du début, de la durée et de l'ampleur de la prolifération printanière de phytoplancton dans la zone atlantique.

- Dans l'ensemble de la zone atlantique, l'inventaire moyen de la chlorophylle *a* par zone a augmenté par rapport aux deuxièmes niveaux les plus bas enregistrés en 2016, passant de 2017 à 2020 à des conditions proches de la normale et supérieures à celle-ci.
 - En 2016, les inventaires de chlorophylle *a* étaient inférieurs à la normale pour toutes les régions du plateau néo-écossais et des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, mais ils variaient spatialement à l'intérieur du golfe du Saint-Laurent.
 - Depuis 2017, les inventaires de la chlorophylle *a* étaient proches de la normale ou au-dessus à la fois dans le golfe du Saint-Laurent et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, tout en demeurant proches de la normale ou en dessous sur le plateau néo-écossais.
- Le début et la durée de la prolifération printanière de phytoplancton sont demeurés relativement stables depuis 2017, après une période de grande variabilité de 2003 à 2016. Le début a lieu près de la normale ou plus tard, et la durée est proche de la normale ou plus longue.

- L'ampleur de la prolifération printanière de phytoplancton était principalement inférieure à la normale de 2012 à 2017, a atteint des niveaux records en 2018 et en 2019 avant de retomber à des niveaux proches de la normale en 2020.

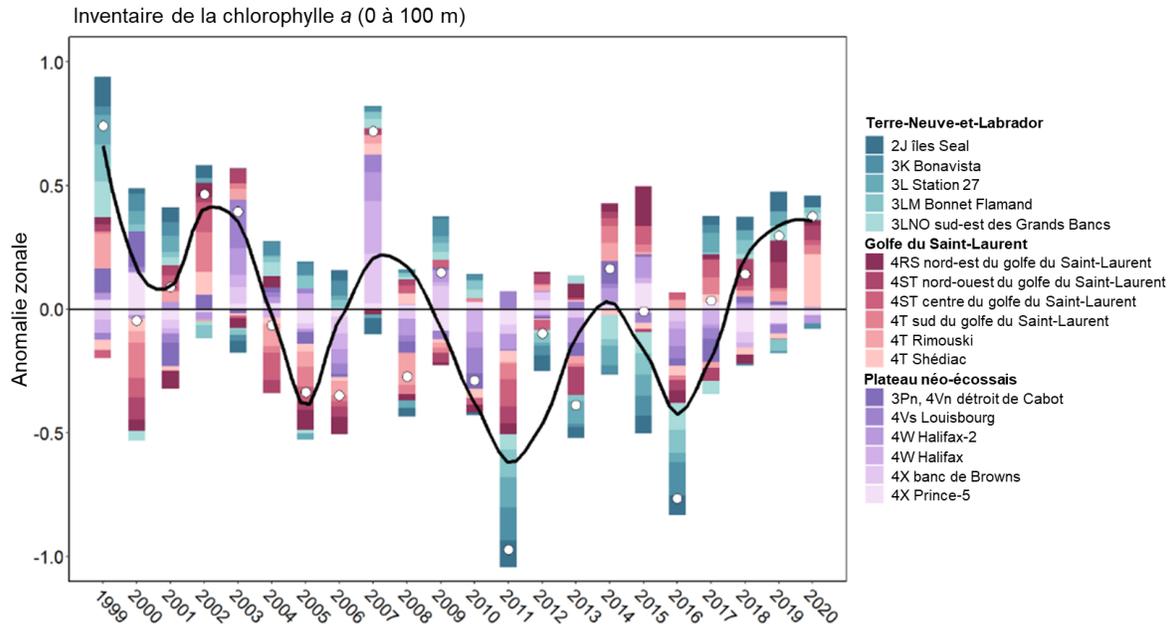


Figure 4.3-2. Anomalies normalisées de l'inventaire de la chlorophylle a (représentant la biomasse du phytoplancton) dans la partie supérieure de la colonne d'eau (de 0 à 100 m ou au fond si la colonne d'eau est moins profonde) pour différentes sections océanographiques et stations fixes du PMZA entre 1999 et 2020. Les barres de couleur indiquent la contribution relative de chaque section ou station à l'anomalie zonale moyenne (cercles ouverts). La ligne noire (régression de loess) indique la tendance temporelle globale. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 4.3.

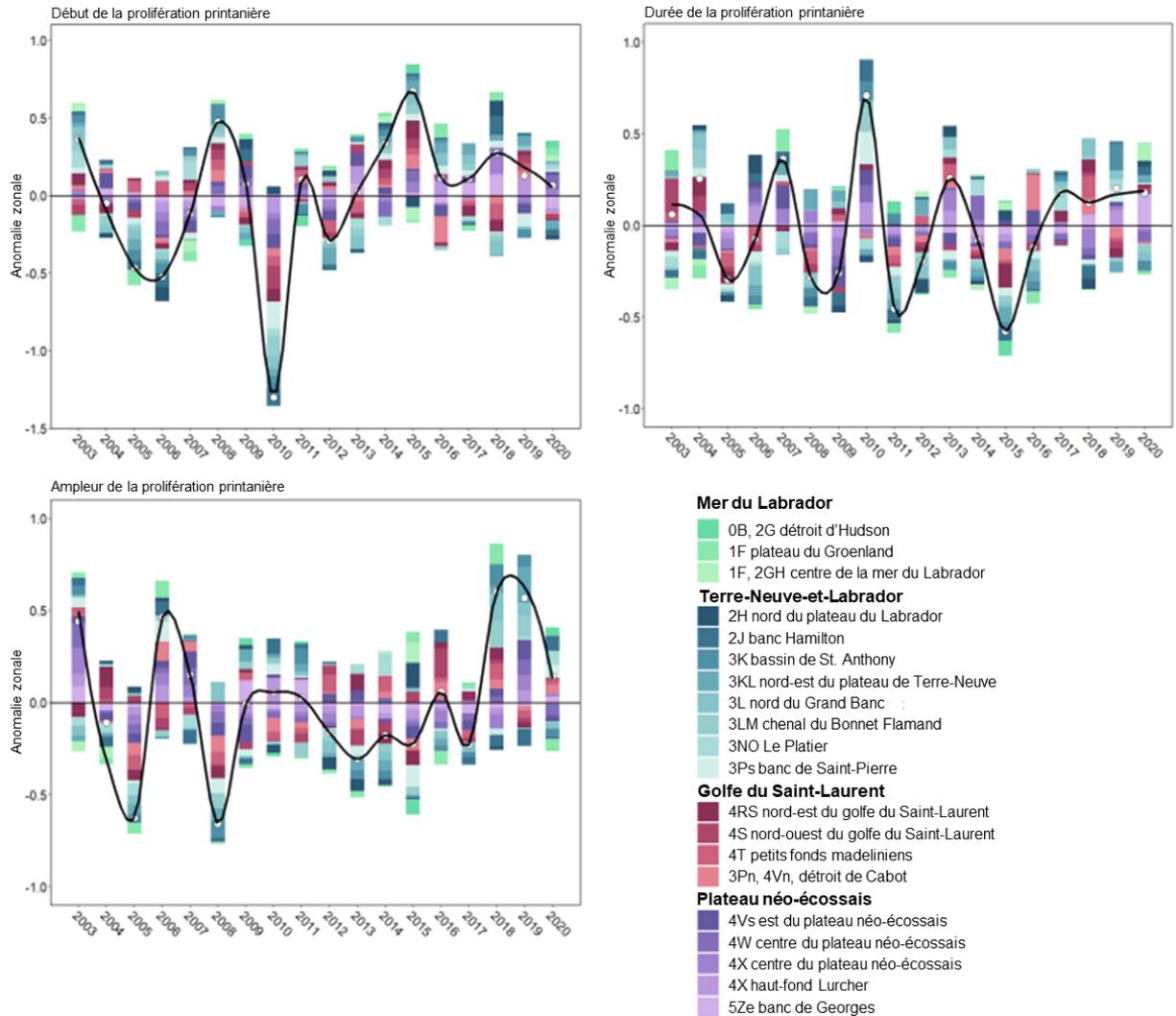


Figure 4.3-3. Anomalies normalisées du début (en haut à gauche), de la durée (en haut à droite) et de l'ampleur (en bas à gauche) de la prolifération printanière de phytoplancton (dérivées des observations de la couleur de l'océan par télédétection) pour différentes sous-régions statistiques de l'Atlantique canadien de 2003 à 2020. Les barres de couleur indiquent la contribution relative de chaque sous-région à l'anomalie zonale moyenne (cercles ouverts). La ligne noire (régression de loess) indique la tendance temporelle globale. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 4.3.

4.3.3 Zooplancton

Le zooplancton comprend une grande variété de petits animaux qui dérivent dans la colonne d'eau selon les courants océaniques. Il est recueilli par des filets verticaux qui s'étendent généralement de près du fond jusqu'à la surface de la colonne d'eau. Les échantillons recueillis dans des filets fournissent donc des indices de l'abondance globale, de la biomasse et de la diversité de la communauté zooplanctonique. Les méthodes de suivi du zooplancton côtier sont abordées à la section 11.5.2, *Innovations scientifiques pour mieux comprendre les écosystèmes*. Les copépodes sont les organismes de zooplancton les plus abondants dans l'Atlantique Nord-Ouest. *Calanus finmarchicus* est une espèce de grand copépode riche en énergie, largement répartie dans l'Atlantique Nord-Ouest. En raison de sa grande taille et de sa

forte teneur en énergie, *C. finmarchicus* contribue beaucoup à la biomasse totale du zooplancton et est une source importante de nourriture pour les poissons pélagiques, les invertébrés, les baleines et certains oiseaux de mer. Bien que moins riches en énergie, les copépodes *Pseudocalanus* spp. sont également une source importante de nourriture pour le zooplancton de plus grande taille et les premiers stades du cycle de vie de certaines espèces de poissons. Ils sont également représentatifs des petits taxons de copépodes qui dominent numériquement les assemblages de zooplancton. Les espèces de zooplancton autres que les copépodes sont moins abondantes que les copépodes et comprennent le krill, les amphipodes, les chétognathes (vers sagittaires), les espèces gélatineuses et les stades larvaires des invertébrés benthiques.

On utilise ici la biomasse et l'abondance totale du zooplancton (réparti en copépodes et autres que les copépodes), ainsi que l'abondance des principaux taxons de copépodes, *C. finmarchicus* et *Pseudocalanus* spp., pour évaluer l'état global de la communauté zooplanctonique (figure 4.3-4). La biomasse du zooplancton et l'abondance de *C. finmarchicus* suivent des patrons semblables de répartition temporelle et spatiale, puisque le grand copépode *C. finmarchicus* constitue une fraction importante de la biomasse du zooplancton. Il existe des éléments probants de changements importants et cohérents dans la communauté zooplanctonique depuis 1999. En particulier, la période de 2010 à 2012 semble déterminante pour distinguer les changements qui surviennent dans l'abondance de *C. finmarchicus* (d'un niveau plus élevé à un niveau plus bas que la normale) et des espèces autres que des copépodes (d'un niveau plus bas à un niveau plus élevé que la normale).

- Dans l'ensemble de la zone atlantique, l'abondance de *C. finmarchicus* a remonté par rapport au creux record de 2015, qui a suivi un déclin constant depuis le début des années 2000. En 2019–2020, l'abondance de *C. finmarchicus* est remontée à des niveaux proches de la normale; toutefois, les augmentations de l'abondance ne se produisent pas au même rythme dans l'ensemble de la zone.
- Les espèces de *Pseudocalanus* spp. ont affiché une tendance à la baisse vers des niveaux proches de la normale dans la zone atlantique de 2016 à 2020, après les niveaux maximaux atteints en 2015.
 - Dans le golfe du Saint-Laurent, l'abondance était principalement proche ou supérieure à la normale depuis 2014, sauf en 2017 et en 2020.
 - Sur le plateau néo-écossais, elle est surtout proche de la normale ou en dessous depuis 2014.
 - Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, l'abondance est essentiellement proche de la normale ou au-dessus depuis 2013.
- L'abondance des espèces autres que les copépodes a culminé en 2015, puis a diminué graduellement, mais est demeurée principalement au-dessus de la moyenne sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et dans le golfe du Saint-Laurent jusqu'en 2020.

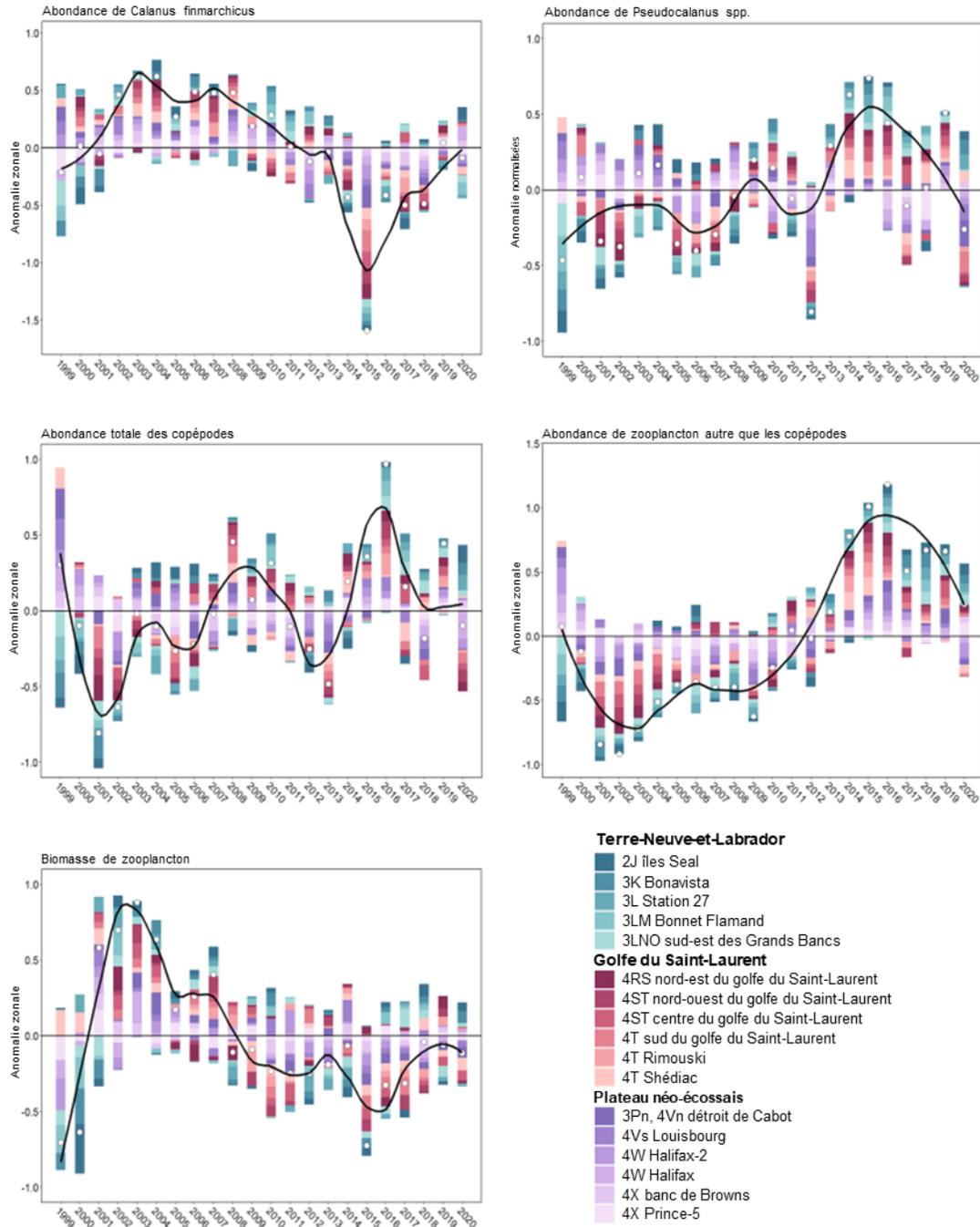


Figure 4.3-4. Anomalies normalisées de l'abondance de *Calanus finmarchicus* (en haut à gauche), de *Pseudocalanus* spp. (en haut à droite), de l'abondance totale des copépodes (au milieu à gauche), de l'abondance totale des espèces autres que les copépodes (au milieu à droite) et de la biomasse du zooplancton (en bas à gauche) dans la colonne d'eau (du fond ou près du fond jusqu'à la surface) pour différentes sous-régions statistiques et stations fixes de l'Atlantique canadien de 1999 à 2020. Les barres de couleur indiquent la contribution relative de chaque section ou station à l'anomalie zonale moyenne (cercles ouverts). La ligne noire (régression de loess) indique la tendance temporelle globale. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 4.3.

4.4 Facteurs de changement

Un réchauffement des conditions océaniques sur les plateaux de l'Atlantique s'était produit bien avant la mise en œuvre du PMZA en 1999. Depuis, et en particulier au cours de la dernière décennie, d'autres hausses de la température de l'eau ont été observées. Les températures de la surface de la mer ont atteint des valeurs records dans l'ensemble de la zone atlantique pendant l'été 2012 et les températures au fond du golfe du Saint-Laurent étaient dans l'ensemble supérieures à la normale dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais depuis 2012 (voir *Température de l'océan* dans la section 2.3.1). Les conditions océaniques plus chaudes, qui dépendent de l'échange de chaleur local et des changements de la circulation à l'échelle du bassin atlantique (Chen *et al.* 2015; Gonçalves Neto *et al.* 2021) sont associées à des tendances pluriannuelles de la composition des communautés de phytoplancton et de zooplancton et à des déclinés de l'abondance de *C. finmarchicus* (voir *Interactions prédateurs et proies* dans la section 11.4.1).

En général, des changements importants des régimes de productivité à partir des niveaux trophiques inférieurs semblent avoir eu lieu au cours des dernières années. La diminution globale des inventaires des éléments nutritifs et de la chlorophylle *a* et de la biomasse du zooplancton peut indiquer une baisse de la production écosystémique potentielle par rapport à la décennie précédente. Malgré les éléments probants indiquant que le passage de la structure de la communauté zooplanctonique des grands copépodes riches en lipides à des taxons plus petits s'est atténué à la fin des années 2010, l'abondance plus élevée que la normale de petits copépodes et d'espèces autres que des copépodes des dernières années peut indiquer des changements dans l'efficacité du transfert des producteurs primaires aux niveaux trophiques supérieurs. D'autres changements du forçage atmosphérique au-dessus des mers du plateau de l'Atlantique Nord-Ouest peuvent avoir des impacts sur la composition et la production des niveaux trophiques, qui se répercutent sur la disponibilité des proies aux niveaux trophiques supérieurs, notamment les poissons pélagiques, les invertébrés, les baleines et les oiseaux de mer.

4.5 Lacunes dans la recherche et incertitudes

Les estimations de l'abondance totale du phytoplancton et du zooplancton sont très incertaines. Cette incertitude est attribuable en partie au cycle de vie des animaux, à leur répartition inégale dans l'espace et à la couverture limitée de la région par le programme de suivi.

Les variables océanographiques chimiques (éléments nutritifs) sont mesurées efficacement parce qu'elles présentent des propriétés relativement conservatrices qui sont peu susceptibles de changer rapidement, que ce soit dans l'espace ou d'une année à l'autre. De plus, ces variables sont mesurées avec un bon degré de précision. La seule exception se trouve dans les eaux de surface, où des changements rapides dans l'abondance du phytoplancton – particulièrement pendant la prolifération printanière – peuvent causer un épuisement rapide des éléments nutritifs.

La plus grande source d'incertitude réside dans nos estimations de l'abondance du phytoplancton à partir des observations *in situ* en raison des difficultés à déterminer les variations interannuelles du moment, de l'ampleur et de la durée de la prolifération printanière du phytoplancton. L'abondance du phytoplancton peut changer rapidement sur des échelles de temps allant de quelques jours à quelques semaines. Il se peut que le phytoplancton printanier et d'autres variables importantes ne soient pas échantillonnés adéquatement parce que l'échantillonnage océanographique est limité dans le temps ou la couverture est parfois incomplète en raison de la non-disponibilité des navires ou des conditions météorologiques. En

particulier, l'accès aux stations d'échantillonnage à haute fréquence pendant l'hiver et au début du printemps est souvent limité, et des événements importants du cycle saisonnier sont alors omis (p. ex. le début de la prolifération printanière du phytoplancton). La réduction des calendriers des navires dans les régions a également limité le nombre d'observations complètes à certains endroits. De plus, les variations du moment de la prolifération printanière du phytoplancton dans une région par rapport aux relevés océanographiques printaniers peuvent restreindre notre capacité à déterminer les variations interannuelles de l'abondance maximale du phytoplancton.

Nous sommes plus en mesure de décrire les variations interannuelles de l'abondance des espèces dominantes de zooplancton parce que leur cycle saisonnier se produit sur des échelles de temps de quelques semaines ou de quelques mois du fait de leurs durées de production plus longues que celles du phytoplancton. Cependant, la répartition spatiale du zooplancton varie davantage. Bien que les variations interannuelles de l'abondance des groupes dominants (p. ex. les copépodes) puissent être évaluées adéquatement, il n'est pas possible actuellement d'estimer de façon fiable les variations de l'abondance des espèces rares, éparpillées ou éphémères.

4.6 Notes techniques

Le changement de la période de référence de 1999–2015 à 1999–2020 pour le calcul de la climatologie des indices biogéochimiques améliore la stabilité et réduit généralement l'amplitude des anomalies. Par exemple, le changement dans la communauté de zooplancton observé depuis 2014, caractérisé par une plus faible abondance du copépode *C. finmarchicus*, un grand copépode riche en énergie, et une plus grande abondance de petits copépodes et d'espèces autres que les copépodes, est actuellement pleinement intégré dans la période climatologique. Les anomalies très importantes signalées pour ces dernières années semble quelque peu diminuées à l'aide de la nouvelle climatologie, et les anomalies plus proches de la normale et variables indiquées pour la période qui a précédé le changement dans la communauté passe maintenant au-dessus ou au-dessous de la normale.

Les indices des inventaires des nitrates et de la chlorophylle *a* et de l'abondance et de la biomasse du zooplancton sont tirés des observations recueillies *in situ* dans le cadre du PMZA entre 1999 et 2020. Les caractéristiques de la prolifération printanière de phytoplancton (le début, la durée et l'ampleur) sont dérivées des observations composites quotidiennes de la chlorophylle *a* de surface obtenues au moyen du spectroradiomètre d'imagerie à résolution modérée (MODIS-Aqua) de 2003 à 2020. Les détails du protocole d'échantillonnage *in situ*, de l'analyse des données et des observations complètes sont résumés dans les rapports produits chaque année dans chaque région de la zone atlantique (p. ex. Blais *et al.* 2021 pour le golfe de Saint-Laurent; Casault *et al.* 2022 pour le plateau néo-écossais; et Maillet *et al.* 2019 pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador). Les principaux indices des éléments nutritifs et des niveaux trophiques inférieurs sont également résumés chaque année dans un avis scientifique par zone (MPO 2022).

Pour chaque indice, la hauteur des barres verticales représente la contribution de chaque sous-région/section/station à l'anomalie zonale moyenne, qui est indiquée par des cercles ouverts. La ligne noire est une régression de loess (estimation locale du lissage de nuage de points) et représente la tendance principale plus lisse pour chaque série chronologique.

4.7 Références

- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devine, L. et Lehoux, C. 2021. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/002: iv + 68 p.
- Casault, B., Johnson, C., Devred, E., Head, E., Beazley, L., et Spry, J. 2022. Conditions océanographiques optiques, chimiques et biologiques sur le plateau néo-écossais et dans l'est du golfe du Maine en 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/018: v + 86 p.
- Chen, K., Gawarkiewicz, G., Kwon, Y.-O., et Zhang, W.G. 2015. The role of atmospheric forcing versus ocean advection during the extreme warming of the Northeast U.S. continental shelf in 2012. *J. Geophys. Res: Oceans*. 120: 4324–4339.
- Gonçalves Neto, A., Langan, J.A., et Palter, J.B. 2021. Changes in the Gulf Stream preceded rapid warming of the Northwest Atlantic shelf. *Commun. Earth Environ.* 2: 74.
- Maillet, G., Bélanger, D., Doyle, G., Robar, A., Fraser, S., Higdon, J., Ramsay, D., et Pepin, P. 2019. Conditions optiques, chimiques et biologiques de l'océan sur le plateau de Terre-Neuve-et-Labrador au cours de 2016-2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/055: ix + 40 p.
- MPO. 2022. Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022. 2022/025.

5. MACROPHYTES MARINS

Jeffrey Barrell¹, Robert Gregory², Kira A. Krumhansl³, Grace Murphy³, John O'Brien³, Melisa C. Wong³

¹ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

² Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

5.1 Messages clés

- Les macrophytes marins des eaux canadiennes de l'Atlantique sont très diversifiés. Bien que plus de 300 espèces soient présentes, leur biomasse est dominée par moins d'une douzaine d'espèces. Des pêches notables ont été mises en place pour récolter un certain nombre d'espèces abondantes, mais il reste de nombreuses inconnues quant à l'état ou aux tendances de la plupart des espèces de macrophytes dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique.
- Les macrophytes sont probablement largement répandus dans toute la région, mais relativement peu d'observations sur le terrain sont disponibles. Par exemple, on manque particulièrement de données sur la zostère dans les eaux côtières du Labrador et les données les plus exhaustives sur le varech sont disponibles pour les eaux côtières de l'Atlantique au large de la Nouvelle-Écosse.
- L'étendue et la couverture végétale de la majorité (69 %) des herbiers de zostère pour lesquels on dispose de données sur l'état et les tendances, sont stables ou en augmentation, et en déclin dans 31 % d'entre eux. Toutefois, ces conclusions sont fondées sur relativement peu de données. La majorité des herbiers connus comme étant en déclin se trouvent dans les eaux côtières de l'Atlantique au large de la Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Saint-Laurent.
- La perte de zostère dans le golfe du Saint-Laurent a été reliée à la charge en éléments nutritifs. D'autres facteurs de stress importants dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique sont la construction côtière, les espèces envahissantes, le ruissellement terrestre et les effets des changements climatiques (p. ex. réchauffement, davantage de tempêtes).
- Les peuplements de varech dans les eaux de l'Atlantique situées le long de la côte de la Nouvelle-Écosse ont diminué en abondance de 80 à 90 % depuis les années 1950. Dans le golfe du Saint-Laurent, ils sont demeurés stables et peu abondants depuis les années 1980 en raison du broutage intensif par les oursins. La tendance historique du varech dans toutes les autres régions des eaux canadiennes de l'Atlantique n'est pas bien connue.
- La perte de varech en Nouvelle-Écosse a été reliée au réchauffement des températures, aux espèces envahissantes et aux interactions concurrentielles avec d'autres macroalgues. Le broutage par les oursins est également un facteur dominant de la variabilité spatiale et temporelle du varech à Terre-Neuve et dans le golfe du Saint-Laurent, bien que l'étendue actuelle des impacts soit inconnue.

5.2 Contexte

Les habitats marins végétalisés des eaux canadiennes de l'Atlantique comprennent ces communautés d'algues, de marais salés et d'herbiers marins. Les macrophytes marins des

eaux canadiennes de l'Atlantique forment un groupe très diversifié, représentant plus de 300 espèces (Chopin et Ugarte 2006), bien que la majeure partie de la biomasse soit constituée par moins d'une douzaine d'espèces (Bundy *et al.* 2014, annexe 1).

Les macrophytes existent dans un large éventail d'habitats, des eaux saumâtres très abritées à des côtes exposées à l'eau salée et aux vagues, des sédiments mous aux substrats rocheux. L'abondance (biomasse) et la configuration spatiale des macrophytes sont contrôlées par la quantité d'espace disponible sur le substrat offrant des conditions physiques appropriées (p. ex. température, salinité, exposition aux vagues, heures de dessiccation à marée basse, lumière disponible, couverture de glace). Le gradient le plus fort dans les conditions environnementales est la profondeur de l'eau, ce qui donne une répartition de la rive allant des niveaux de marée les plus élevés jusqu'à des profondeurs infratidales d'environ 30 m (Novaczek et McLachlan 1989). L'érosion par la glace, en particulier le long des rives nord du golfe du Saint-Laurent et de Terre-Neuve, peut retirer partiellement ou complètement les macrophytes en hiver, se traduisant par une végétation fragmentée (Johnson *et al.* 2019).

Les macrophytes fournissent de grands services écosystémiques (p. ex. stockage du carbone, cycle des éléments nutritifs) et sont importants pour les réseaux trophiques dominés par les herbivores et les détritivores (MPO 2009; Krumhansl et Scheibling 2012; Wong 2018). Les macrophytes créent également un habitat pour d'autres algues (p. ex. épiphytes), des invertébrés et des poissons, offrant des sites de fixation, une protection contre les prédateurs ou une zone tampon contre les conditions environnementales extrêmes courantes dans la zone intertidale (Johnson et Scheibling 1987). Beaucoup de ces espèces d'invertébrés et de poissons ont une valeur commerciale directe ou sont des espèces fourragères pour d'autres stocks ciblés par la pêche commerciale (Vandermeulen 2013; Wong *et al.* 2016). Voir une analyse plus approfondie du rôle des macrophytes en tant qu'habitat biogène dans section 11.3.1 *Habitat*.

5.3 État et tendances

L'état et les tendances de deux groupes d'espèces de macrophytes marins importants sur le plan écologique (herbiers marins et varech), sur lesquels des recherches plus poussées ont été réalisées dans la dernière décennie, sont présentés pour les eaux canadiennes de l'Atlantique pour le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1.

Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, il n'y a pas de relevés annuels normalisés pour suivre l'abondance et la répartition des macrophytes marins à l'échelle régionale. Les données représentant l'état et les tendances de la zostère (*Zostera marina*) et du varech proviennent de diverses études menées à de nombreuses fins, allant d'études à l'échelle fine de la physiologie végétale à des initiatives de cartographie à l'échelle biorégionale. Les données spatiales peuvent être recueillies au moyen de nombreuses méthodes, y compris l'observation directe par plongée en apnée, plongée autonome ou caméra lestée, ainsi que par télédétection (p. ex. satellite, sonar). Pour les communautés de zostère, l'échelle spatiale de l'observation influe fortement sur la détection et la création des cartes; les différences fondamentales entre les différentes sources de données de télédétection compliquent la comparabilité et l'évaluation des tendances. Chaque approche a ses forces et ses faiblesses en fonction des caractéristiques des herbiers de zostère et du contexte environnemental, et il peut être intéressant d'utiliser plusieurs méthodes (Barrell *et al.* 2015). Les technologies de télédétection ne sont pas aussi faciles à appliquer aux peuplements de varech infratidaux en raison de la répartition plus grande en profondeur (Cavanagh *et al.* 2021). Ainsi, le suivi du varech repose principalement sur des méthodes d'observation directe.

Les données sur la zostère incluses dans la carte de répartition (figure 5.3-1) ont été recueillies par divers chercheurs à l'aide d'images satellites, de LiDAR, de sonars benthiques, de vidéos, d'images de drones et d'observations sur le terrain. Ces techniques sont encore utilisées pour localiser et cartographier les herbiers de zostère dans les eaux canadiennes de l'Atlantique (p. ex. Aarts *et al.* 2020; Forsey *et al.* 2020, Wilson *et al.* 2020). Il est à noter que les compilations ne comprenaient souvent que la présence de zostère, de sorte que les absences à la figure 5.3-1 indiquent le manque d'observations et pas nécessairement l'absence de zostère.

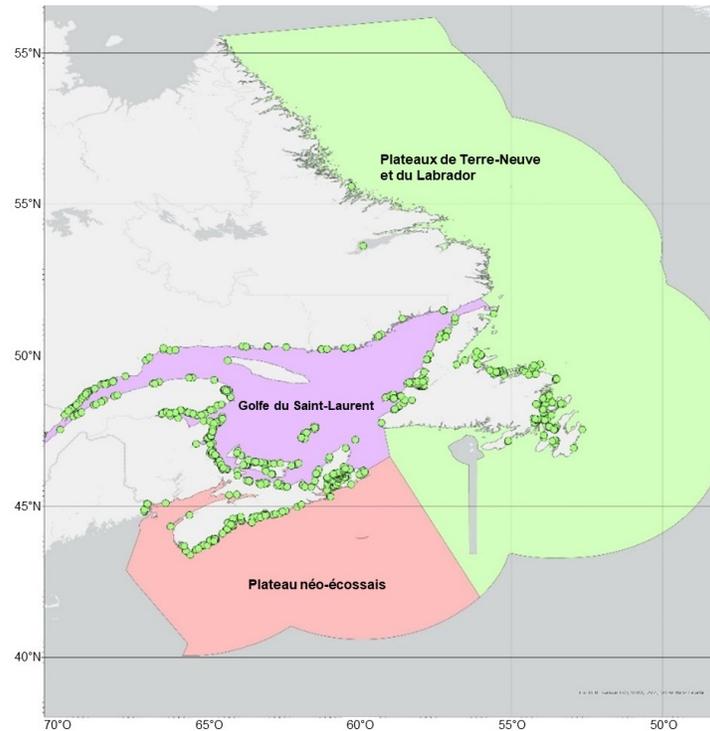


Figure 5.3-1. Répartition de la zostère dans les trois biorégions marines des eaux canadiennes de l'Atlantique. Les cercles verts représentent les emplacements des études publiées ou des inventaires où des herbiers de zostère ont été observés. Il convient de noter que les études ne portaient souvent que sur la présence de zostère, de sorte que les absences indiquent un manque d'observation, pas nécessairement l'absence de zostère. Adapté de Murphy *et al.* (2021).

L'emplacement des études récemment publiées (depuis 2016) évaluant l'état et les tendances des peuplements de varech et des principales espèces en interaction dans les eaux canadiennes de l'Atlantique est indiqué à la figure 5.3-2. Les chercheurs ont utilisé diverses méthodes de collecte de données, y compris des relevés par caméra lestée, des observations et des expériences sur le terrain fondées sur la plongée autonome, des collecteurs de fixation, des relevés par transect intertidaux et des méthodes de télédétection par satellite.

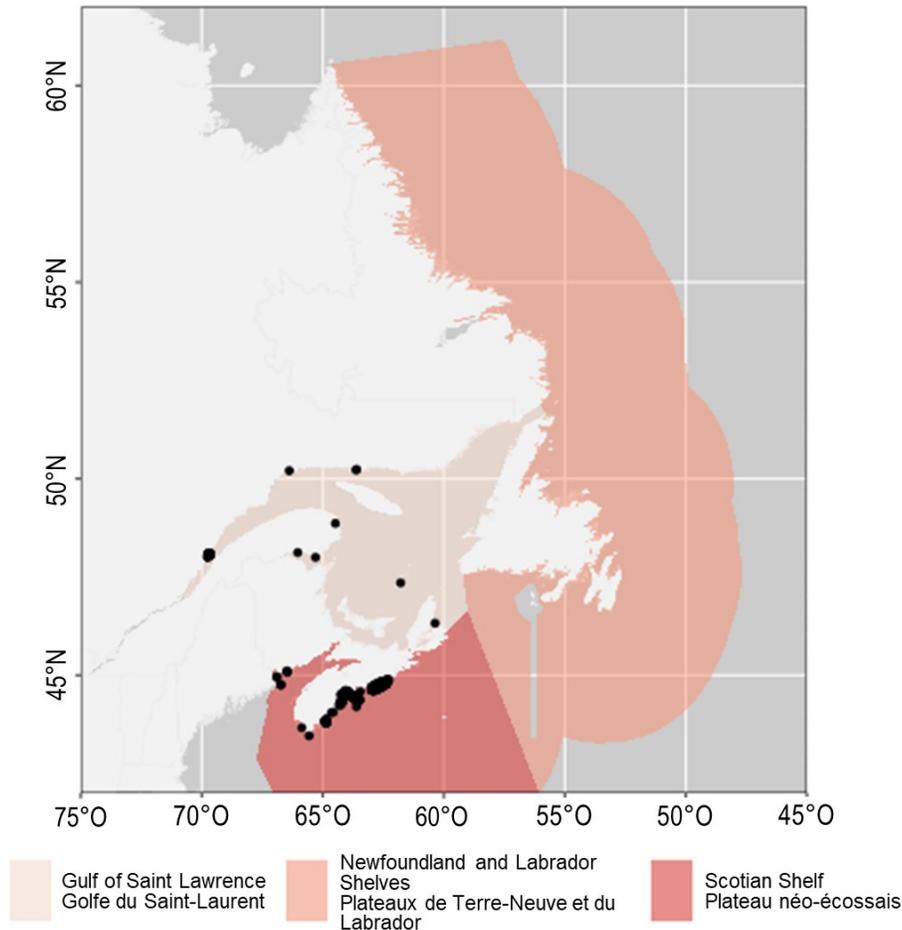


Figure 5.3-2. Répartition des nouveaux efforts de collecte de données sur les écosystèmes de varech dans trois biorégions des eaux canadiennes de l'Atlantique à partir d'études examinées par des pairs publiées de 2016 à 2022.

5.3.1 Plantes marines

Les herbiers marins sont des plantes marines à fleurs qui forment des prairies (lits) structurellement complexes dans les zones côtières de sédiments meubles. L'espèce d'herbiers marins la plus courante dans les eaux canadiennes de l'Atlantique est la zostère; outre la zostère, la seule autre espèce d'herbiers marins de la région est la ruppie maritime (*Ruppia maritima*), qui pousse habituellement dans des zones saumâtres plutôt que dans des zones pleinement salines.

La zostère est largement répartie dans les baies côtières et les estuaires des eaux canadiennes de l'Atlantique, principalement dans les zones infratidales peu profondes et parfois dans les régions intertidales (ECCC 2020; Murphy *et al.* 2021). Plus précisément, on a observé la zostère dans le nord du golfe du Saint-Laurent, le sud du golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais, mais moins fréquemment dans la baie de Fundy, probablement parce que l'amplitude extrême des marées et les charges sédimentaires élevées limitent son établissement. À Terre-Neuve, on a trouvé des herbiers de zostère sur la plupart des côtes, mais peu d'observations sont disponibles pour le Labrador et les côtes sud. Des observations pluriannuelles de la présence de zostère étaient disponibles pour 36 herbiers dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, ce qui a permis d'analyser les tendances temporelles de la densité

des pousses, de la couverture, de la biomasse ou de l'étendue des herbiers (figure 5.3-3, Murphy *et al.* 2021). Cependant, relativement peu d'ensembles de données à long terme (plus de 3 ans) sont inclus, et il faut donc interpréter les résultats avec prudence.

- Soixante-neuf pour cent des herbiers de zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique étaient stables ou en croissance alors que le nombre de plantes ou l'étendue de l'herbier diminuaient dans 31 % des cas.
 - Dans le golfe du Saint-Laurent, plus de la moitié des herbiers diminuaient.
 - Sur le plateau néo-écossais, la moitié des herbiers était stable et l'autre moitié était en baisse.
 - Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, la plupart des herbiers étaient stables ou en hausse, sauf dans la baie Placentia, sur la côte sud, où des déclin ont été observés (Matheson *et al.* 2016).

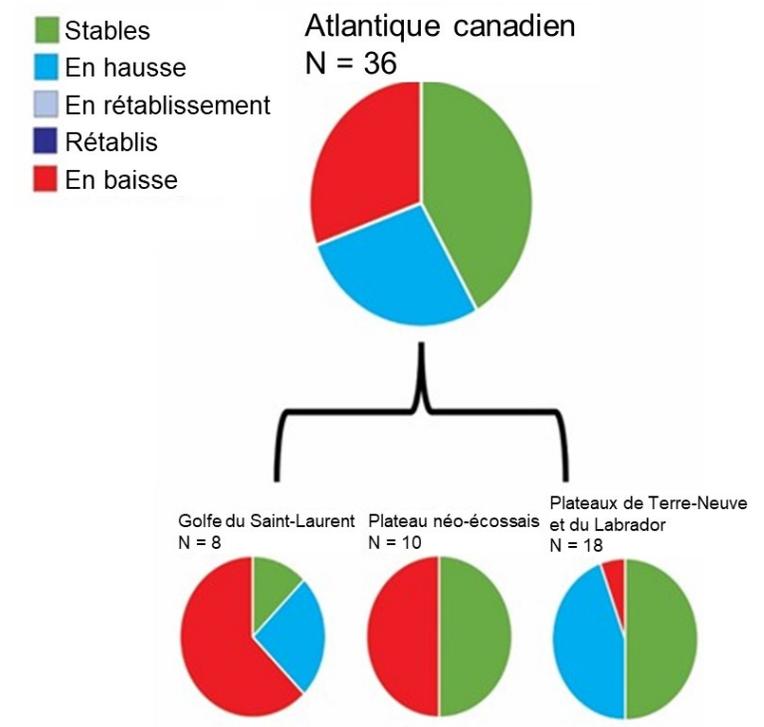


Figure 5.3-3. Tendances temporelles des herbiers de zostère (d'après la biomasse, l'étendue, la couverture ou la densité des pousses) dans les trois biorégions marines des eaux canadiennes de l'Atlantique. Les variables mesurées au cours des deux à dix années précédentes étaient en baisse, stables (dans la gamme prévue de variation naturelle) ou en hausse. Adapté de Murphy *et al.* (2021).

5.3.2 Algues

Les algues brunes, vertes et rouges occupent divers habitats littoraux dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique. Le varech, de grandes algues brunes de l'ordre des Laminariales, crée un habitat en offrant une structure tridimensionnelle de paysage marin et constitue le groupe dominant et le plus étudié. Les algues courtes qui tapissent le fond, un

mélange d'algues vertes, brunes et rouges, plus petites et à croissance rapide, est également présent dans le sous-étage des peuplements de varech et sous forme de communautés aux endroits où le varech est absent ou peu abondant. Ces tapis d'algues dominent maintenant dans de nombreuses régions où des forêts de varech ou des zones dénudées peuplées par les oursins existaient avant 2014 (Filbee-Dexter *et al.* 2016). L'algue brune envahissante *Fucus serratus*, introduite dans l'est du Canada au XIX^e siècle (Edelstein *et al.* 1973), est également devenue un macrophyte dominant dans de vastes étendues de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, en particulier le long de la côte sud-ouest (Garbary *et al.* 2021).

La forte abondance de trois espèces de macroalgues, la mousse d'Irlande (*Chondrus crispus*), l'ascophylle noueuse (*Ascophyllum nodosum*) et la main-de-mer palmée (*Palmaria palmata*), a entraîné le développement de récoltes importantes, particulièrement en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard (Chopin et Ugarte 2006; MPO 2013).

Une étude des assemblages d'algues à 51 sites sur la côte de l'Atlantique, du sud du Labrador au cap Elizabeth, dans le Maine, a révélé deux sous-régions distinctes (subarctique et boréale) fondées sur la composition des espèces et le climat marin (Adey et Hayek 2011). Les assemblages d'algues subarctiques s'étendent du sud du Labrador jusqu'au nord du golfe du Saint-Laurent et sont principalement composés d'espèces adaptées au froid, tandis que les communautés de la sous-région boréale se trouvent en Nouvelle-Écosse et sont presque entièrement composées d'espèces tolérantes aux eaux chaudes (Adey et Hayek 2011). En raison de ces différences biogéographiques, l'état, les tendances et les facteurs de changement varient d'une sous-région à l'autre.

On compte cinq espèces dominantes de varech dans les eaux canadiennes de l'Atlantique : *Saccharina latissima*, *Laminaria digitata*, *Hedophyllum nigripes*, *Alaria esculenta* et *Agarum clathratum* (McDevit et Saunders 2010; Merzouk et Johnson 2011; Longtin et Saunders 2016). La répartition du varech dans cette région est déterminée par les tendances spatiales des conditions environnementales, y compris la disponibilité du substrat, l'exposition aux vagues, la température, les éléments nutritifs et la lumière (Wilson *et al.* 2019). La température de l'eau a des effets physiologiques directs sur le varech en faisant varier les taux photosynthétiques et métaboliques, les températures élevées (plus de 23 °C) réduisant les taux de croissance, causant la mortalité et limitant le recrutement (Simonson *et al.* 2015). Le varech est surtout présent sur les rivages semi à pleinement exposés aux vagues, et les espèces dominantes varient selon le niveau d'exposition aux vagues. *L. digitata* et *H. nigripes* sont adaptées aux forces des vagues plus élevées et ont tendance à dominer sur les rives exposées aux vagues, tandis que *S. latissima* est prédominante dans les régions où l'exposition aux vagues est plus faible (Longtin et Saunders 2016; Krumhansl et Scheibling 2011). La profondeur détermine également la distribution spatiale dans la répartition du varech du fait des effets sur la lumière et les forces physiques. *A. esculenta*, *L. digitata* et *H. nigripes* sont plus courantes à des profondeurs moins grandes, tandis que *S. latissima* et *A. clathratum* préfèrent une plus grande profondeur. La disponibilité de la lumière fixe la limite inférieure de profondeur de toutes les espèces de varech à environ 30 m.

Par le passé, les oursins étaient surtout des brouteurs dans les écosystèmes infratidaux rocheux de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et ont causé des pertes généralisées de varech sur des centaines de kilomètres de côte (Filbee-Dexter et Scheibling 2014). Des années 1960 au début des années 2000, les zones broutées par les oursins (« déserts à oursins ») alternaient avec un état écosystémique dominé par le varech, provoqué par des épidémies récurrentes qui causaient des mortalités massives des oursins. Vers 2010, les éclosions de maladies chez les oursins ont augmenté en fréquence et en gravité, entraînant la perte presque complète de ce brouteur dans les eaux peu profondes le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (Feehan et Scheibling 2014; Vandermeulen 2018). Les

déserts à oursins ont ainsi disparu de cette partie de la région. Conséquemment, ils demeurent une caractéristique dominante dans le golfe du Saint-Laurent et à Terre-Neuve, se traduisant par une faible abondance du varech et d'autres algues charnues dans les régions où ils se trouvent (Johnson *et al.* 2019; Narvaez 2019).

Golfe du Saint-Laurent et plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

- Les peuplements de varech sont répartis de façon inégale par rapport aux déserts à oursins, qui demeurent une caractéristique dominante sur les côtes rocheuses de ces régions (Blain et Gagnon 2014; Frey et Gagnon 2015, 2016; Johnson *et al.* 2019; Narvaez 2019). Le broutage sur *A. esculenta* et *L. digitata* se produit sur les marges peu profondes et exposées aux vagues des déserts à oursins, et *A. clathratum* occupe des parcelles plus profondes d'espèces résistantes au broutage dans les déserts à oursins (Merzouk et Johnson 2011; St-Pierre et Gagnon 2020). Il n'y a pas eu récemment d'évaluation exhaustive de l'étendue des déserts et des effets du broutage sur l'abondance du varech.
- Dans l'estuaire du Saint-Laurent, la présence de varech (principalement *A. esculenta* et *S. latissima*) a été observée à Batture-aux-Alouettes (MPO 2021).
- Les abondances du varech ne semblaient pas avoir changé de 1978 à 2011 (Merzouk et Johnson 2011; Johnson *et al.* 2019; Narvaez 2019), bien que les données utilisées pour cette évaluation aient été extrêmement rares. Aucune étude récente n'a documenté la répartition et la trajectoire actuelles des écosystèmes des forêts de varech à Terre-Neuve ou dans le golfe du Saint-Laurent.

Plateau néo-écossais

- La biomasse moyenne du varech à trois sites de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse a diminué de 85 à 99 % dans les 4 à 6 dernières décennies (Filbee-Dexter *et al.* 2016).
- La répartition actuelle de *S. latissima*, *L. digitata* et *A. clathratum* est principalement située sur des promontoires rocheux exposés aux vagues et des corniches au large. Dans ce cas, des pertes se sont produites, mais elles sont moins extrêmes (Filbee-Dexter *et al.* 2016; Vandermeulen 2018).
- Dans la zone infratidale, des tapis d'algues courtes (Filbee-Dexter *et al.* 2016) ou le *Fucus serratus* envahissant (Garbary *et al.* 2021) dominant, là où *S. latissima*, *L. digitata* et *A. clathratum* étaient les algues les plus abondantes par le passé (Mann 1972).

5.4 Facteurs de changement

Les facteurs de stress liés aux activités humaines (c.-à-d., récolte, détérioration de la qualité de l'eau, changements climatiques) peuvent modifier considérablement les populations de macrophytes à court et à long termes (Ugarte *et al.* 2009; Sharp *et al.* 2006, Kay *et al.* 2016). Les invasions par diverses espèces au cours des deux derniers siècles ont également modifié la structure de la communauté de macrophytes le long de diverses parties de la côte atlantique du Canada, notamment le bigorneau *Littorina littorea*, le bryozaire *Membranipora membranacea*, le crabe vert européen *Carcinus maenas*, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chapman *et al.* 2002), les algues rouges *Dasysiphonia japonica* (Savoie et Saunders 2013) et *Bonnemaisonia hamifera* (Bird 1980), et l'algue brune *F. serratus* (Garbary *et al.* 2021).

La charge en éléments nutritifs demeure l'une des principales menaces anthropiques pour les herbiers de zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique, en particulier dans le golfe du Saint-Laurent. L'excès d'éléments nutritifs peut provenir de différentes sources, comme le ruissellement terrestre, les dépôts atmosphériques, la pollution industrielle et les exploitations aquacoles de poissons à nageoires. On a observé des diminutions importantes de la couverture de zostère dans les estuaires où une charge élevée en azote (nitrates) a été attribuée au ruissellement agricole (van den Heuvel *et al.* 2019; Coffin *et al.* 2021). Il est nécessaire d'étudier de manière plus approfondie les impacts sur la zostère des activités d'aquaculture de poissons à nageoires, combinés à d'autres facteurs environnementaux – voir une analyse plus détaillée dans *Divers facteurs de stress*, à la section 11.2.3.

Les changements climatiques ont des effets variés sur la zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique. On prévoit que les futures hausses des températures agrandiront l'habitat de la zostère sur la côte des eaux canadiennes de l'Atlantique en élargissant l'aire de répartition vers le nord (Wilson et Lotze 2019). Cependant, des épisodes de températures extrêmes localisés causés par les changements climatiques, comme les vagues de chaleur qui ont été documentées dans des baies et des estuaires des eaux canadiennes de l'Atlantique, ont été associés à une productivité et à une résilience plus faibles de la zostère (Krumhansl *et al.* 2021). Les changements climatiques étendront également l'aire de répartition des espèces envahissantes, dont certaines pousseront sur la zostère ou à proximité (Carman *et al.* 2019). Par exemple, plusieurs herbiers de zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique sont de plus en plus colonisés au cours des dernières années par diverses espèces de tuniciers non indigènes qui menacent la santé de la zostère en se déposant sur les feuilles et en réduisant potentiellement la croissance (Carman *et al.* 2019). Les autres effets potentiels des changements climatiques sur les communautés de macrophytes sont les variations de la fréquence et de l'intensité des tempêtes, la modification de la dynamique des glaces et les changements de la chimie des océans (p. ex. l'acidification).

Des efforts récents ont été déployés pour quantifier et comparer l'étendue des activités humaines à l'intérieur et à proximité des herbiers de zostère dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, tant individuellement (Murphy *et al.* 2019) qu'en utilisant une approche d'effets cumulatifs (Murphy *et al.* 2022). Murphy et ses collaborateurs (2022) ont établi un seuil d'effets cumulatifs pour évaluer le risque posé pour les herbiers de zostère par différentes activités humaines en utilisant des seuils connus pour les périodes où un déclin des herbiers de zostère est probable à certains niveaux d'une activité ou d'un facteur de stress. Lorsque l'on a appliqué ce seuil à 187 herbiers de zostère sur tout le plateau néo-écossais et dans le sud du golfe du Saint-Laurent, 26 % dépassaient le seuil estimé et étaient considérés comme présentant un risque plus élevé de dégradation provoquée par diverses activités humaines. La majorité (88 %) de ces herbiers se trouvaient à l'Île-du-Prince-Édouard; cependant, les auteurs en ont également identifié plusieurs qui dépassaient le seuil des effets cumulatifs au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse.

Les conditions physiques et la structure des herbiers de zostère influencent fortement les communautés fauniques dans les herbiers des eaux canadiennes de l'Atlantique (Thistle *et al.* 2010). La production secondaire et la diversité des invertébrés benthiques (endofaune et épifaune d'au moins 500 µm) sont généralement plus élevées dans les herbiers de zostère que dans les sédiments nus adjacents, en particulier dans les sites frais, profonds et où l'eau est bien renouvelée (Wong 2018; Wong et Dowd 2021). Ces aspects jouent un rôle clé dans les relations entre la biodiversité et les fonctions des écosystèmes dans les zones littorales (Wong et Dowd 2021). La diversité taxinomique des poissons a suivi une tendance semblable, influencée par la hauteur de la canopée de zostère, le carbone organique sédimentaire, l'exposition aux vagues et la taille de l'herbier (Wong et Kay 2019). Les assemblages fauniques

diffèrent également entre les sous-régions des eaux canadiennes de l'Atlantique. Les assemblages de poissons et de grands invertébrés dans les herbiers de zostère du sud du golfe du Saint-Laurent étaient plus semblables que dans ceux du plateau néo-écossais, qui dépendaient de la température de l'eau (Namba *et al.* 2018). La diversité, l'abondance et la biomasse des macroinvertébrés dans la zostère étaient les plus élevées dans le golfe du Saint-Laurent, intermédiaires sur le plateau néo-écossais et les plus faibles sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, ce qui reflète la disponibilité des éléments nutritifs et la production primaire (Cullain *et al.* 2018).

À l'échelle mondiale, les écosystèmes de varech sont menacés par différentes pressions anthropiques, comme le réchauffement des océans, l'eutrophisation, la surexploitation et la sédimentation (Strain *et al.* 2014; Filbee-Dexter et Wernberg 2018). Cependant, les facteurs de stress locaux et les réactions régionales aux facteurs mondiaux jouent un rôle important dans la détermination des trajectoires régionales de l'abondance du varech (Krumhansl *et al.* 2016). Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, les menaces les plus importantes pour les écosystèmes de varech sont les effets interactifs de la hausse de la température de l'eau de mer causée par les changements climatiques et les espèces envahissantes (voir *Divers facteurs de stress* dans la section 11.2.5).

La présence et l'abondance de varech sont également fortement déterminées par les interactions biotiques, y compris le broutage par les oursins (Frey et Gagnon 2016) et les interactions concurrentielles avec les espèces aquatiques envahissantes (Scheibling et Gagnon 2009). Ces interactions sont largement influencées par des variables environnementales comme la température et l'action des vagues (Lauzon-Guay et Scheibling 2007; Krumhansl *et al.* 2014) et leurs effets sur l'abondance de varech dans toute la région sont variables.

5.5 Lacunes dans la recherche et incertitudes

La zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique est naturellement présente dans des configurations allant des herbiers très fragmentés à continus. On ne comprend pas bien la variabilité naturelle de la répartition de la zostère au fil du temps, ce qui nuit à la détection des tendances et à l'évaluation des causes. Ce phénomène est aggravé par la phénologie de la zostère, qui peut varier de la même façon d'un site à l'autre. De plus, la morphologie de la zostère (p. ex. le ratio de la biomasse au-dessus du sol/sous le sol) et la stratégie de reproduction (p. ex. latérale/rhizomatique ou sexuelle) peuvent changer en fonction des conditions environnementales, s'ajoutant ainsi à l'incertitude dans l'interprétation des données. Sans un suivi à long terme mené selon des méthodes cohérentes, l'échelle de la variabilité spatiotemporelle et interannuelle et son effet sur l'interprétation des tendances sont incertains et représentent une lacune importante dans les connaissances.

Les efforts visant à caractériser l'état et les tendances de la zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique ont été limités par les facteurs décrits précédemment. Compte tenu de la vaste répartition de la zostère dans la région, il est évident que seule une petite proportion des herbiers existants a été étudiée directement. L'incertitude entourant la dynamique de la zostère est exacerbée par les conditions environnementales changeantes liées aux changements climatiques (p. ex. température, tempêtes) qui influencent probablement la répartition et la santé de l'habitat de la zostère. La conservation et la gestion efficaces de l'habitat de la zostère nécessiteront des ensembles de données améliorés à haute résolution spatiale et temporelle afin d'établir les conditions de référence à partir desquelles on pourra dégager les tendances.

Le présent chapitre donne un aperçu de l'état de la zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique. Cependant, relativement peu d'ensembles de données à long terme sont inclus, et il faut donc interpréter les résultats avec prudence. L'inclusion de nouvelles données provenant

des efforts de suivi normalisés à long terme permettrait de peaufiner davantage les estimations des tendances temporelles et notre compréhension de l'état de la zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique.

Les biais spatiaux dans la répartition des efforts de recherche limitent notre capacité à évaluer la variation régionale de l'état et des tendances des écosystèmes de varech et des facteurs dont ils dépendent. Comme par le passé, les études examinées par des pairs entre 2016 et aujourd'hui ont donné lieu à de nouveaux efforts de collecte de données sur les écosystèmes de varech des eaux canadiennes de l'Atlantique, essentiellement sur le plateau néo-écossais, avec relativement peu d'études couvrant le golfe du Saint-Laurent, l'estuaire du Saint-Laurent et en particulier les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 5.3-3). Les études sur le plateau néo-écossais se limitaient en grande partie à la côte atlantique, avec un effort minime dans la baie de Fundy. À mesure que la répartition du varech se contracte aux limites méridionales et s'étend aux limites septentrionales de son aire de répartition (Wilson *et al.* 2019), il sera de plus en plus important d'investir davantage dans la recherche pour évaluer l'influence des interactions changeantes des espèces et des conditions environnementales sur les écosystèmes de varech du golfe du Saint-Laurent et des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

Le membranipore bryozaire envahissant *Membranipora membranacea*, dont l'impact négatif sur le varech en Nouvelle-Écosse est connu (Scheibling et Gagnon 2009; Saunders et Metaxas 2008), est largement réparti dans tout le golfe du Saint-Laurent (Denley *et al.* 2019) et sur la côte ouest de Terre-Neuve (Caines et Gagnon 2012). Cependant, on ignore les effets de cette espèce sur la répartition et l'abondance du varech dans cette partie de la région.

Les herbiers de zostère sont généralement considérés comme des habitats notables de carbone bleu (c.-à-d., qu'ils piègent et stockent le carbone), mais ce n'est que récemment que les peuplements de varech ont été reconnus comme une source potentiellement importante de carbone bleu (Filbee-Dexter et Wernberg 2020). Toutefois, les données sur les contributions de la zostère et du varech au carbone bleu ne sont pas suffisantes pour étayer les bilans de carbone régionaux et les stratégies de compensation. Bien que la zostère emmagasine probablement la plus grande partie du carbone piégé dans les sédiments, la majeure partie de la prolifique production primaire générée par les peuplements de varech dans les eaux canadiennes de l'Atlantique est exportée par des voies détritiques et constitue un apport substantiel de ressources aux communautés réceptrices (Krumhansl et Scheibling 2011, 2012). Le carbone est piégé lorsque cette matière macroalgale est transportée au large (Filbee-Dexter *et al.* 2018; Kokubu *et al.* 2019) et enfouie dans des sédiments profonds (Ortega *et al.* 2019). Il est nécessaire de mieux quantifier les principaux flux de carbone et de déterminer les puits de carbone importants à l'échelle régionale pour évaluer pleinement la contribution potentielle des herbiers de zostère et des peuplements de varech au stockage et au piégeage du carbone et l'influence que les conditions climatiques changeantes pourraient avoir sur ce service écosystémique.

5.6 Références

- Aarts, L., LaRocque, A., Leblon, B., et Douglas, A. 2020. Use of UAV imagery for eelgrass mapping in Atlantic Canada. *ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* 5(3): 287–292.
- Adey, W.H., et Hayek, L.A.C. 2011. Modeling marine biogeography with seaweeds: a quantitative analysis of North American seaweed assemblages supports the Thermographic Model and demonstrates a distinct Subarctic Region. *Northeast. Nat.* 80: 1–125.

- Barrell, J., Grant, J., Hanson, A.R., et Mahoney, M. 2015. Evaluating the complementarity of acoustic and satellite remote sensing for seagrass landscape mapping. *Int. J. Remote Sens.* 36(16): 4069–4094.
- Bird, C.J. 1980. First record of female gametophytes of *Bonnemaisonia hamifera hariot* (Rhodophyta, nemaliales) in Nova Scotia. *Proc. N.S. Inst. Sci.* 30: 189–190.
- Blain, C., et Gagnon, P. 2014. Canopy-forming seaweeds in urchin-dominated systems in eastern Canada: Structuring forces or simple prey for keystone grazers? *PLoS ONE* 9: e98204.
- Bundy, A., Themelis, D., Sperl, J., et den Heyer, N. 2014. Inshore Scotian Shelf Ecosystem Overview Report: Status and Trends. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/065: xii + 213 p.
- Caines, S., et Gagnon, P. 2012. Population dynamics of the invasive bryozoan *Membranipora membranacea* along a 450-km latitudinal range in the subarctic northwestern Atlantic. *Mar. Biol.* 159: 1817–1832.
- Carman M.R., Colarusso, P.D., Neckles, H.A., Bologna, P., Caines, S., Davidson, J.D.P., Evans, N. T., Fox, S.E., Grunden, D.W., Hoffman, S., Ma, K.C.K, Matheson, K., McKenzie, C.H., Nelson, E.P., Plaisted, H., Reddington, E., Schott, S., et Wong, M.C. 2019. Biogeographical patterns of tunicates utilizing eelgrass as substrate in the western North Atlantic between 39° and 47° north latitude (New Jersey to Newfoundland). *Manag. Biol. Invasions.* 10: 602–616.
- Cavanaugh, K.C., Bell, T., Costa, M., Eddy, N.E., Gendall, L., Gleason, M.G., Hessian-Lewis, M., Martone, R., McPherson, M., Pontier, O., Reshitnyk, L., Beas-Luna, R., Carr, M., Caselle, J.E., Cavanaugh, K.C., Flores Miller, R., Hamilton, S., Heady, W.N., Hirsh, H.K., Hohman, R., Lee, L.C., Lorda, J., Ray, J., Reed, D.C., Saccomanno, V.R., et Schroeder, S.B. 2021. A Review of the Opportunities and Challenges for Using Remote Sensing for Management of Surface-Canopy Forming Kelps. *Front Mar Sci* 8: 753531.
- Chapman, A.S., Scheibling, R.E., et Chapman, A.R.O. 2002. Espèces introduites et modifications de la végétation marine de l'Atlantique canadien. *Dans* Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada. *Édité par* R. Claudi, P. Nantel, et E. Muckle-Jeffs. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Direction générale des sciences, Ottawa. 133–138.
- Chopin, T., et Ugarte, R. 2006. The seaweed resource of Eastern Canada. *Dans* World Seaweed Resources: an authoritative reference system. *Édité par* A.T. Critchley, M. Ohno, and D.B. Largo. A multimedia, interactive DVD-ROM. ETI Bioinformatics Publishers, Amsterdam. ISBN: 9075000804. 46 p.
- Coffin, M.R.S., Poirier, L.A., Clements, J.C., Dickson, E., Guyondet, T., et van den Heuvel, M.R. 2021. L'oxygène dissous comme mesure de la qualité du milieu marin (QMM) dans les estuaires supérieurs du sud du golfe du Saint-Laurent : implications pour la gestion des nutriments et la couverture de zostères (*Zostera marina*). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/056: iv + 29 p.
- Denley, D., Metaxas, A., et Simard, N. 2019. Ocean temperature does not limit the establishment and rate of secondary spread of an ecologically significant invasive bryozoan in the northwest Atlantic. *Aquat. Invasions* 14: 594–614.
- Edelstein, T., Greenwell, M., Bird, C.J., et McLachlan, J. 1974. Investigations of the marine algae of Nova Scotia, X: Distribution of *Fucus serratus* L. and some other species of *Fucus* L. in the Maritime Provinces. *Proc. N.S. Inst. Sci.* 27: 33–42.

- ECCC (Environnement et Changement climatique Canada). 2020. Indicateurs canadiens de durabilité de l'environnement : Zostères marines au Canada. Disponible à : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/indicateurs-environnementaux/zosteres-marines-canada.html>
- Feehan, C.J., et Scheibling, R.E. 2014. Effects of sea urchin disease on coastal marine ecosystems. *Mar. Biol.* 161: 1467–1485.
- Filbee-Dexter, K., et Scheibling, R.E. 2014. Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 495: 1–25.
- Filbee-Dexter, K., et Wernberg, T. 2018. Rise of Turfs: A New Battlefield for Globally Declining Kelp Forests. *Bioscience* 68: 64–76.
- Filbee-Dexter, K., et Wernberg, T. 2020. Substantial blue carbon in overlooked Australian kelp forests. *Sci. Rep.* 10: 1–6.
- Filbee-Dexter, K., Feehan, C.J., et Scheibling, R.E. 2016. Large-scale degradation of a kelp ecosystem in an ocean warming hotspot. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 543: 141–152.
- Filbee-Dexter, K., Wernberg, T., Norderhaug, K.M., Ramirez-Llodra, E., et Pedersen, M.F. 2018. Movement of pulsed resource subsidies from kelp forests to deep fjords. *Oecologia* 187: 291–304.
- Forsey, D., Leblon, B., LaRocque, A., Skinner, M., et Douglas, A. 2020. Eelgrass Mapping in Atlantic Canada Using WORLDVIEW-2 Imagery. *The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 43: 685–692.
- Frey, D.L., et Gagnon, P. 2015. Thermal and Hydrodynamic Environments Mediate Individual and Aggregative Feeding of a Functionally Important Omnivore in Reef Communities. *PLoS ONE* 10: 1–28.
- Frey, D.L., et Gagnon, P. 2016. Spatial dynamics of the green sea urchin *Strongylocentrotus droebachiensis* in food-depleted habitats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 552: 223–240.
- Garbary, D.J., Fass, M.P., et Vandermeulen, H. 2021. Invasive *Fucus serratus* (Fucaceae, Phaeophyceae) responds to climate change along the Atlantic Coast of Nova Scotia, Canada. *Bot. Mar.* 64: 407–417.
- Guiry, M.D., et Guiry, G.M. 2022. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Accédé le 26 juillet 2022. Disponible sur ce site Internet : <https://www.algaebase.org>
- Johnson, S.C., et Scheibling, R.E. 1987. Structure and dynamics of epifaunal assemblages on intertidal macroalgae *Ascophyllum nodosum* and *Fucus vesiculosus* in Nova Scotia Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37: 209–227.
- Johnson, L.E., MacGregor, K.A., Narvaez, C.A., et Suskiewicz, T.S. 2019. Subtidal Rocky Shores of the North-West Atlantic Ocean: The Complex Ecology of a Simple Ecosystem. *Dans Interactions in the Marine Benthos: Global Patterns and Processes. Édité par S.J. Hawkins, K. Bohn, L.B. Firth, and G.A. Williams.* Cambridge University Press. 90–127.
- Kay, L.M., Schmidt, A.L., Wilson, K.L., et Lotze, H.K. 2016. Interactive effects of increasing temperature and nutrient loading on the habitat-forming rockweed *Ascophyllum nodosum*. *Aqua. Bot.* 133: 70–78.

- Kokubu, Y., Rothäusler, E., Filippi, J.B., Durieux, E.D.H., et Komatsu, T. 2019. Revealing the deposition of macrophytes transported offshore: Evidence of their long-distance dispersal and seasonal aggregation to the deep sea. *Sci. Rep.* 9: 1–7.
- Krumhansl, K.A., et Scheibling, R.E. 2011. Detrital production in Nova Scotian kelp beds: patterns and processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421: 67–82.
- Krumhansl, K.A., et Scheibling, R.E. 2012. Production and fate of kelp detritus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 467: 281–302.
- Krumhansl, K.A., Lauzon-Guay, J., et Scheibling, R.E. 2014. Modeling effects of climate change and phase shifts on detrital production of a kelp bed. *Ecology* 95: 763–774.
- Krumhansl, K.A., Okamoto, D.K., Rassweiler, A., Novak, M., Bolton, J.J., Cavanaugh, K.C., Connell, S.D., Johnson, C.R., Konar, B., Ling, S.D., Micheli, F., Norderhaug, K.M., Pérez-Matus, A., Sousa-Pinto, I., Reed, D.C., Salomon, A.K., Shears, N.T., Wernberg, T., Anderson, R.J., Barrett, N.S., Buschmann, A.H., Carr, M.H., Caselle, J.E., Derrien-Courtel, S., Edgar, G.J., Edwards, M., Estes, J.A., Goodwin, C., Kenner, M.C., Kushner, D.J., Moy, F.E., Nunn, J., Steneck, R.S., Vásquez, J., Watson, J., Witman, J.D., et Byrnes, J.E.K. 2016. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 113: 13785–13790.
- Krumhansl, K.A., Dowd, M., et Wong, M.C. 2021. Multiple metrics of temperature, light, and water motion drive gradients in eelgrass productivity and resilience. *Front. Mar. Sci.* 8: 1–20.
- Lauzon-Guay, J.S., et Scheibling, R.E. 2007. Seasonal variation in movement, aggregation and destructive grazing of the green sea urchin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) in relation to wave action and sea temperature. *Mar. Biol.* 151: 2109–2118.
- Longtin, C.M., et Saunders, G.W. 2016. The relative contribution of *Saccharina nigripes* (Phaeophyceae) to the Bay of Fundy Laminariaceae: Spatial and temporal variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 543: 153–162.
- Mann, K.H. 1972. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. I. Zonation and biomass of seaweeds. *Mar. Biol.* 12: 1–10.
- Matheson, K., McKenzie, C.H., Gregory, R.S., Robichaud, D.A., Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R., et Rose, G.A. 2016. Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab, *Carcinus maenas* (Linnaeus 1758) invasion. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 548: 31–45.
- McDevit, D.C., et Saunders, G.W. 2010. A DNA barcode examination of the Laminariaceae (Phaeophyceae) in Canada reveals novel biogeographical and evolutionary insights. *Phycologia* 49: 235–248.
- Merzouk, A., et Johnson, L.E. 2011. Kelp distribution in the northwest Atlantic Ocean under a changing climate. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 400: 90–98.
- MPO. 2009. La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.* 2009/018.
- MPO. 2013. Évaluation des renseignements sur les récoltes de mousse d'Irlande, d'ascophylle noueuse et de varech en Nouvelle-Écosse. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/004.
- MPO. 2021. Caractérisation du banc de laminaires de la Batture-aux-Alouettes en 2018-2019 [Données]. <https://open.canada.ca/data/fr/dataset/4675a6b4-2c27-4f8e-b813-1df3f8c896e2>.

- Murphy, G.E., Wong, M.C., et Lotze, H.K. 2019. A human impact metric for coastal ecosystems with application to seagrass beds in Atlantic Canada. *FACETS* 6: 210–237.
- Murphy, G.E.P., Dunic, J.C., Adamczyk, E.M., Bittick, S.J., Côté, I.M., Cristiani, J., Geissinger, E.A., Gregory, R.S., Lotze, H.K., O'Connor, M.I., Araújo, C.A.S., Rubidge, E.M., Templeman, N.D., et Wong, M.C. 2021. From coast to coast to coast: Ecology and management of seagrass ecosystems across Canada. *FACETS* 6: 139–179.
- Murphy, G.E.P., Kelly, N.E., Lotze, H.K., et Wong, M.C. 2022. Incorporating anthropogenic thresholds to improve understanding of cumulative effects on seagrass beds. *FACETS* 7: 966–987.
- Narvaez, C.A. 2019. Green urchin demography in a subarctic ecosystem: patterns and processes. PhD thesis. Laval University, Quebec, Canada.
- Novaczek, I., et McLachlan, J. 1989. Investigations of the marine algae of Nova Scotia XVII: Vertical and geographic distributions of marine algae on rocky shores of the Maritime provinces. *Proc. N.S. Inst. Sci.* 38: 91–143.
- O'Brien, J.M., et Scheibling, R.E. 2018. Low recruitment, high tissue loss, and juvenile mortality limit recovery of kelp following large-scale defoliation. *Mar. Biol.* 165: 1–19.
- Ortega, A., Geraldini, N.R., Alam, I., Kamau, A.A., Acinas, S.G., Logares, R., Gasol, J.M., Massana, R., Krause-Jensen, D., et Duarte, C.M. 2019. Important contribution of macroalgae to oceanic carbon sequestration. *Nat. Geosci.* 12: 748–754.
- Saunders, M.I., et Metaxas, A. 2008. High recruitment of the introduced bryozoan *Membranipora membranacea* is associated with kelp bed defoliation in Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 369: 139–151.
- Savoie, A.M., et Saunders, G.W. First record of the invasive red alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta) in Canada. 2013. *BiolInvasions Rec.* 2: 27–32.
- Scheibling, R.E., et Gagnon, P. 2009. Temperature-mediated outbreak dynamics of the invasive bryozoan *Membranipora membranacea* in Nova Scotian kelp beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 390: 1–13.
- Sharp, G.J., Ugarte, R., et Semple, R. 2006. The ecological impact of marine plant harvesting in the Canadian Maritimes, implications for coastal zone management. *ScienceAsia* 32 (Supplement 1): 77–86.
- Simonson, E.J., Scheibling, R.E., et Metaxas, A. 2015. Kelp in hot water: I. Warming seawater temperature induces weakening and loss of kelp tissue. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 537: 89–104.
- St-Pierre, A.P., et Gagnon, P. 2020. Kelp-bed dynamics across scales: Enhancing mapping capability with remote sensing and GIS. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 522: 151246.
- Strain, E.M.A., Thomson, R.J., Micheli, F., Mancuso, F.P., et Airoidi, L. 2014. Identifying the interacting roles of stressors in driving the global loss of canopy-forming to mat-forming algae in marine ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 20: 3300–3312.
- Thistle, M.E., Schneider, D.C., Gregory, R.S., et Wells, N.J. 2010. Fractal measures of habitat fragmentation: maximum densities of juvenile cod occur at intermediate eelgrass complexity. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 405: 39–56.
- Ugarte, R.A., Critchley, A., Serdyska, A.R., et Deveau, J.P. 2009. Changes in composition of rockweed (*Ascophyllum nodosum*) beds due to possible recent increase in sea temperature in Eastern Canada. *J. Appl. Phycol.* 21: 591–598.

- van den Heuvel, M. R., Hitchcock, J. K., Coffin, M. R., Pater, C. C., et Courtenay, S.C. 2019. Inorganic nitrogen has a dominant impact on estuarine eelgrass distribution in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Limnol. Oceanogr.* 64: 2313–2327.
- Vandermeulen, H. 2013. Information to support assessment of stock status of commercially harvested species of marine plants in Nova Scotia: Irish moss, Rockweed and Kelp. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/042: vi + 50 p.
- Vandermeulen, H. 2018. A drop camera survey of the Eastern Shore Archipelago, Nova Scotia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3258: ix + 71 p.
- Vercaemer, M., Scarrow, M.A., Roethlisberger, B., Krumhansl, K.A., et Wong, M.C. 2021. Reproductive ecology of *Zostera marina* L. (eelgrass) across varying environmental conditions. *Aquat. Bot.* 175: 103444.
- Wilson, K.L. et Lotze, H.K. 2019. Climate change projections reveal range shifts of eelgrass *Zostera marina* in the Northwest Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 620: 47–62.
- Wilson, K.L., Skinner, M.A., et Lotze, H.K. 2019. Projected 21st-century distribution of canopy-forming seaweeds in the Northwest Atlantic with climate change. *Divers. Distrib.* 25: 582–602.
- Wilson, K.L., Wong, M.C., et Devred, E. 2020. Branching algorithm to identify bottom habitat in the optically complex coastal waters of Atlantic Canada using Sentinel-2 satellite imagery. *Front. Environ. Sci.* 8: 579856.
- Wong, M.C. 2018. Secondary production of macrobenthic communities in seagrass (*Zostera marina*, eelgrass) beds and bare soft sediments across differing environmental conditions in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 41: 536–538.
- Wong, M.C., et Dowd, M. 2015. Patterns in taxonomic and functional diversity of microbenthic invertebrates across seagrass habitats: a case study in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 38: 2323–2336.
- Wong, M.C., et Dowd, M. 2021. Functional trait complementarity and dominance both determine benthic secondary production in temperate seagrass beds. *Ecosphere* 12(11): e03794.
- Wong, M.C., et Kay, L.M. 2019. Partial congruence in habitat patterns for taxonomic and functional diversity of fish assemblages in seagrass ecosystems. *Mar. Biol.* 166: 1–16.
- Wong, M.C., Dowd, M., Bravo, M., Giroux, C., Haverstock, A., Humble, M., MacFarlane, M., Roach, S., et Rowsell, J. 2016. Nekton in *Zostera marina* (eelgrass) beds and bare soft-sediment bottom on the Atlantic Coast of Nova Scotia, Canada: species-specific density and data calibrations for sampling gear and day-night differences. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3155: v + 40 p.
- Wong, M.C., Griffiths, G., et Vercaemer, B. 2020. Seasonal Response and Recovery of Eelgrass (*Zostera marina*) to Short-Term Reductions in Light Availability. *Estuar. Coast.* 43: 120–134.

6. GRANDS INVERTÉBRÉS MARINS

Denis Chabot¹, Virginie Roy¹, Stephanie Boudreau², Luke Poirier², Victoria Howse³, David Keith³, Sanaollah Zabih-Seissan⁴

¹ Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

² Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

6.1 Messages clés

- La pression de la pêche commerciale, le réchauffement des eaux et l'acidification des océans sont d'importants facteurs de changement pour certaines espèces de gros invertébrés marins vivant dans les eaux canadiennes de l'Atlantique; ces facteurs se répercutent sur la physiologie, la dynamique du recrutement, la répartition des populations et les interactions entre prédateurs et proies.
 - De 2017 à 2020, l'abondance du homard d'Amérique a atteint des sommets historiques ou des niveaux près de ces derniers dans toutes les biorégions. Cette abondance a été attribuée au réchauffement des eaux côtières.
 - De 2017 à 2020, les débarquements de crabe des neiges étaient inférieurs à la moyenne pour le nord du golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, et supérieurs à la moyenne dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La réduction des zones du fond favorables à cette espèce adaptée au froid peut être responsable du déclin des débarquements dans certaines régions.
 - L'abondance des crevettes nordiques a diminué depuis 2016 dans le nord du golfe du Saint-Laurent, sur le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. On pense que des conditions environnementales défavorables sont responsables de la baisse de l'abondance, notamment le réchauffement et la prédation accrue dans le nord du golfe du Saint-Laurent et la diminution de la nourriture disponible pour les larves sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.
 - De 2017 à 2020, les débarquements de pétoncles étaient proches de la moyenne sur le plateau néo-écossais et bien en deçà de la moyenne dans le nord et le sud du golfe du Saint-Laurent.
- Des pêches à plus petite échelle d'autres espèces de crustacés, de mollusques et d'échinodermes (c.-à-d., crabes, oursins, holothurie, buccins, coques, palourdes) sont pratiquées dans certaines zones côtières et extracôtières des biorégions. Les débarquements sont très variables d'une année à l'autre pour la plupart des espèces, même si certains étaient en déclin ou à de faibles niveaux entre 2017 et 2020. On connaît mal les causes de ces déclin ou variations interannuelles, étant donné que bon nombre d'entre elles sont mal documentées et que les données indépendantes de la pêche et les données environnementales sont limitées ou inexistantes.

6.2 Contexte

Les grands invertébrés marins constituent un groupe extrêmement abondant et diversifié d'animaux marins, notamment les éponges, les coraux, les crustacés, les mollusques, les échinodermes et les vers, occupant tous les habitats et les niveaux trophiques, et toutes les

niches écologiques de l'océan. Certains invertébrés peuvent être d'importants ingénieurs d'écosystèmes, comme on l'a vu dans le précédent Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique pour les coraux, les éponges et les battures intertidales (Clements *et al.* 2018). Les invertébrés marins jouent un rôle essentiel dans les fonctions des écosystèmes, contribuant grandement aux services écologiques et économiques dont dépendent les sociétés humaines. Malgré cette importance, ils sont souvent sous-représentés et sous-étudiés par rapport aux espèces marines plus charismatiques.

Le rôle écologique des éponges et leur identification dans le golfe du Saint-Laurent sont abordés à la section 11.5.3, *Innovations scientifiques pour mieux comprendre les écosystèmes*.

Depuis l'effondrement des stocks de poissons démersaux à la fin des années 1980 et au début des années 1990, les pêches de crustacés ont été les pêches à plus grande valeur dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, le homard d'Amérique (*Homarus americanus*) et le crabe des neiges (*Chionoecetes Opilio*) se disputant la première place selon l'année et la biorégion (MPO 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020b). La pêche du pétoncle est la quatrième en importance dans les eaux canadiennes de l'Atlantique sur le plan de la valeur. Les changements de l'abondance de ces espèces ont d'importantes répercussions économiques dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Les effets des changements climatiques et d'autres facteurs de stress sur les populations de crustacés sont examinés plus en détail à la section 11.1, *Changements climatiques*, pour le homard d'Amérique (section 11.1.1) et le crabe des neiges (section 11.1.2) et à la section 11.2, *Divers facteurs de stress*, pour la crevette nordique (section 11.2.1).

6.3 État et tendances

L'état et les tendances des invertébrés marins pêchés commercialement sont présentés pour les crustacés, mollusques et échinodermes les plus importants qui sont récoltés dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, comparés entre les biorégions du sud et du nord du golfe du Saint-Laurent, du plateau néo-écossais et des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1. Les grands invertébrés marins sont évalués différemment dans différentes régions et, souvent, il n'y a pas d'étude indépendante de la pêche englobant toute l'aire de répartition d'une espèce. Les débarquements commerciaux sont le moyen le plus pratique de présenter les changements de l'abondance pour la plupart des grands invertébrés des eaux canadiennes de l'Atlantique, mais on a également recours à des relevés effectués par un navire de recherche dans la mesure du possible. Afin de faciliter les comparaisons entre les biorégions ou les espèces, chaque série chronologique de débarquements ou d'indices de relevé a été transformée en une série d'anomalies normalisées (voir *Notes techniques* dans la section 6.6).

Un cadre de l'approche de précaution n'a été mis en place que pour quelques populations et espèces d'invertébrés des eaux canadiennes de l'Atlantique (voir *Législation et gestion* dans la section 1.3) : la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans le nord du golfe du Saint-Laurent (Savard 2012), sur le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador; le homard d'Amérique dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2014a) et sur le plateau néo-écossais; le crabe des neiges dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2014b); le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) sur le plateau néo-écossais. Un cadre de l'approche de précaution est en cours d'élaboration pour le crabe des neiges sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et une approche de précaution fondée sur des points de référence a été mise en œuvre pour le crabe des neiges sur le plateau néo-écossais (MPO 2012).

6.3.1 Crustacés

Les pêches de crustacés ciblent principalement le homard d'Amérique (figure 6.3-1), la crevette nordique (figure 6.3-2) et le crabe des neiges (figure 6.3-3). D'autres espèces de crabes sont pêchées dans les eaux canadiennes de l'Atlantique : le crabe commun (*Cancer irroratus*), le crabe nordique (*Cancer borealis*), le crabe araignée (*Hyas* spp.) et le crabe rouge (*Chaceon quinque-dens*) (figure 6.3-4). Il s'agit de petites pêches, mais importantes à l'échelle locale, avec des débarquements inférieurs à 1 ou 2 milliers de tonnes de chaque espèce dans une biorégion, comparativement à des débarquements de 5 à 13 milliers de tonnes pour le crabe des neiges dans le nord du golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais, et de 10 à 70 milliers de tonnes dans le sud du golfe du Saint-Laurent et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Même si des données récentes sur les débarquements sont disponibles pour observer l'état et les tendances, bon nombre de ces pêches n'ont jamais fait l'objet d'une évaluation officielle ou n'ont pas été évaluées au cours des dernières années (p. ex. le crabe araignée dans le golfe du Saint-Laurent; MPO 1996). Une petite pêche accessoire capture la crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone de pêche de la crevette (ZPC) 4 sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, mais il n'y a pas de cadre de l'approche de précaution en place. L'exploitation de la pêche est faible depuis la mise en place d'un quota de prises accessoires en 2013.

- Le homard d'Amérique se trouve dans la zone saine dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2014a) et sur le plateau néo-écossais (MPO 2021f à k), où des cadres de l'approche de précaution sont en place.
- Les débarquements totaux de homard d'Amérique dans toutes les biorégions ont atteint des sommets records de 2017 à 2020.
 - Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes étaient de 3,6 (nord du golfe du Saint-Laurent), de 19,9 (sud du golfe du Saint-Laurent), de 30,4 (plateau néo-écossais) et de 2,4 (plateaux de Terre-Neuve et du Labrador).
 - Dans le golfe du Saint-Laurent, les débarquements ont atteint des valeurs records durant la période de référence 2017–2020, poursuivant une augmentation constante qui a commencé de 2008 à 2010 après une période de stabilité depuis 1990 (MPO 2019a à c, e). L'anomalie de l'indice de relevé pour le homard d'Amérique a doublé dans le sud du golfe du Saint-Laurent entre 2016 et 2020 et, comme les débarquements, se situait à des sommets records de 2017 à 2020 (MPO 2019e).
 - Sur le plateau néo-écossais, les débarquements sont demeurés proches des records de 2017 à 2020, bien que les valeurs aient chuté en 2020 (MPO 2021f à k).
 - Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les débarquements ont augmenté progressivement de 2017 à 2019, atteignant le niveau le plus élevé en un siècle en 2019, malgré des débarquements stables et faibles dans les zones de pêche d'Avalon et du Nord-Est (MPO 2021i).
- Dans le cas de la crevette nordique, trois zones de pêche du nord du golfe du Saint-Laurent se trouvaient dans la zone saine et une était dans la zone de prudence, mais elle s'améliore (MPO 2021d). En 2020, le stock de l'est du plateau néo-écossais (ZPC 13 à 15) se trouvait dans la zone saine (MPO 2021p), mais en 2021, il était dans la zone de prudence (MPO 2022a). Les trois stocks des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador se trouvaient dans les zones critiques, saines et de prudence dans les ZPC du sud au nord respectivement (MPO 2021e).

- De 2017 à 2020, les débarquements de crevette nordique étaient égaux ou nettement inférieurs à la moyenne dans toutes les biorégions. Les indices des relevés ont suivi les mêmes tendances que les débarquements, lorsqu'ils étaient disponibles, atteignant des valeurs égales ou inférieures aux creux historiques dans le nord du golfe du Saint-Laurent et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 6.3-2).
 - Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes étaient de 26,7 (nord du golfe du Saint-Laurent), de 3,4 (plateau néo-écossais) et de 71,3 (plateaux de Terre-Neuve et du Labrador).
- Le crabe des neiges se trouve dans la zone saine dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2014b, 2021m) et au-dessus de son point de référence limite sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (MPO 2021n, 2022b).
- Les débarquements totaux de crabe des neiges sont en baisse dans toutes les biorégions depuis 2016. Les indices des relevés étaient élevés, mais variables dans le sud du golfe du Saint-Laurent pendant la période du rapport; ils étaient faibles, mais en hausse, sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.
 - Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes étaient de 7,4 (nord du golfe du Saint-Laurent), de 20,4 (sud du golfe du Saint-Laurent), de 10,3 (plateau néo-écossais) et de 44,7 (plateaux de Terre-Neuve et du Labrador).
 - Les débarquements étaient élevés dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2017 et en 2018; ils l'étaient également dans le nord du golfe du Saint-Laurent en 2017, mais ils ont chuté à une très faible valeur en 2020 (MPO 2021a).
 - Sur le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les débarquements ont diminué jusqu'à des valeurs très faibles en 2017 et 2018 et ont augmenté en 2019 et en 2020, mais en restant toujours bien en deçà de la moyenne (MPO 2021o, n; MPO 2022b).
- Les débarquements de la plupart des autres espèces de crabes étaient faibles ou en baisse de 2017 à 2020.
 - Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes étaient de 0,73 (crabe nordique – plateau néo-écossais), de 0,053 (crabe rouge – plateau néo-écossais), de 1,37 (crabe commun – nord du golfe du Saint-Laurent), de 4,00 (crabe commun – sud du golfe du Saint-Laurent), de 0,35 (crabe commun – plateau néo-écossais), de 0,37 (crabe araignée – sud du golfe du Saint-Laurent) et de 0,15 (crabe araignée – nord du golfe du Saint-Laurent).
 - Les débarquements de crabe commun dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO, 2019f) et le nord du golfe du Saint-Laurent (MPO 2018a), comme de crabe araignée dans le sud du golfe du Saint-Laurent, étaient tous faibles ou en baisse; les débarquements de crabe araignée dans le nord du golfe du Saint-Laurent (Lambert *et al.* 2020) étaient élevés de 2017 à 2019, mais on a noté une forte baisse en 2020. Les indices des relevés du crabe commun et du crabe araignée dans le sud du golfe du Saint-Laurent étaient variables de 2017 à 2020, tombant à des valeurs faibles en 2020.
 - Les débarquements de crabe nordique et de crabe commun sur le plateau néo-écossais étaient faibles ou en baisse; ceux de crabe rouge étaient élevés de 2017 à 2020, mais ils ont fortement diminué en 2020.

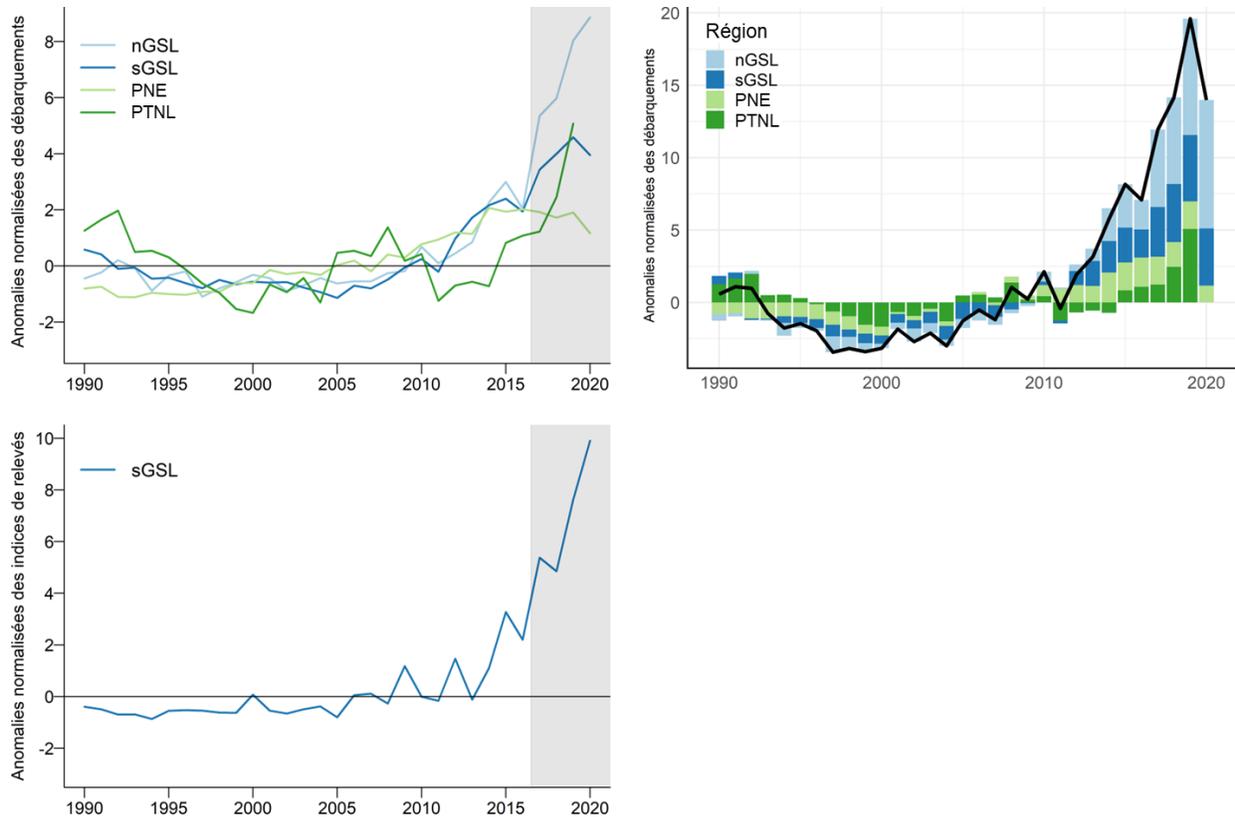


Figure 6.3-1. Anomalies des débarquements (graphiques du haut) et anomalies des indices des relevés (graphique du bas à gauche) de homard d'Amérique dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. À gauche : les régions sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies régionales sont superposées les unes aux autres si des résultats sont disponibles pour plus d'une région; la ligne noire épaisse représente la somme de toutes les anomalies pour une année donnée. La somme décroissante des anomalies en 2020 est en partie attribuable au fait que les débarquements de 2020 pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador n'étaient pas disponibles au moment de la rédaction du présent rapport. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. Voir l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*. [nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, PNE : plateau néo-écossais, PTNL : plateaux de Terre-Neuve et du Labrador]

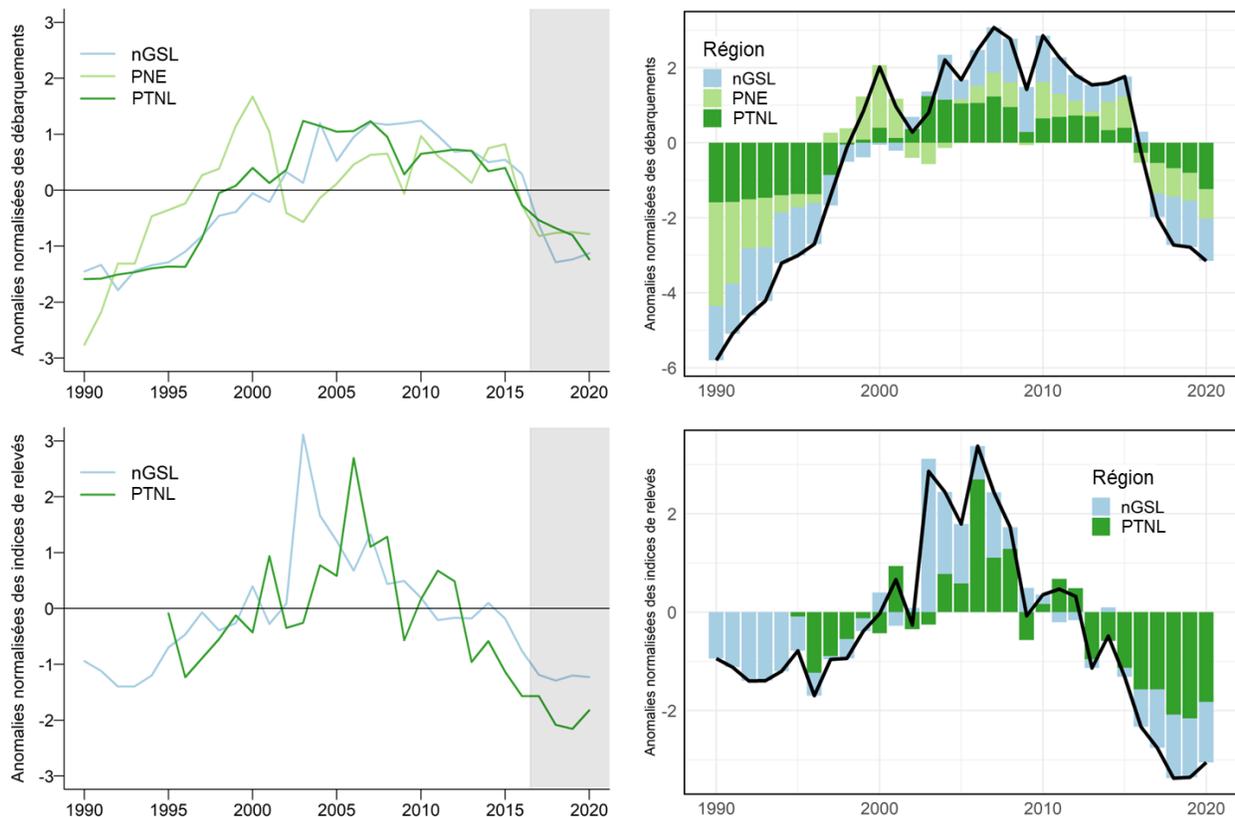


Figure 6.3-2. Anomalies des débarquements (graphiques du haut) et anomalies des indices des relevés (graphiques du bas) de crevette nordique dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. À gauche : les régions sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies régionales sont superposées les unes aux autres si des résultats sont disponibles pour plus d'une région. Les débarquements ont été calculés par exercice financier (du 1^{er} avril au 31 mars) au lieu de l'année civile à partir de 2003 pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, de sorte que la période 2003 à 2020 devrait être interprétée comme étant la période 2003-2004 à 2020. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*. [nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, PNE : plateau néo-écossais, PTNL : plateaux de Terre-Neuve et du Labrador]

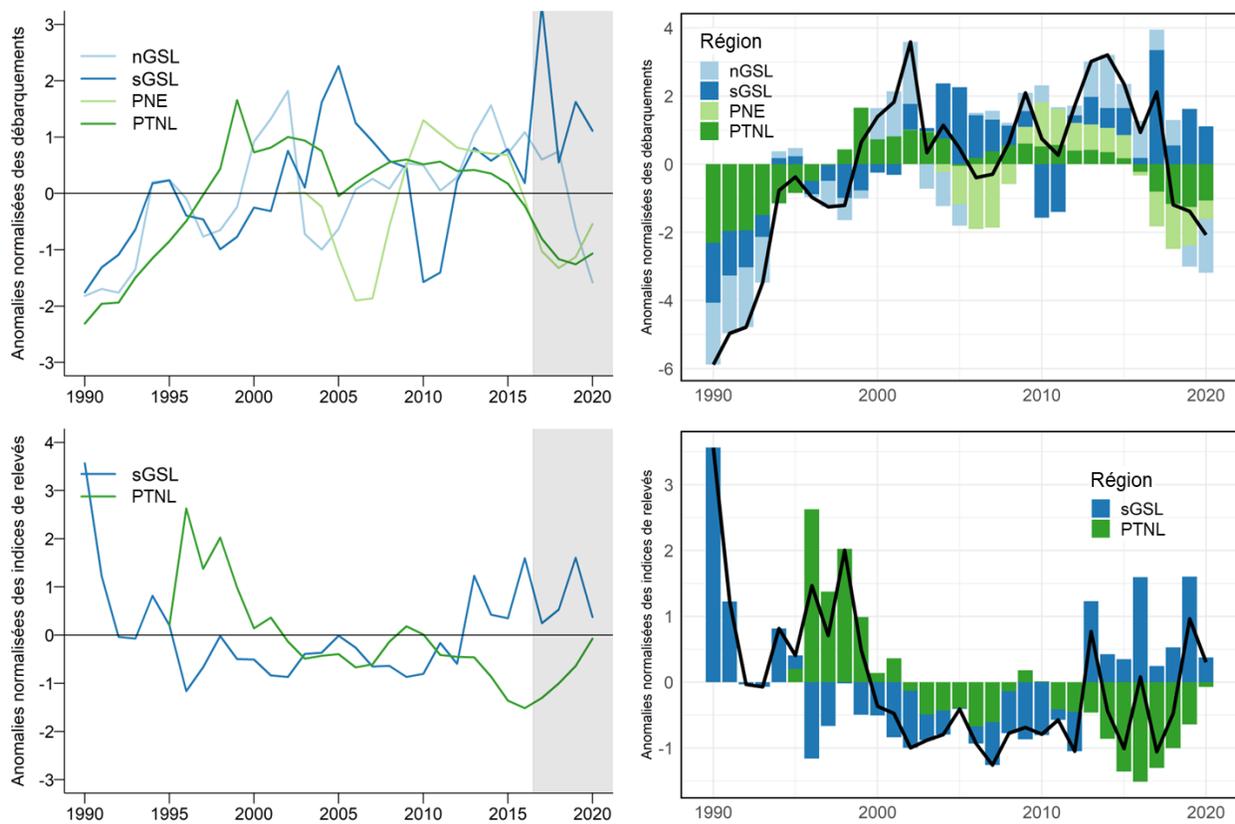


Figure 6.3-3. Anomalies des débarquements (graphiques du haut) et anomalies des indices des relevés (graphiques du bas) de crabe des neiges dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. À gauche : les régions sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies régionales sont superposées les unes aux autres si des résultats sont disponibles pour plus d'une région. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*. [nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, PNE : plateau néo-écossais, PTNL : plateaux de Terre-Neuve et du Labrador]

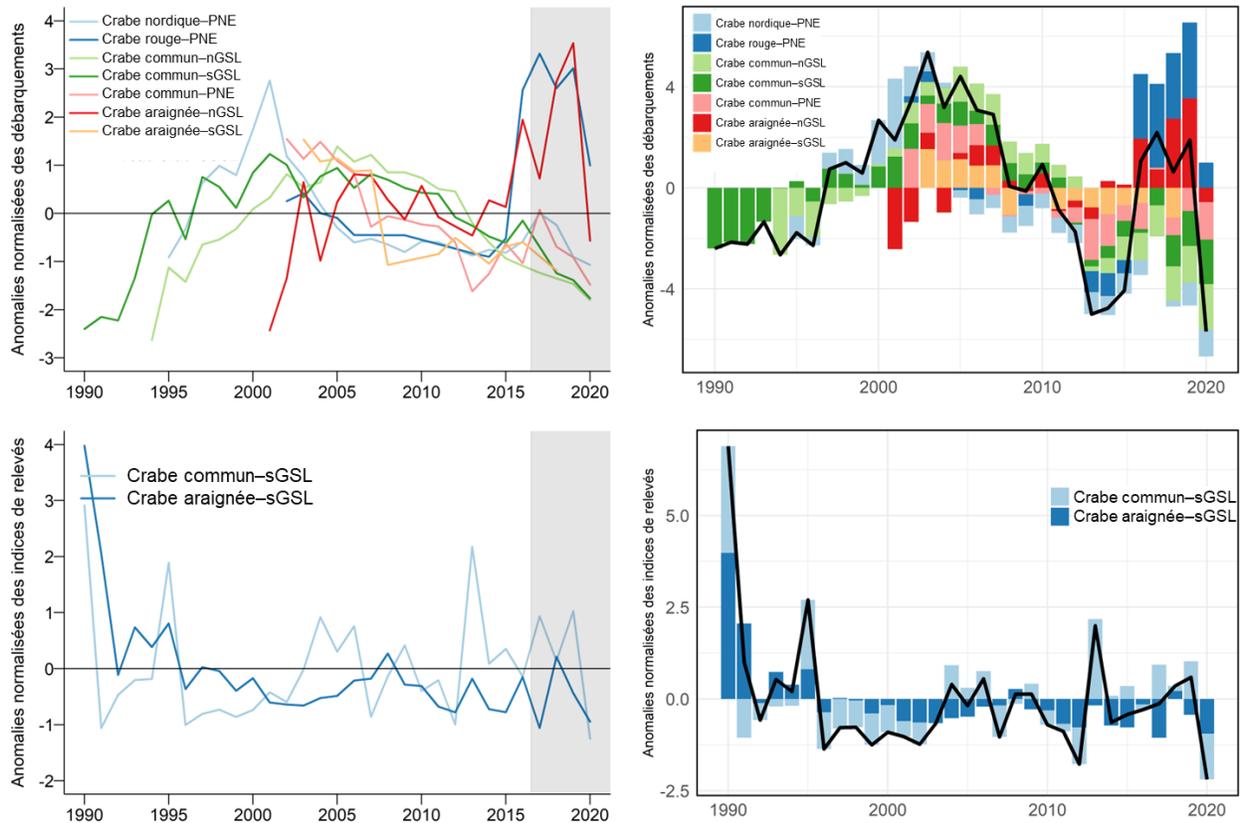


Figure 6.3-4. Anomalies des débarquements (graphiques du haut) et anomalies des indices des relevés (graphiques du bas) des autres espèces de crabes dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. À gauche : les espèces par région sont indiquées sur des lignes distinctes; à droite : les anomalies biorégionales sont superposées les unes aux autres. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. Voir l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*. [nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, sGSL : sud du golfe du Saint-Laurent, PNE : plateau néo-écossais]

6.3.2 Mollusques

Le pétoncle géant est la principale espèce de mollusque ciblée par les pêches dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et est pêché dans toutes les biorégions (figure 6.3-5); une deuxième espèce, le pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*), n'est pêchée que dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Sur le plateau néo-écossais, un cadre de l'approche de précaution est en place pour les pêches côtières et hauturières du pétoncle. Seule la chair (principalement musculaire) est débarquée et convertie en masse vivante selon un facteur de 8,3 (le facteur de conversion est variable pour la pêche hauturière sur le plateau néo-écossais).

D'autres espèces de mollusques sont récoltées dans le nord du golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais et soutiennent des pêches à plus petite échelle dans ces biorégions. La pêche de la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) a débuté sur le plateau néo-écossais dans les années 1980 (au large) et dans le nord du golfe du Saint-Laurent en 1993 (figure 6.3-6). Plusieurs autres espèces de myes sont conservées dans la pêche hauturière pratiquée sur le plateau néo-écossais, notamment la coque du Groenland (*Serripes groenlandicus*), le pitot (*Cyrtodaria siliqua*) et le quahog nordique (*Arctica islandica*), et incluses dans les débarquements de mactre de Stimpson. Une pêche récréative et commerciale de la mactre

d'Atlantique (*Spisula solidissima*) a débuté en 2002 aux Îles-de-la-Madeleine, mais les débarquements sont déclarés uniquement pour la pêche commerciale. Une petite pêche du couteau droit (*Ensis leei*) a commencé au début des années 1990 sur la rive nord de l'estuaire du Saint-Laurent et quelques années plus tard aux Îles-de-la-Madeleine, où la majeure partie de cette pêche a lieu (MPO 2013). La pêche de la mye commune (*Mya arenaria*) est pratiquée depuis longtemps, tant à des fins récréatives que commerciales, dans le nord du golfe du Saint-Laurent, mais les débarquements récréatifs ne sont pas documentés. Il y a aussi une pêche du buccin qui cible principalement *Buccinum undatum*. L'état et les tendances du couteau droit, de la mactre d'Amérique, de la mye commune et du buccin sont présentés ensemble à la figure 6.3-7. Bien qu'il ne soit plus visé par une pêche commerciale dans le golfe du Saint-Laurent, l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*), un prédateur connu de la crevette, est capturé dans les relevés de recherche menés dans le nord du golfe du Saint-Laurent (figure 6.3-8).

- Sur le plateau néo-écossais, les pétoncles se trouvaient dans la zone saine pour toutes les zones évaluées avec des points de référence dans les évaluations les plus récentes (MPO 2020c à e; 2021q).
- De 2017 à 2020, les débarquements de pétoncle étaient variables parmi les biorégions. Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes étaient de 1,6 (nord du golfe du Saint-Laurent), de 1,4 (le sud du golfe du Saint-Laurent), de 13,3 (zone côtière du plateau néo-écossais) et de 50,3 (zone hauturière du plateau néo-écossais).
 - Les débarquements étaient stables, mais à leurs valeurs les plus faibles par rapport à la moyenne dans le sud du golfe du Saint-Laurent et le nord du golfe du Saint-Laurent (MPO 2021b; Niles *et al.* 2021) et sont nettement en dessous de la moyenne depuis 2005.
 - Les débarquements de pétoncle dans les pêches côtières et hauturières sur le plateau néo-écossais étaient relativement stables, à des niveaux typiques pour ces stocks depuis la mise en œuvre du Cadre de l'approche de précaution.
- Pour ce qui est de la mactre de Stimpson, les sommes des anomalies des débarquements pour le nord du golfe du Saint-Laurent et le plateau néo-écossais sont positives depuis 2009, mais plus variables de 2017 à 2020.
 - Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes étaient de 0,6 (nord du golfe du Saint-Laurent) et de 21,3 (zone hauturière du plateau néo-écossais).
 - Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, les débarquements étaient stables de 2017 à 2020 (MPO 2021b), après avoir diminué d'environ 25 % entre 2013 et 2016.
 - Sur le plateau néo-écossais, les débarquements étaient variables, mais supérieurs à la moyenne de 2017 à 2020, après avoir augmenté de façon constante depuis le début des années 2000.
- De 2017 à 2020, les sommes des anomalies des débarquements normalisées ont révélé d'importantes anomalies négatives pour la mye commune, le couteau droit et le buccin dans le nord du golfe du Saint-Laurent, mais pas pour la mactre d'Amérique.
- Les débarquements annuels moyens en milliers de tonnes dans le nord du golfe du Saint-Laurent étaient de 0,46 (mye commune), de 0,22 (mactre d'Amérique), de 0,02 (couteau droit) et de 1,20 (buccin).
 - Les débarquements de mye commune sont demeurés à de très faibles valeurs de 2017 à 2020, après avoir baissé entre 2000 et 2010.

- Les débarquements de mactre d'Amérique ont augmenté jusqu'en 2009 et sont demeurés bien au-dessus de la valeur moyenne jusqu'en 2019, mais ont chuté pour se rapprocher de la moyenne en 2020 (MPO 2019d).
 - Les débarquements de couteau droit étaient très variables au cours de la série chronologique, se redressant en 2017 de leur faible valeur en 2015 et baissant de 2018 à 2020.
 - Les débarquements de buccin ont chuté année après année de 2017 à 2020, avec des valeurs inférieures à la moyenne de 2018 à 2020 (MPO 2018b). Cette baisse fait suite à une période supérieure à la moyenne en 2016.
- Les anomalies de l'indice des relevés pour l'encornet nordique dans le nord du golfe du Saint-Laurent augmente depuis 2017.

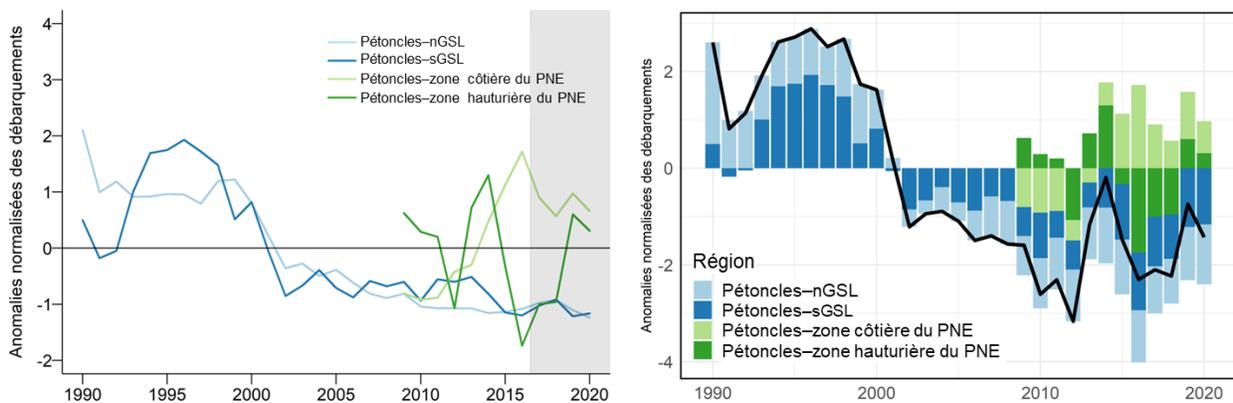


Figure 6.3-5. Anomalies des débarquements de pétoncles dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. À gauche : les régions sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies biorégionales sont superposées les unes aux autres. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*. [nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent, PNE : plateau néo-écossais]

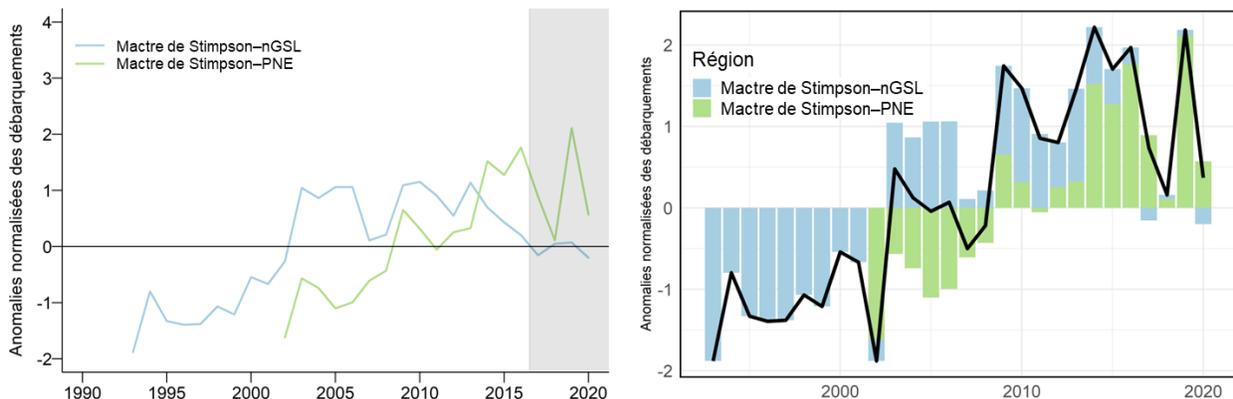


Figure 6.3-6. Anomalies des débarquements de mactre de Stimpson dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) et sur le plateau néo-écossais (PNE). À gauche : les régions sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies régionales sont superposées les unes aux autres. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*.

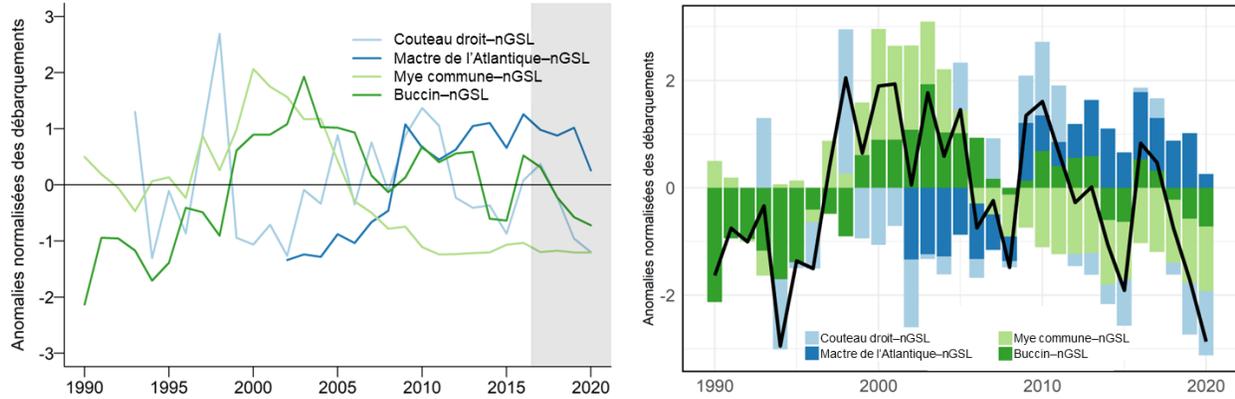


Figure 6.3-7. Anomalies des débarquements pour les pêches d'autres mollusques dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL). À gauche : les espèces sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies des espèces sont superposées les unes aux autres. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*.

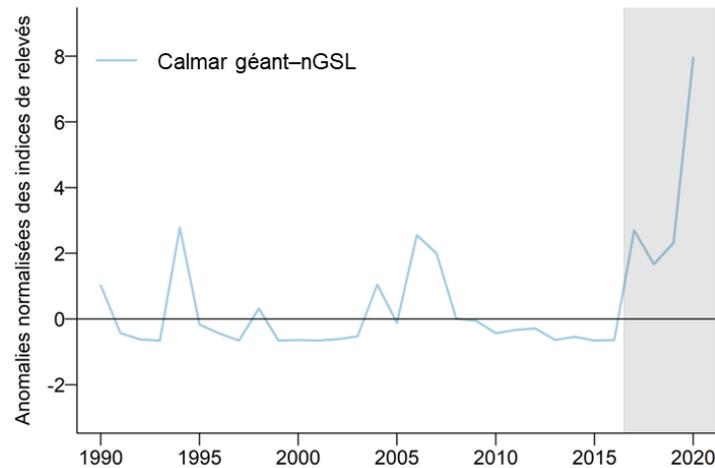


Figure 6.3-8. Anomalies des indices de relevés de l'encornet nordique dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL). Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*.

6.3.3 Échinodermes

Les pêches d'échinodermes sont relativement récentes dans le nord du golfe du Saint-Laurent et le sud du golfe du Saint-Laurent et constituent une activité complémentaire pour la plupart des pêcheurs. Les débarquements reflètent en partie cet effort variable de la part des pêcheurs. Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, la pêche de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) a commencé en 1991 (MPO 2016a) et une pêche de l'holothurie touffue (*Cucumaria frondosa*), en 2008 (figure 6.3-9).

- Les débarquements d'oursin vert dans le nord du golfe du Saint-Laurent ont diminué globalement de 2017 à 2020, mais sont toujours supérieurs à la moyenne en 2020.
- Les anomalies de l'indice des relevés d'oursin vert pour le sud du golfe du Saint-Laurent sont passées d'un creux en 2016 à une valeur supérieure à la moyenne en 2017, puis

ont diminué jusqu'en 2020 – l'anomalie négative la plus importante dans la série chronologique. On note une diminution globale de 1990 à 2020.

- Les débarquements d'holothurie touffue dans le nord du golfe du Saint-Laurent sont demeurés proches de la moyenne depuis 2015, après avoir augmenté rapidement de 2008 à 2014 (MPO 2021c).

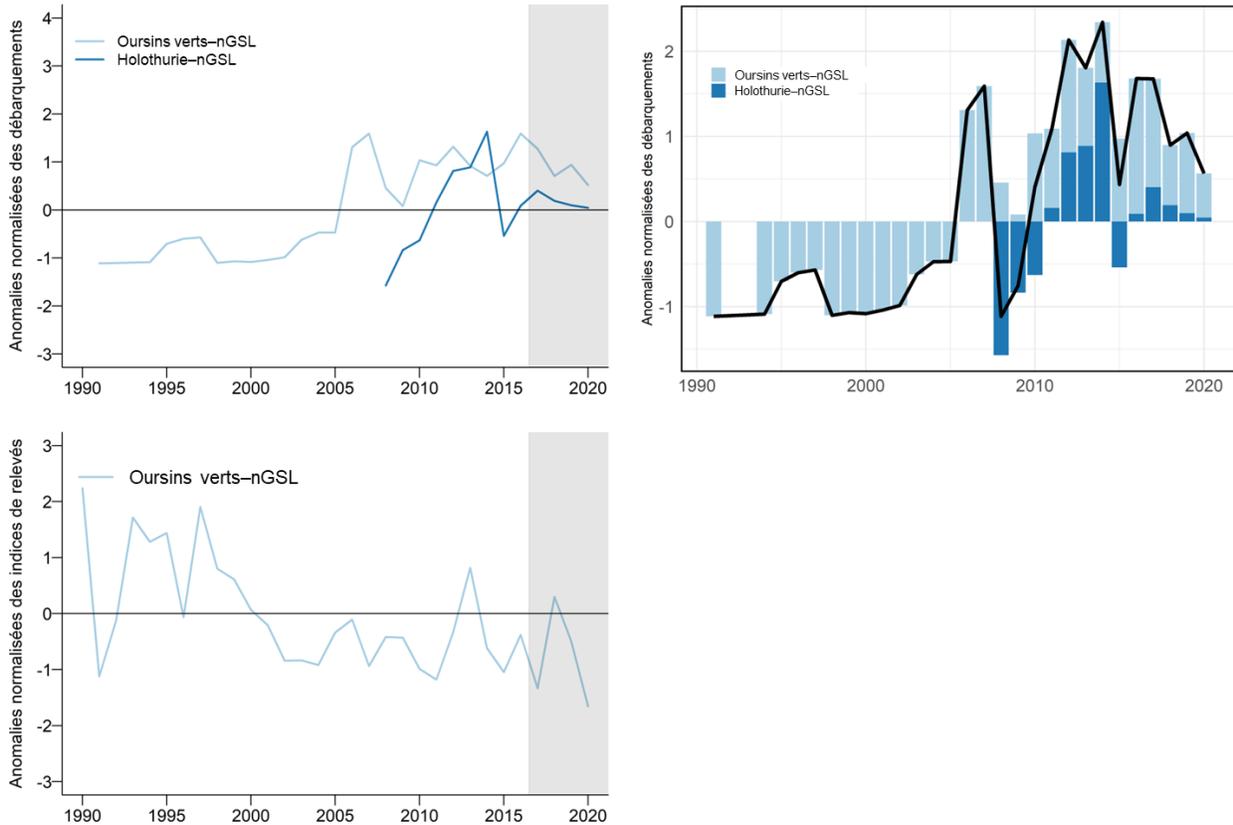


Figure 6.3-9. Anomalies des débarquements (graphiques du haut) et anomalies des indices de relevés (graphique du bas) des échinodermes dans le golfe du Saint-Laurent. À gauche : les régions sont indiquées sur des lignes séparées; à droite : les anomalies régionales sont superposées les unes aux autres si des résultats sont disponibles pour plus d'une espèce ou d'une région. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2. et l'interprétation des anomalies à la section 6.6, *Notes techniques*. [nGSL : nord du golfe du Saint-Laurent]

6.4 Facteurs de changement

À long terme, les changements climatiques entraîneront probablement le réchauffement et l'acidification des couches de surface dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique (Loder *et al.* 2013). Ces changements influenceront à leur tour sur la composition des espèces de plancton et sur le moment des proliférations de plancton, ce qui pourrait avoir une grande incidence, positive ou négative, sur la survie et la croissance des larves et, par conséquent, sur le recrutement de la plupart des espèces d'invertébrés mentionnées dans le présent rapport, y compris les stades juvéniles et adultes des espèces côtières. Les populations qui se trouvent dans la partie méridionale de leur aire de répartition dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, comme la crevette nordique et le crabe des neiges, sont particulièrement à risque.

La crevette nordique est une espèce sténotherme « froide » sensible au réchauffement, à l'hypoxie, à la prédation par le sébaste et aux changements du zooplancton (voir *Divers facteurs de stress* dans la section 11.2.1). Des changements ont déjà été observés dans l'aire de répartition des crevettes dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Dans l'est du plateau néo-écossais, le stock affiche des signes d'instabilité qui sont principalement causés par les températures de l'eau (MPO 2021p).

La température de la surface de la mer de même que l'épaisseur et la température de la couche intermédiaire froide changent (Galbraith *et al.* 2021) et devraient continuer de le faire (Loder *et al.* 2013). Ces changements ont eu des effets négatifs sur l'habitat du crabe des neiges dans le nord du golfe du Saint-Laurent (MPO 2021a) et devraient nuire à l'espèce dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Chassé *et al.* 2006; MPO 2021m). La nature cyclique de la pêche du crabe des neiges, avec des périodes de bon recrutement dans la pêche entrecoupées de périodes de mauvais recrutement, complique l'établissement de liens entre la température et l'abondance ou la biomasse. Cependant, l'étroite plage de températures tolérée par le crabe des neiges donne à penser que cette pêche subira les effets négatifs de la tendance à long terme au réchauffement prévue compte tenu des changements climatiques (Chabot *et al.* 2013; MPO 2022b; voir *Changements climatiques* dans la section 11.1.2). Au contraire, le réchauffement a eu un effet positif sur le homard d'Amérique dans le nord du golfe du Saint-Laurent (voir *Changements climatiques* dans la section 11.1.1) et le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2019a à c; Chassé *et al.* 2014; Rondeau *et al.* 2015), mais l'acidification devrait avoir des effets négatifs sur l'espèce (Tai *et al.* 2021).

Il est plus difficile d'attribuer les changements d'abondance pour d'autres crustacés, mollusques et échinodermes au climat, peut-être parce qu'un bon nombre de ces espèces sont côtières et sont soumises à des variations naturelles importantes des conditions environnementales, mais aussi en raison de lacunes dans les connaissances (voir *Lacunes dans la recherche et incertitudes* dans la section 6.5). Les débarquements commerciaux de mye commune ont diminué entre 2000 et 2010 et sont demeurés à de très faibles valeurs jusqu'en 2020. Cette baisse est attribuable à la faiblesse des rendements après le pic de 2000 et au manque d'intérêt des pêcheurs, aggravé par la fermeture des usines de transformation (MPO 2020a). La réduction de la couverture de glace hivernale observée dans le nord du golfe du Saint-Laurent ces dernières décennies (Galbraith *et al.* 2021) a entraîné une augmentation de l'agitation des sédiments sur les vasières utilisées par l'espèce, ce qui pourrait réduire le recrutement. L'érosion des rives pourrait également remodeler son habitat dans certaines biorégions (MPO 2020a). Le pétoncle géant tolère généralement des températures entre 0 et 18 °C, avec des températures optimales entre 10 et 15 °C, des températures stressantes au-dessus de 18 °C et des températures létales à 21 °C (Young-Lai et Aiken 1986; Stewart et Arnold 1994; Frenette 2004). Aucun lien avec les conditions environnementales n'a été établi jusqu'à présent pour expliquer les changements dans les débarquements, qui reflètent probablement les variations dans la disponibilité de la ressource (MPO 2021b). Le déclin des débarquements de crabe commun a été causé par une combinaison de facteurs : la diminution de l'effort, l'appauvrissement de la population (dont témoigne la baisse des taux de prise dans certaines régions) et l'augmentation de la prédation par les populations plus nombreuses de homard d'Amérique après 2008. Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, les autres facteurs sont une réduction des quotas de crabe commun à la suite du déclin des populations et des mesures visant à garantir au homard d'Amérique un accès suffisant à cette proie (MPO 2018a), car il a été démontré que le crabe commun est essentiel à la croissance et à la maturation des gonades du homard d'Amérique (Gendron *et al.* 2001).

La pêche commerciale est habituellement l'un des principaux facteurs de stress pour les stocks de poissons notamment en raison du risque de surpêche. En effet, la surpêche peut avoir non

seulement un impact direct en prélevant des quantités non durables de biomasse de l'écosystème, mais aussi des impacts sur la structure de la population des espèces surexploitées. Par exemple, dans certaines pêches ciblant uniquement les mâles, comme celle du crabe des neiges, le risque de surpêche peut contribuer à une réduction asymétrique de la taille selon le sexe en raison de la capture constante des plus gros mâles de la population (Mullowney et Baker 2021).

6.5 Lacunes dans la recherche et incertitudes

Il existe peu de données probantes sur les effets indirects des changements climatiques sur les espèces d'invertébrés, comme les changements dans le type et l'abondance des espèces de prédateurs ou les changements dans l'abondance, la composition des espèces et la valeur nutritive des espèces proies. Par exemple, l'abondance de certains prédateurs de la crevette est beaucoup plus élevée dans le nord du golfe du Saint-Laurent depuis 2011 (le merlu argenté, *Merluccius bilinearis*) et 2017 (l'encornet nordique) (Bourdages *et al.* 2021) et il se peut que cela ait accru la pression de la prédation sur la crevette au cours des dernières années. Le merlu argenté est un prédateur connu de la crevette dans le golfe du Maine et le sud-ouest du plateau néo-écossais (Garrison et Link 2000) et on a récemment suggéré que le calmar totam (*Doryteuthis pealeii*) était la cause du déclin de la crevette dans le golfe du Maine (Richards et Hunter 2021).

Les données sur les espèces côtières dans le nord du golfe du Saint-Laurent sont souvent insuffisantes, avec peu ou pas de données indépendantes de la pêche. On manque également de données environnementales. Par exemple, il faut souvent inférer la température côtière de la température de la surface de la mer au large des côtes. Les lacunes sont encore pires pour les espèces non visées par des pêches commerciales. De ce fait, nous manquons de données de référence sur la biodiversité, ce qui complique l'évaluation des impacts des changements environnementaux sur les écosystèmes côtiers des eaux canadiennes de l'Atlantique. En 2019, pour aider à combler cette lacune, la région du Québec du MPO a adopté une stratégie de surveillance régionale exhaustive dans les zones côtières afin d'améliorer l'abondance et la disponibilité des données sur la biodiversité des espèces benthodémersales au fil du temps. Le projet tire parti des relevés réguliers d'évaluation des stocks réalisés par le MPO sur les invertébrés benthiques commerciaux à quatre emplacements : l'estuaire maritime du Saint-Laurent (crabe des neiges, buccin), le nord du golfe du Saint-Laurent/archipel de Mingan (pétoncle d'Islande), le nord du golfe du Saint-Laurent/Basse-Côte-Nord (crabe des neiges) et les Îles-de-la-Madeleine (homard d'Amérique, pétoncle géant). L'initiative cherche à améliorer les pratiques actuelles de gestion des données sur la biodiversité côtière, notamment l'amélioration des protocoles en mer, la validation rapide des données par des experts (Nozères et Roy 2021), l'archivage fiable des données et la diffusion ouverte annuelle des données sur l'occurrence (Plateforme géospatiale fédérale, données ouvertes, OBIS, par exemple, Brulotte 2021). De plus, l'initiative maximise la collecte de données environnementales *in situ* pendant les relevés côtiers (enregistreurs de données sur les engins de pêche, profils CTP à des stations ciblées). Ces séries chronologiques sur la biodiversité–l'environnement deviendront cruciales pour mieux comprendre les effets des changements climatiques sur les zones côtières (p. ex. changements dans l'aire de répartition des espèces indigènes et non indigènes) et pour étayer une approche écosystémique de la gestion des pêches (p. ex. interactions trophiques, prédateurs et proies des espèces visées par des pêches commerciales, stades juvéniles des espèces hauturières).

On ignore les répercussions des changements climatiques sur la productivité et la santé du pétoncle géant sur le plateau néo-écossais. La hausse des températures au fond pourrait entraîner une augmentation de la prévalence des maladies actuellement associées au

réchauffement des eaux et provoquer des épisodes hypoxiques plus importants et plus fréquents. De plus, la baisse du pH des océans pourrait se traduire par des taux de croissance plus faibles et une diminution de la survie au stade larvaire. Pour le pétoncle géant, par contre, les changements climatiques pourraient causer une mortalité plus faible, une croissance plus élevée ou un recrutement accru dans certaines zones de gestion du plateau néo-écossais où les températures actuelles sont plus froides que les températures optimales.

À mesure que les stocks de homard d'Amérique du nord et du sud du golfe du Saint-Laurent deviennent plus abondants, on s'inquiète de la capacité de charge de l'habitat et, en particulier, de la disponibilité du crabe commun, une proie essentielle. C'est pourquoi la région du Golfe a alloué plus de ressources aux questions de recherche sur le crabe commun.

On a peu d'éléments probants indiquant les effets du climat sur les mollusques et les échinodermes, à l'exception d'un impact négatif possible de la couverture de glace réduite et de l'érosion côtière accrue sur le recrutement de la mye commune dans les zones très peu profondes et d'une présence accrue sur la Basse-Côte-Nord de l'étoile de mer commune (*Asterias rubens*), un prédateur du pétoncle géant. Il n'est pas possible de quantifier les répercussions de ces menaces pour le moment.

6.6 Notes techniques

Pour faciliter les comparaisons entre les biorégions ou les espèces, les débarquements ou les résultats des relevés ont été transformés en anomalies normalisées. Pour chaque série chronologique (p. ex. les débarquements de homard d'Amérique dans le nord du golfe du Saint-Laurent de 1990 à 2020), on a calculé la valeur moyenne pour une période de référence qui excluait la période de rapport (1990 à 2016), puis soustrait cette moyenne de la valeur pour chaque année, avant de diviser ces valeurs par l'écart-type pour la période de référence. La valeur de référence était toujours 1990-2016, sauf pour certaines nouvelles pêches qui ont commencé après 1990.

Sur les figures, les anomalies des débarquements et des résultats des relevés sont toujours indiquées sur des graphiques différents lorsque les deux types de données sont disponibles. Dans chaque graphique, les différentes biorégions et parfois les différentes espèces sont indiquées sur des lignes distinctes sur les graphiques de gauche. Si plus d'une ligne est affichée, un second graphique à droite présente les anomalies superposées. Pour chaque année, les anomalies positives des différentes lignes sont superposées au-dessus de la ligne horizontale du zéro et les anomalies négatives sont superposées en-dessous. De plus, la somme de toutes les anomalies pour une année donnée est calculée et représentée par la ligne noire épaisse.

6.7 Références

Bourdages, H., Marquis, M.-C., Nozères, C., et Ouelette-Plante, J. 2018. Évaluation des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2017 : données du relevé de recherche. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/057: iv + 68 p.

Brulotte, S. 2021. DFO Quebec Region Biodiversity of the whelk (*Buccinum*) dredge survey in the St. Lawrence Estuary. v1.1. Fisheries and Oceans Canada. Dataset/Samplingevent. http://ipt.iobis.org/obiscanada/resource?r=dfo_que_est_bu&v=1.1

- Chabot, D., Guénette, S., et Stortini, C. 2013. Chapter 4: A review of the physiological susceptibility of commercial species of fish and crustaceans of the northwest Atlantic to changes in water temperature, dissolved oxygen, pH and salinity. *Dans* Climate change impacts, vulnerabilities and opportunities analysis of the Marine Atlantic Basin. *Édité par* N.L. Shackell, B.J.W. Greenan, P. Pepin, D. Chabot, et A. Warburton. *Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3012: 83–168.
- Chassé, J., Pettipas, R.G., et Petrie, W.M. 2006. Temperature conditions in the southern Gulf of St. Lawrence during 2005 relevant to Snow Crab. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2006/045: iv + 23 p.
- Chassé, J., Lambert, N., Comeau, M., Galbraith, P.S., Larouche, P., et Pettipas, R.G. 2014. Environmental conditions in the southern Gulf of St. Lawrence relevant to lobster. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2014/031: v + 25 p.
- Clements, J., Faille, G., Gregory, R., Joseph, V., Kenchington, E., Krumhansl, K., Longtin, C., Maillet, M., Wareham Hayes, V.E., et Wong, M. 2018. Habitat, Coastal, and Significant Benthic Areas. *Dans* Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. *Édité par* R.Y. Bernier, R.E. Jamieson, et A.M. Moore. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3167: 33–55.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D., et Lafleur, C. 2021. Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/045: iv + 84 p.
- Gendron, L., Fradette, P., et Godbout, G. 2001. The importance of rock crab (*Cancer irroratus*) for growth, condition and ovary development of adult American lobster (*Homarus americanus*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 262: 221–241.
- Lambert, J., Paille, N., et Juillet, C. 2020. Biologie et exploitation des crabes *Hyas alutaceus* et *Hyas araneus* sur les côtes du Québec. *Rap. tech. can. sci. halieut. aquat.* 3303: xii + 73 p.
- Loder, J.W., Han, G., Galbraith, P.S., Chassé, J., et van der Baaren, A. (éds.). 2013. Aspects of climate change in the Northwest Atlantic off Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3045: x + 190 p.
- MPO. 1990. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 1990. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s1990pv-fra.htm>
- MPO. 1995. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 1995. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s1995pv-fra.htm>
- MPO. 1996. Crabe-araignée du Golfe. MPO Pêches de l'Atlantique, Rapport sur l'état des stocks 96/99F. https://publications.gc.ca/collections/collection_2016/mpo-dfo/Fs76-1-1996-99-fra.pdf
- MPO. 2000. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 2000. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s2000pv-fra.htm>
- MPO. 2005. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 2005. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s2005pv-fra.htm>
- MPO. 2010. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 2010. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s2010pv-fra.htm>
- MPO. 2012. Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2012/035.
- MPO. 2013. Évaluation des stocks du couteau droit des eaux côtières du Québec en 2012. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/052.

- MPO. 2014a. Options liées aux points de référence pour le stock de homard du sud du golfe du Saint-Laurent (Zones de Pêche du Homard 23, 24, 25, 26a, 26b). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/027.
- MPO. 2014b. Évaluation de règles de décision pour la pêche du crabe des neiges dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour leur conformité au cadre de l'approche de précaution. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/007.
- MPO. 2015. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 2015.
<https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s2015pv-fra.htm>
- MPO. 2016a. Évaluation de la pêche à l'oursin vert dans le nord de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/054.
- MPO. 2018a. Évaluation de l'état des stocks de crabe commun du Québec en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/044.
- MPO. 2018b. Évaluation de la pêche au buccin des eaux côtières du Québec. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/028.
- MPO. 2019a. Évaluation de l'état du stock de homard (*Homarus americanus*) des Îles-de-la-Madeleine (ZPH 22), Québec, en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/061.
- MPO. 2019b. Évaluation de l'état des stocks de homard (*Homarus americanus*) de la Côte-Nord (ZPH 15, 16 et 18) et de l'île d'Anticosti (ZPH 17), Québec, en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/059.
- MPO. 2019c. Évaluation de l'état des stocks de homard (*Homarus americanus*) de la Gaspésie (ZPH 19, 20 et 21), Québec, en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/060.
- MPO. 2019d. Évaluation du stock de mactre de l'Atlantique des Îles-de-la-Madeleine en 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/031.
- MPO. 2019e. Mise à jour jusqu'en 2018 des indicateurs de l'état du stock de homard américain (*Homarus americanus*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/008.
- MPO. 2019f. Mise à jour jusqu'en 2017 des indicateurs de la pêche du crabe commun (*Cancer irroratus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/007.
- MPO. 2020a. Évaluation des stocks de mye commune des eaux côtières du Québec. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/032.
- MPO. 2020b. Valeur des débarquements des pêches maritimes par province, 2020.
<https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/land-debarq/sea-maritimes/s2020pv-fra.htm>
- MPO. 2020c. Mise à jour de l'état du stock de pétoncles (*Placopecten magellanicus*) de la zone de pêche du pétoncle 29 à l'ouest de la longitude 65° 30'. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/046.
- MPO. 2020d. Mise à jour de l'état du stock de pétoncles (*Placopecten magellanicus*) de la zone « a » du banc de Georges pour la saison de pêche 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/043.
- MPO. 2020e. Mise à jour sur l'état du stock de pétoncles du nord du banc de Brown (*Placopecten magellanicus*) pour la saison de pêche 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/042.

- MPO. 2021a. Évaluation des stocks de crabe des neiges de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent (Zones 13 à 17, 12A, 12B, 12C et 16A) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/047.
- MPO. 2021b. Évaluation des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/054.
- MPO. 2021c. Évaluation de la pêche au concombre de mer des eaux côtières du Québec en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/042.
- MPO. 2021d. Mise à jour de l'indicateur de l'état des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/015.
- MPO. 2021e. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 6 et de la crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone de pêche à la crevette 4 en 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2021/049.
- MPO. 2021f. État des stocks de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) dans les zones de pêche du homard 27 à 32 en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/029.
- MPO. 2021g. Mise à jour sur l'état du stock de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) dans la zone de pêche du homard 35 en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/028.
- MPO. 2021h. État des stocks de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) dans les zones de pêche du homard 27 à 32 en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/016.
- MPO. 2021i. Mise à jour sur l'état du stock de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) de la zone de pêche du homard 41 (4X + 5ZE) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/017.
- MPO. 2021j. Mise à jour sur l'état du stock de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) dans la zone de pêche du homard 34 en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/018.
- MPO. 2021k. Mise à jour de l'état du stock de homard d'Amérique (*Homarus americanus*) dans les zones de pêche du homard 36 et 38 pour l'année 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/020.
- MPO. 2021l. Évaluation du Homard d'Amérique à Terre-Neuve. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/008.
- MPO. 2021m. Évaluation du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) du sud du golfe du Saint-Laurent (zones 12, 12E, 12F et 19) jusqu'en 2020 et avis pour la saison de pêche de 2021. Secr. can. de consult. Sci. du MPO. Avis sci. 2021/021.
- MPO. 2021n. Évaluation du crabe des neiges de Terre-Neuve-et-Labrador (Divisions 2HJ3KLNOP4R). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/009.
- MPO. 2021o. Mise à jour de l'état du stock de crabe des neiges du plateau néo-écossais (*Chionoecetes opilio*, o.Fabricius). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/033.
- MPO. 2021p. Mise à jour de 2020 sur l'état des stocks de crevettes nordiques de l'est du plateau néo-écossais (ZPC 13-15). Secr. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/014.

- MPO. 2021q. Mise à jour de l'état du stock de pétoncles (*Placopecten magellanicus*) des zones de production de pétoncles 1 à 6 de la baie de Fundy. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/005.
- MPO. 2022a. Évaluation de la crevette nordique de l'est du plateau néo-écossais en 2021 (ZPC 13 à 15). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/033.
- MPO. 2022b. Évaluation du crabe des neiges de Terre-Neuve-et-Labrador (Divisions 2HJ3KLNOP4R). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/012.
- Mullowney, D.R.J., et Baker, K.D. 2021. Size-at-maturity shift in a male-only fishery: factors affecting molt-type outcomes in Newfoundland and Labrador snow crab (*Chionoecetes opilio*). ICES J. Mar. Sci. 78: 516–533.
- Niles, M., Barrell, J., Sameoto, J., Keith, D., et Sonier, R. 2021. Évaluation de la pêche du pétoncle dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2018 : données de la pêche commerciale et données de relevés. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/038 : xiii + 184 p.
- Nozères, C., et Roy, V. 2021. Catalogue des photos de la faune marine côtière prises lors du relevé du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Rapp. manus. can. sci. halieut. aquati. 3207: iv + 166 p.
- Rondeau, A., Comeau, M., et Surette, T. 2015. Assessment of the American Lobster (*Homarus americanus*) Stock Status in the Southern Gulf of St. Lawrence (LFA 23, 24, 25, 26A and 26B). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/036: xii + 92 p.
- Savard, L. 2012. Indicateurs de l'état des stocks et points de référence conformes à une approche de précaution pour la crevette nordique du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/006: ii + 29 p.
- Tai, T.C., Calosi, P., Gurney-Smith, H.J., et Cheung, W.W.L. 2021. Modelling ocean acidification effects with life stage-specific responses alters spatiotemporal patterns of catch and revenues of American lobster, *Homarus americanus*. Sci. Rep. 11: 23330.

7. POISSONS MARINS ET DIADROMES

Heather D. Bowlby¹, Christina Bourne², Cindy Breau³, Eric Brunsdon¹, David C. Hardie¹, Derek Hogan⁴, Warren N. Joyce¹, Nick Kelly², Mariano Koen-Alonso², Ryan Martin⁵, Jenni L. McDermid³, Dustin Raab¹, Rick Rideout², Marie-Julie Roux⁶, Andrew Taylor¹, Mark R. Simpson²

¹ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

² Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

³ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

⁴ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, French Village (Nouvelle-Écosse)

⁵ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

⁶ Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

7.1 Messages clés

- Dans l'ensemble de la zone atlantique, la plupart des stocks de petits poissons pélagiques ont continué de diminuer ou sont demeurés stables à de faibles niveaux depuis 2017. La faible abondance continue de ces poissons fourrages peut nuire à la production d'autres poissons ayant une valeur commerciale dans certaines régions.
- Diverses espèces de requins pélagiques sont présentes dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. L'état et les tendances de la plupart des espèces sont actuellement inconnus, bien qu'il existe des éléments probants indiquant l'augmentation récente des populations de deux espèces en voie de disparition, la maraîche et le grand requin blanc.
- Depuis 2017, on a observé des changements limités de la biomasse des poissons de fond dans la plupart des régions. De nombreuses espèces visées par les pêches commerciales demeurent à des niveaux faibles ou ne se sont pas rétablies à leurs niveaux antérieurs. Le flétan atlantique fait exception, demeurant à des niveaux supérieurs à la moyenne dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique.
- Dans toutes les biorégions, les espèces de sébastes étaient la composante la plus abondante, ou parmi les composantes les plus abondantes, de la communauté des poissons démersaux au cours des dernières années.
- Pour de nombreuses espèces démersales de requins et de raies, les estimations de la biomasse et le poids des prises dans les relevés sont très variables d'une année à l'autre et les tendances dans le temps sont propres à chaque espèce. Les espèces démersales de requins et de raies, en général, constituent une faible proportion de la biomasse totale des poissons démersaux, à l'exception de l'aiguillat noir dans le nord du golfe du Saint-Laurent et de l'aiguillat commun dans l'ouest du plateau néo-écossais, où ils sont des membres plus importants de la communauté des poissons démersaux.
- La biomasse de la raie épineuse est stable dans le golfe du Saint-Laurent depuis une dizaine d'années; cependant, on a observé des déclinés à long terme sur le plateau néo-écossais et des augmentations à long terme sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.
- La faible abondance du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent dans les années 1990 a entraîné la fermeture des pêches commerciales et récréatives et la suspension des allocations aux pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles. La réduction de la pression de la pêche et les conditions environnementales favorables auraient joué un rôle dans l'augmentation de l'abondance de la population observée depuis le milieu des années 1990.

- De nombreux stocks de saumon atlantique sauvage dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique ont atteint une faible abondance depuis le milieu des années 1990 par rapport à leurs niveaux antérieurs. Les menaces présentes dans les milieux d'eau douce et marins pourraient agir individuellement ou en combinaison pour causer les déclin. Au contraire, certaines populations de l'est et de l'ouest de Terre-Neuve et du Labrador sont stables ou affichent des tendances à la hausse. Les menaces présentes dans les milieux d'eau douce et marins pourraient agir individuellement ou en combinaison pour causer les déclin.
- On pense que les changements observés dans l'abondance des espèces de poissons au fil du temps sont attribuables au long historique de surpêche, à un environnement qui change rapidement et à des interactions trophiques modifiées, mais bon nombre de ces tendances ne sont pas encore expliquées totalement.

7.2 Contexte

Les communautés marines comprennent les espèces de poissons qui utilisent divers habitats près du fond marin ou dans la colonne d'eau, de la côte jusqu'aux zones d'eaux libres situées au large. Les poissons marins occupent différents niveaux du réseau trophique, souvent à différents stades de leur cycle de vie, et jouent un rôle important dans le transfert d'énergie entre divers niveaux trophiques et dans le maintien des activités de pêche commerciale.

Les poissons pélagiques habitent la colonne d'eau; beaucoup se déplacent en bancs, tandis que d'autres nagent seuls ou dérivent avec les courants océaniques. Ils sont composés à la fois de petits poissons fourrages riches en énergie et de leurs grands prédateurs de niveau supérieur. Les poissons fourrages migrent dans des zones productives pour se nourrir de zooplancton, ce qui peut avoir une incidence sur la répartition de leurs prédateurs (poissons de fond, mammifères marins, oiseaux de mer; Buren *et al.* 2014a). Voir l'impact de la réduction de la disponibilité des poissons fourrages sur les oiseaux de mer dans *Interactions entre prédateurs et proies*, à la section 11.4.2). Les grands poissons pélagiques peuvent occuper différents niveaux trophiques, même lorsqu'ils passent du stade juvénile à celui d'adulte; certains sont des poissons filtreurs, d'autres des piscivores. Certains migrent sur de longues distances pour accomplir leur cycle de vie et changent d'espèces proies pour rester dans les eaux où ils trouvent leurs conditions environnementales préférées.

Les poissons démersaux vivent près du fond marin ou en association étroite avec celui-ci sur les plateaux continentaux du Canada atlantique, consommant surtout des poissons plus petits, du zooplancton ou des invertébrés de fond. Les poissons démersaux ont des formes variées et comprennent les poissons de fond, les requins et les raies. Les poissons de fond ont une importance économique et écologique dans les eaux canadiennes de l'Atlantique en tant que cibles de pêches majeures qui fournissent des emplois et des ressources alimentaires aux économies locales, mais aussi en tant que consommateurs secondaires ou prédateurs qui exercent une influence descendante sur les réseaux trophiques. Les aiguillats et les raies s'alimentent des ressources disponibles et consomment une grande variété de céphalopodes, de crustacés, de scyphozoaires et d'autres petits poissons démersaux ou pélagiques. À leur tour, ils peuvent être la proie de d'autres poissons démersaux ou de requins, de requins plus grands et de mammifères marins.

Les poissons diadromes sont des espèces migratrices, passant une partie de leur cycle de vie dans l'océan et une partie dans l'eau douce, et occupent une fonction importante dans les écosystèmes aquatiques, car ils transportent et échangent des éléments nutritifs et de la biomasse entre l'eau douce et les écosystèmes marins. Les menaces pesant sur le saumon atlantique sont examinées en détail dans *Divers facteurs de stress*, à la section 11.2.2.

7.3 État et tendances

L'évaluation de l'état des communautés de poissons exige un suivi minutieux et une analyse scientifique en vue d'obtenir des renseignements suffisants et fiables pour une telle multitude d'espèces. De nombreuses espèces sont ciblées par les pêches commerciales et bien que les débarquements de ces pêches fournissent des renseignements utiles pour les espèces ciblées, ils ne reflètent pas l'ensemble de la communauté de poissons. Les méthodes scientifiques, comme les relevés plurispécifiques au chalut de fond, les relevés acoustiques, les relevés à la palangre et au filet maillant, les relevés par plongée, le marquage-recapture, ainsi que le marquage et le suivi, comblent certaines de ces lacunes parce qu'elles permettent de recueillir des données sur les communautés plus vastes de poissons et certaines espèces d'intérêt. On utilise aussi de plus en plus les méthodes d'imagerie sous-marine non extractives pour mieux comprendre les communautés de poissons, tout en réduisant les répercussions de la collecte de données scientifiques sur les espèces et les habitats marins.

Pour l'essentiel, l'état et les tendances des différentes espèces sont présentés par biorégion : le nord du golfe du Saint-Laurent et le sud du golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Toutefois, en raison de la spécificité des méthodes des relevés de recherche, des activités de gestion (voir des précisions sur l'approche de précaution à la section 1.3 *Législation et gestion*) et des variations de la répartition spatiale entre les espèces, des sous-zones plus globales ou plus spécifiques peuvent être utilisées. L'état et les tendances des poissons marins et diadromes sont présentés ci-après et résumés à l'annexe 1.

7.3.1 Petits poissons pélagiques

Les petites espèces pélagiques ne sont pas facilement capturées lors des relevés plurispécifiques au chalut de fond, de sorte que certaines espèces ou certains stocks sont ciblés par des relevés acoustiques. Les divisions de l'OPANO (voir la figure 1.2-1) sont utilisées partout pour les différents stocks.

Nord du golfe du Saint-Laurent

Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), le maquereau (*Scomber scombrus*) et le capelan (*Mallotus villosus*) sont les petits poissons pélagiques commercialement exploités les plus courants. Le maquereau fait partie du stock de l'Atlantique Nord-Ouest, qui comprend deux contingents reproducteurs génétiquement distincts (Gíslason *et al.* 2020). La figure 7.3-1 représente la biomasse annuelle issue de l'indice de relevés acoustiques pour le hareng de l'Atlantique reproducteur de printemps et d'automne et l'indice de la biomasse estimée pour le maquereau. Le capelan des divisions 4RST est évalué en fonction des débarquements commerciaux et d'un indice de rendement de la pêche, car le MPO n'a actuellement aucun relevé scientifique visant à estimer l'abondance du capelan dans le golfe du Saint-Laurent.

- La biomasse du hareng de l'Atlantique reproducteur de printemps dans la division 4R a augmenté en 2017 et de nouveau en 2019 par rapport au niveau le plus bas jamais observé en 2015. Dans la division 4Sw, les reproducteurs de printemps ont également augmenté en 2019 et en 2020 par rapport aux faibles niveaux.
- La biomasse du hareng de l'Atlantique reproducteur d'automne a légèrement augmenté en 2020 et est comparable aux niveaux observés au début des années 2000 dans la division 4R (MPO 2021a) et de 2009 à 2011 dans la division 4Sw (MPO 2021b).

- La biomasse du stock reproducteur de maquereau a légèrement augmenté de 2016 à 2018, mais a diminué de nouveau de 2019 à 2021 pour atteindre son niveau le plus bas jamais observé en 2020 (MPO 2021c). Le stock est demeuré près du point de référence limite ou en dessous dans la dernière décennie, après s'être effondré dans les années 2010.
- Les débarquements commerciaux de capelan dans les divisions 4RST varient chaque année. Les débarquements de 2018 à 2020 étaient proches de la moyenne de la série, tandis que l'indice de rendement de la pêche (tonnes par bateau et par jour) est demeuré supérieur à la moyenne de la série chronologique (MPO 2021d).

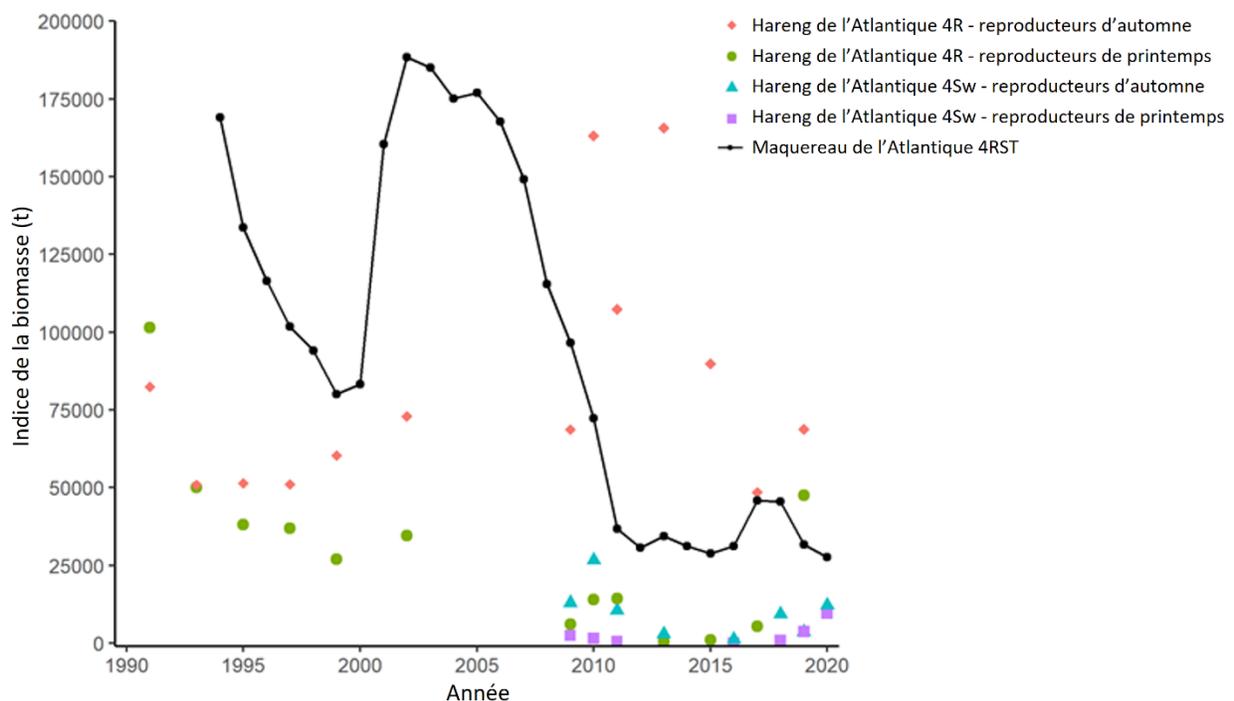


Figure 7.3-1. Indice de la biomasse acoustique (tonnes) du hareng de l'Atlantique (divisions 4R et 4Sw de l'OPANO) et indice de la biomasse estimée (tonnes) du maquereau (divisions 4RST de l'OPANO) dans le nord du golfe du Saint-Laurent de 1990 à 2020. Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

Sud du golfe du Saint-Laurent

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la biomasse des poissons pélagiques est dominée par le hareng de l'Atlantique depuis le milieu des années 1980. La figure 7.3-2 illustre l'indice de la biomasse pour le total des poissons pélagiques et les différentes espèces d'après le relevé effectué sur des navires de recherche. Le gaspureau désigne deux espèces de poissons qui ne sont pas différenciées pendant le relevé : le gaspureau (*Alosa pseudoharengus*) et l'aloise d'été (*Alosa aestivalis*).

- La biomasse totale des poissons pélagiques était à de très faibles niveaux de 2018 à 2020. En 2021, les niveaux sont revenus à ceux de 2016 et de 2017.

- La biomasse du hareng de l'Atlantique a diminué de 2016 à 2020 jusqu'aux creux observés pour la dernière fois dans les années 1970 et 1980 (MPO 2022a).
- En 2021, la biomasse du maquereau était la plus élevée jamais enregistrée dans le relevé à partir de navires de recherche. Cependant, cela contredit l'évaluation du stock qui a montré la plus faible biomasse du stock reproducteur pour le contingent nord du maquereau en 2021 (MPO 2023).
- La biomasse du gaspureau dans la rivière Margaree – la seule rivière ayant des données d'abondances – diminue depuis les années 1980 (MPO 2022b), et demeure faible.
- La biomasse du capelan était faible en 2018–2019, puis a augmenté en 2020 et en 2021, tout en restant inférieure aux niveaux enregistrés en 2017 (MPO 2021d).

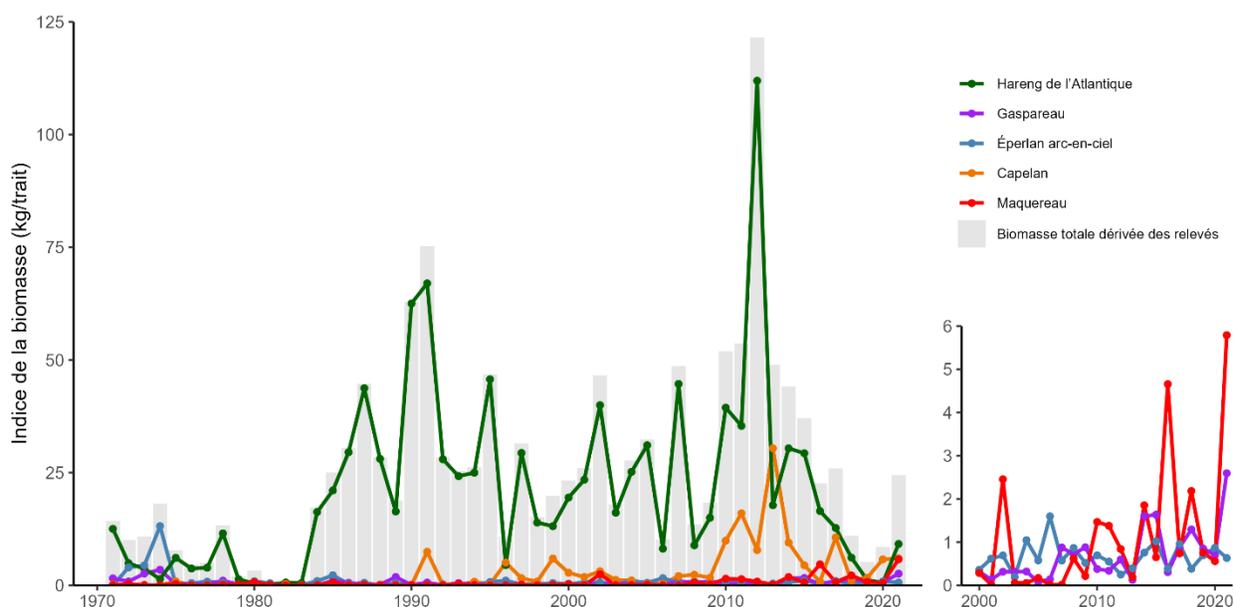


Figure 7.3-2. Indice de la biomasse (kg/trait) du total des poissons pélagiques et des espèces les plus abondantes provenant de relevés effectués sur un navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2021 (à gauche), avec grossissement pour les espèces moins abondantes de 2000 à 2020 (à droite). Les valeurs de la biomasse ont été normalisées sur toute la série chronologique conformément à Benoît et Swain (2003). Voir les limites biogéographiques à la section 1.2.

Plateau néo-écossais

Sur le plateau néo-écossais, les petites espèces pélagiques sont dominées par le hareng de l'Atlantique et le maquereau; par le passé, l'ouest du plateau néo-écossais, y compris la baie de Fundy, soutenait une grande abondance et une importante pêche pélagique du hareng de l'Atlantique. La figure 7.3-3 indique les débarquements commerciaux totaux sur tout le plateau néo-écossais et la figure 7.3-4, les débarquements de hareng de l'Atlantique et de maquereau dans les divisions 4W et 4V (4Vn et 4Vs) de l'OPANO pour l'est du plateau néo-écossais et dans la division 4X pour l'ouest du plateau néo-écossais.

- Sur tout le plateau néo-écossais, les débarquements commerciaux totaux de petits poissons pélagiques de 2016 à 2021 sont faibles comparativement aux chiffres de la fin des années 1980 et du début des années 1990, bien qu'ils soient demeurés relativement stables depuis 2010.
 - Les débarquements de hareng de l'Atlantique dans l'est du plateau néo-écossais restent à des niveaux historiquement bas dans la division 4V; ils sont faibles, mais relativement stables depuis 2018 dans la division 4W. Les débarquements de hareng de l'Atlantique dans l'ouest du plateau néo-écossais étaient faibles de 2016 à 2021 et continuent de diminuer lentement par rapport à leur sommet de 1988.
 - Les débarquements de maquereau dans l'ouest et l'est du plateau néo-écossais sont encore à des niveaux très faibles (~1 000 tonnes ou moins depuis 2010).

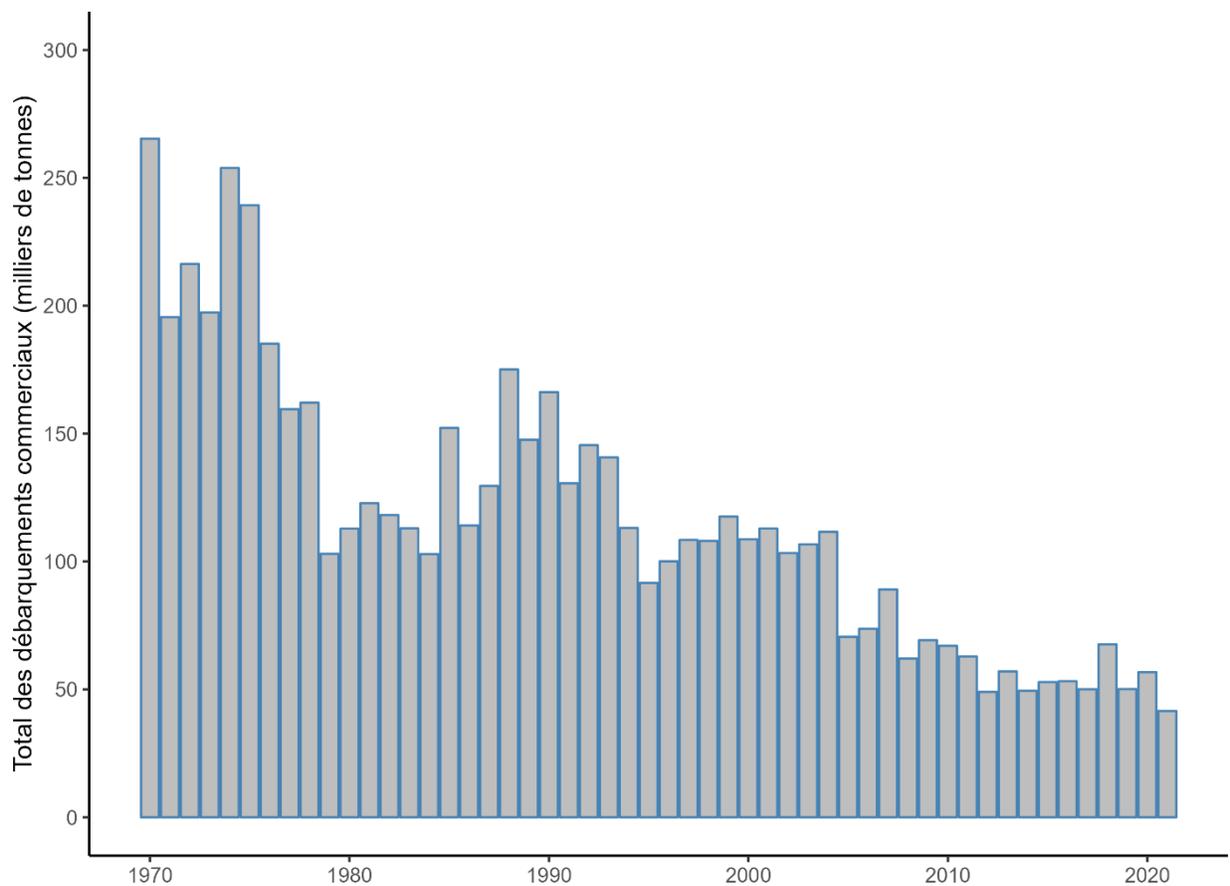


Figure 7.3-3. Total des débarquements commerciaux (milliers de tonnes) de petits poissons pélagiques sur le plateau néo-écossais. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2.

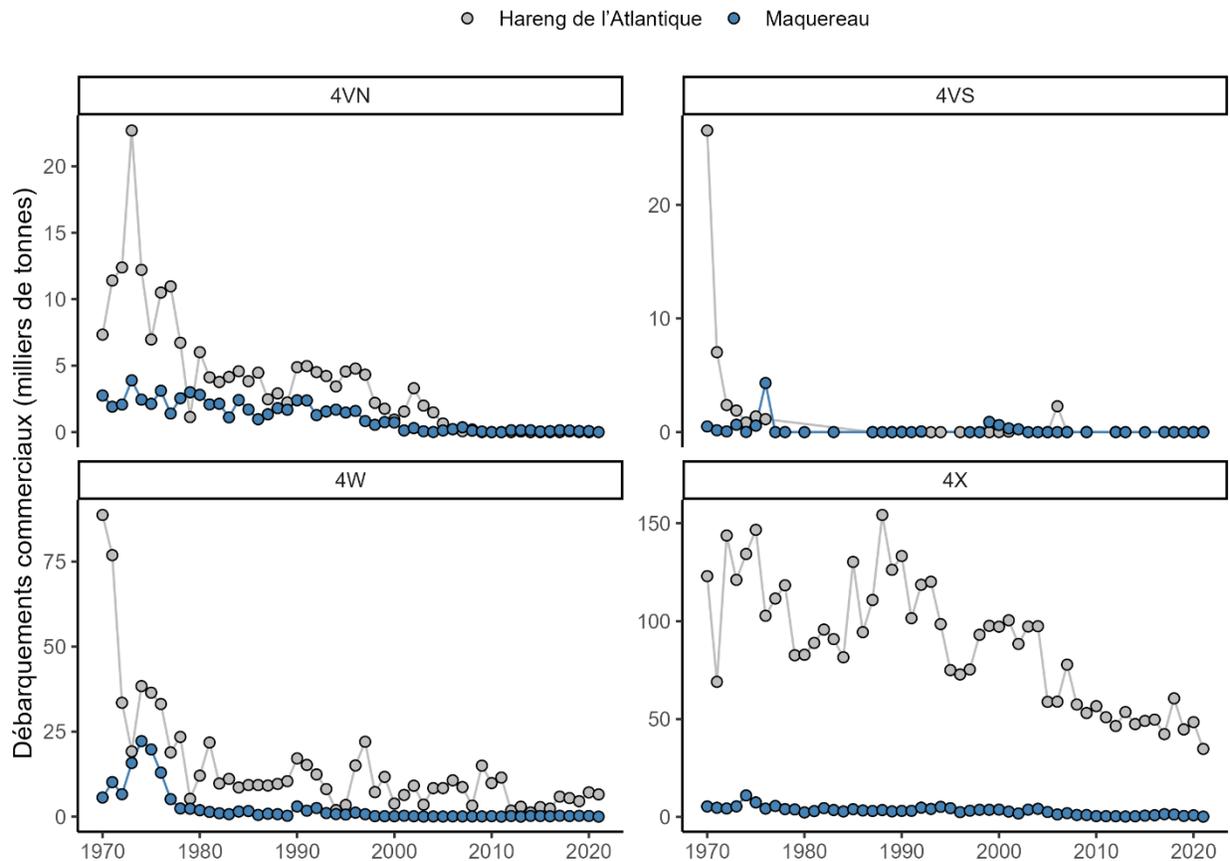


Figure 7.3-4. Débarquements commerciaux (en milliers de tonnes) de hareng de l'Atlantique et de maquereau dans l'est du plateau néo-écossais (divisions 4Vn, 4Vs et 4W de l'OPANO) et dans l'ouest du plateau néo-écossais (division 4X) de 1970 à 2021. Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les espèces pélagiques sont la morue polaire (*Boreogadus saida*), le lançon (*Ammodytes dubius*), le hareng de l'Atlantique et le capelan. Le capelan est le petit poisson pélagique dominant, une espèce fourragère clé dans le réseau trophique marin des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (Buren *et al.* 2014) et la seule espèce pélagique pour laquelle il existe actuellement un indice de la biomasse. L'indice de la biomasse reflète une partie du stock de capelan mature avant la fraie estivale, d'après un relevé acoustique effectué au printemps, et est présenté à la figure 7.3-5 pour la division 3L de l'OPANO. Il convient de noter que le relevé acoustique printanier n'a pas été effectué en 2020 en raison des limites liées à la COVID-19; nous avons donc utilisé ici à la place un modèle de prévision du capelan pour cette année-là.

- L'indice de la biomasse du capelan était proche de la moyenne sur 20 ans en 2018 et 2019 et légèrement en dessous en 2017, toujours bien en deçà des niveaux observés à la fin des années 1980 avant l'effondrement des stocks en 1991.

- Selon le modèle de prévision du capelan, l'indice de la biomasse dans le relevé acoustique du printemps en 2020 serait inférieur à celui de 2019, revenant à des niveaux semblables à ceux observés en 2017 (MPO 2022c).

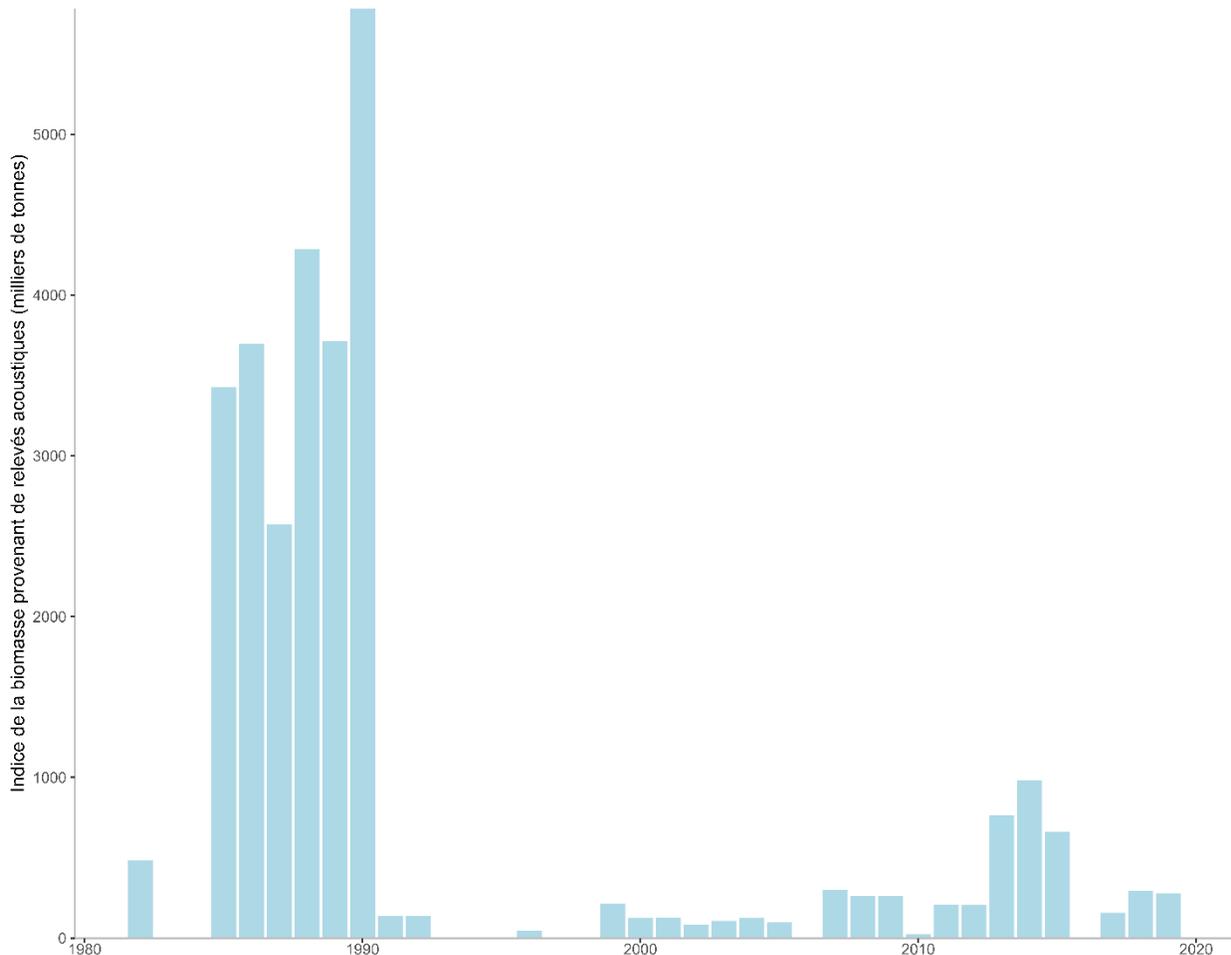


Figure 7.3-5. Indice de la biomasse du capelan (en milliers de tonnes) provenant des relevés acoustiques printaniers pour la division 3L de l'OPANO de 1980 à 2019. Voir les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

7.3.2 Gros poissons pélagiques

Les thonidés, y compris l'espadon de l'Atlantique Nord (*Xiphias gladius*), et de nombreux requins sont des espèces migratrices qui occupent de vastes aires de répartition dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et au-delà de celles-ci. Certains requins y résident toute l'année, d'autres sont des visiteurs saisonniers ou occasionnels (Campana *et al.* 2015a; Showell *et al.* 2017); il est donc difficile d'évaluer avec exactitude la taille des populations. À l'heure actuelle, des pêches commerciales ciblent certaines espèces de thons et il existe une pêche récréative avec remise à l'eau des requins comprenant quatre à six tournois par année qui, en 2019, ne permettaient que la rétention du requin bleu (*Prionace glauca*) (Bowlby *et al.* 2020). Historiquement, il y avait une pêche dirigée de la maraîche (*Lamna nasus*) et le requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) pouvait être pêché à titre de prises accessoires, mais ces pêches ne

sont plus autorisées en raison de préoccupations liées à la conservation (voir l'aperçu dans *Divers facteurs de stress*, à la section 11.2.4). Les requins pélagiques ne sont pas interceptés par les relevés plurispécifiques annuels au chalut de fond du MPO, de sorte que les débarquements en tant que prises accessoires rejetées en mer dans les pêches commerciales (Campana *et al.* 2013) et les débarquements lors des tournois sont les principales sources de données.

Le COSEPAC (2014, 2019, 2021) considère les populations de maraîche, de requin-taube bleu et de grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) comme étant en voie de disparition et la population de requin-pèlerin (*Cetorhinus maximus*), comme étant préoccupante (COSEPAC 2009a). Le grand requin blanc est également inscrit sur la liste des espèces en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du Canada; les maraîches, les requins-taupes bleus et les requins-pèlerins sont tous en voie d'être ajoutés à l'annexe 1.

- Les populations de grand requin blanc (MPO 2017b) et de maraîche (Campana *et al.* 2013) montrent des signes d'augmentation.
- Depuis 2014, les débarquements de requins pélagiques en tant que prises accessoires de la pêche commerciale sont extrêmement limités.
- Les débarquements lors des tournois sont passés d'environ 4 tonnes métriques en 1993 (la première année) à une moyenne de 11 tonnes métriques depuis 2006 (Campana *et al.* 2015b). Les requins bleus représentent 99 % de tous les débarquements des tournois, les requins-taupes bleus, les renards marins (*Alopias vulpinus*) et les maraîches étant capturés périodiquement.

7.3.3 Poissons démersaux

Les poissons de fond (p. ex. la morue franche *Gadus morhua*, le flétan atlantique *Hippoglossus hippoglossus*, le flétan du Groenland *Reinhardtius hippoglossoides*, le sébaste, la merluche blanche *Urophycis tenuis*, la plie canadienne *Hippoglossoides platessoides*, l'aiglefin *Melanogrammus aeglefinus*, le merlu argenté *Merluccius bilinearis*), les requins démersaux (p. ex. l'aiguillat commun *Squalus acanthias*, l'aiguillat noir *Centroscyllium fabricii*) et les raies (p. ex. la raie épineuse *Amblyraja radiata*, la raie à queue de velours *Malacoraja senta*) sont tous évalués à partir des relevés multispécifiques annuels au chalut de fond et constituent la base de la majorité de l'état et des tendances. Les grands flétans atlantiques ne sont pas facilement capturés lors des relevés multispécifiques au chalut de fond et les relevés collaboratifs à la palangre menés par le MPO et l'industrie sont utilisés pour suivre la biomasse aux fins de l'évaluation des stocks. Bon nombre de poissons démersaux sont ou ont déjà été ciblés par des pêches commerciales (voir l'historique de la pêche commerciale de l'aiguillat commun dans les eaux canadiennes de l'Atlantique dans *Divers facteurs de stress*, à la section 11.2.4); cependant, les débarquements commerciaux ne sont présentés qu'occasionnellement en tant que renseignements supplémentaires.

Il est difficile de faire la distinction entre le sébaste atlantique (*Sebastes mentella*) et le sébaste acadien (*Sebastes fasciatus*) pendant les relevés de recherche en raison des différences morphologiques très légères entre les deux espèces; ils sont donc évalués ensemble. Dans certains cas, la composition des espèces des prises a été déterminée à l'aide de l'information provenant de la pêche; les récentes améliorations apportées aux méthodes pourraient permettre l'identification au niveau de l'espèce dans les futurs relevés de recherche (Senay *et al.* 2021). Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, une troisième espèce, le sébaste orangé (*Sebastes marinus*), est gérée et évaluée avec les deux autres (MPO 2020a).

La plupart des informations sur l'état et des tendances des poissons démersaux sont présentées au niveau biorégional; cependant, l'aiguillat commun et la raie épineuse sont désignés comme des espèces préoccupantes pour la population de l'Atlantique (COSEPAC 2010a, 2012a). La raie à queue de velours est également menacée dans tout l'Atlantique, avec une population en voie de disparition sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (population de la fosse de l'île Funk) et une population préoccupante sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Saint-Laurent (population du chenal Laurentien-plateau néo-écossais) (COSEPAC 2012b). La raie tachetée (*Leucoraja ocellata*) est également inscrite comme espèce en voie de disparition par le COSEPAC (2015).

Les poissons démersaux sont examinés séparément pour le nord et le sud du golfe du Saint-Laurent, et on utilise les divisions de l'OPANO (voir la figure 1.2-1) pour les différents stocks. En général, les poissons de fond sont présentés séparément des requins et des raies (à l'exception de l'aiguillat commun sur le plateau néo-écossais), qui représentent une proportion relativement faible de la biomasse totale des poissons démersaux et dont les tendances sont mieux visualisées séparément.

Nord du golfe du Saint-Laurent

Un relevé au chalut de fond est effectué chaque année en août afin d'estimer l'abondance relative des poissons démersaux dans le nord du golfe du Saint-Laurent. La figure 7.3-6 indique le total des prises annuelles de poissons démersaux dans le relevé et le poids moyen des prises des principaux poissons de fond; la figure 7.3-7 montre le poids moyen des prises des principales espèces de requins et de raies capturées dans le cadre du relevé.

- L'abondance des poissons démersaux a atteint ses niveaux les plus élevés entre 2016 et 2021, principalement en raison d'une augmentation des sébastes. Cette tendance à la hausse marquée s'est poursuivie depuis 2010.
 - La biomasse des sébastes a atteint un maximum en 2019 et a maintenu une tendance générale à la hausse en 2021. Cette augmentation nette est principalement attribuable au recrutement élevé du sébaste atlantique en 2011, 2012 et 2013 (Senay *et al.* 2021); le sébaste acadien est demeuré dans la zone de prudence en 2020 (MPO 2020b).
 - En 2019, les débarquements de flétan atlantique étaient les plus importants des 60 dernières années (Gauthier *et al.* 2021; Shackell *et al.* 2021). La biomasse du flétan atlantique a augmenté de façon relativement constante depuis les années 2000 (MPO 2018a) jusqu'en 2021 (MPO 2021f).
 - L'abondance de la morue franche a affiché une tendance à la hausse en 2020 et en 2021 (MPO 2020c, 2021g) après une baisse en 2017 (MPO 2017c, 2018b).
 - L'indicateur de l'état du stock de flétan du Groenland s'est stabilisé en 2019 après une diminution de la biomasse de plus de 60 % entre 2008 et 2017 (Bourdages *et al.* 2021, MPO 2021h). L'indicateur de l'état du stock de flétan du Groenland s'est légèrement redressé en 2020 et en 2021 en raison de l'arrivée d'une importante cohorte en 2018, ce qui dénote un taux de croissance normal et pourrait recruter dès 2024 (MPO 2021h).
 - L'abondance de la raie épineuse a légèrement augmenté en 2020 après une longue période de stabilité, puis a diminué de nouveau en 2021 jusqu'aux niveaux observés précédemment (Bourdages *et al.* 2021).
 - Les prises de raie à queue de velours ont continué de diminuer de 2017 à 2021 (Bourdages *et al.* 2021).

- Les prises d'aiguillat noir ont atteint un niveau record en 2021 après avoir augmenté depuis 2012, dépassant la moyenne chronologique des relevés.

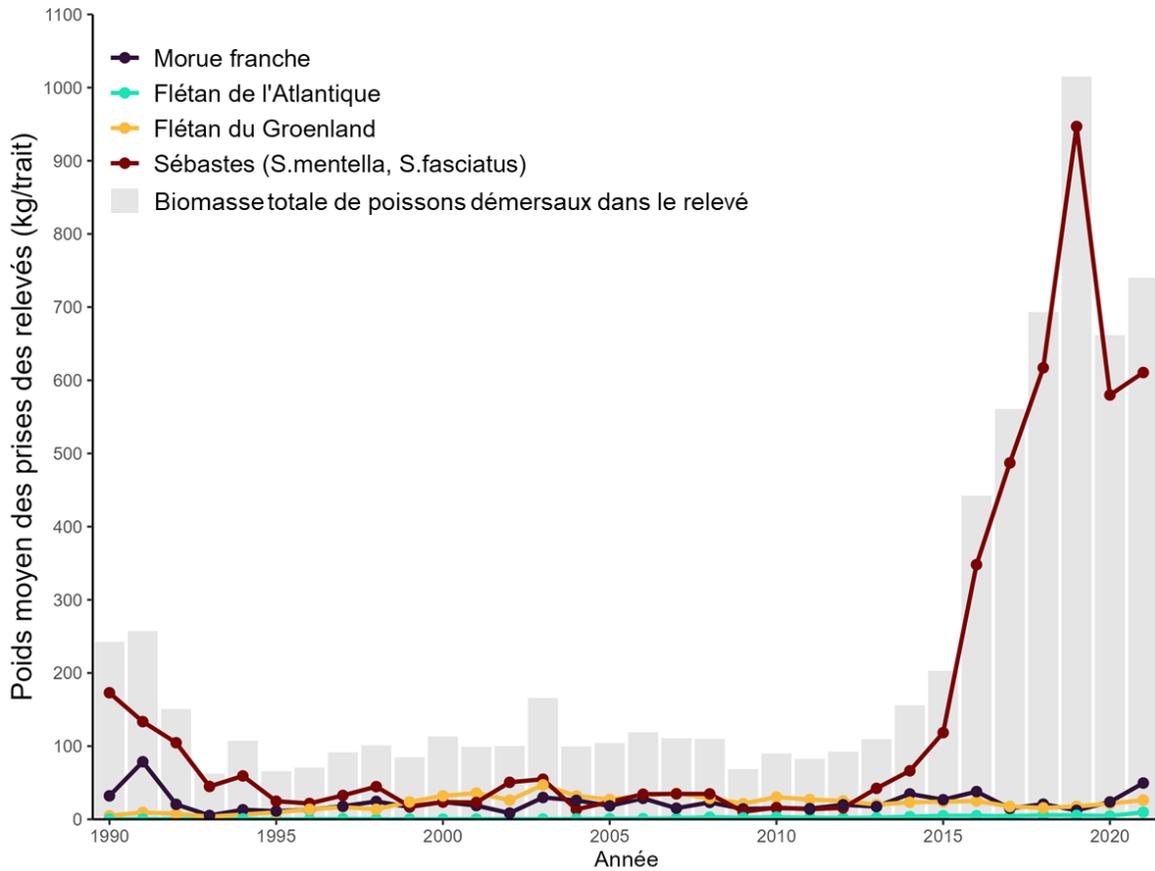


Figure 7.3-6. Poids moyen des prises (kg/trait) de tous les poissons démersaux (barres) et des espèces les plus abondantes dans le nord du golfe du Saint-Laurent de 1990 à 2021. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2.

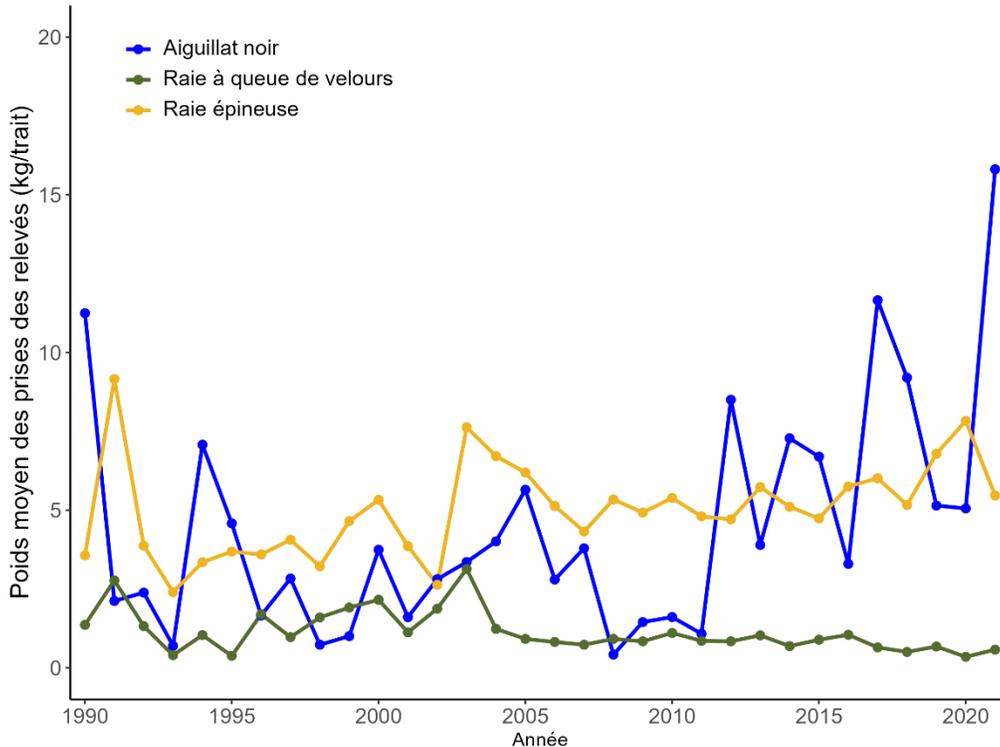


Figure 7.3-7. Poids moyen des prises (kg/trait) des espèces les plus abondantes de requins et de raies dans le nord du golfe du Saint-Laurent de 1990 à 2021. Voir les limites biogéographiques à la section 1.2.

Sud du golfe du Saint-Laurent

Un relevé au chalut de fond est effectué chaque année en septembre afin d'estimer l'abondance relative des poissons démersaux dans le sud du golfe du Saint-Laurent. La figure 7.3-8 indique la biomasse totale du relevé et la biomasse du relevé pour les principaux poissons de fond; la figure 7.3-9 montre la biomasse du relevé des principales espèces de requins et de raies capturées dans le cadre du relevé.

- De 2017 à 2021, la biomasse des espèces de poissons démersaux dans le sud du golfe du Saint-Laurent est demeurée relativement constante par rapport aux niveaux observés depuis le milieu des années 1990.
 - La biomasse du sébaste est supérieure à la moyenne depuis 2016 et c'est l'une des rares espèces démersales dont la biomasse a continué à augmenter au cours des dernières années.
 - La morue franche, la plie canadienne et la merluche blanche sont demeurées à des niveaux faibles.
 - La raie épineuse représente la plus grande proportion de la biomasse des élaémobranches, mais elle se situe à des creux historiques par rapport à l'ensemble de la série chronologique.
 - La raie à queue de velours et la raie tachetée demeurent peu abondantes.
 - L'aiguillat commun et l'aiguillat noir étaient pratiquement absents au cours des dernières années, un changement notable par rapport aux prises élevées de la fin des années 1980 et du début des années 1990.

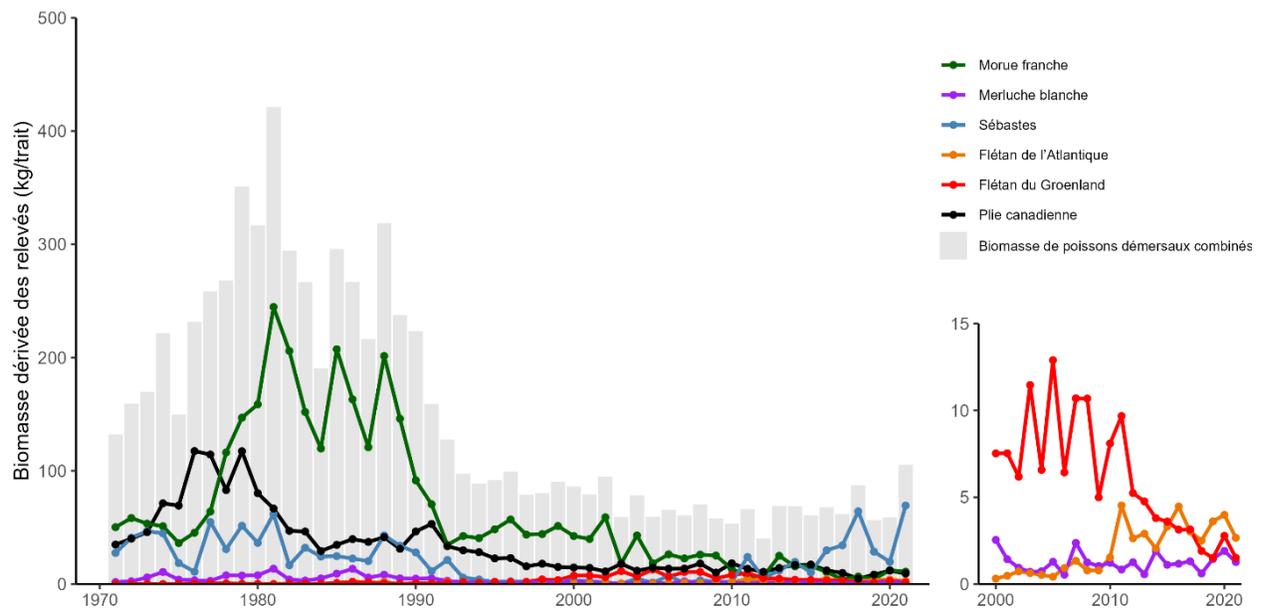


Figure 7.3-8. Indice de la biomasse (kg/trait) de tous les poissons démersaux (barres) et des espèces les plus abondantes provenant de relevés effectués sur un navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2021 (à gauche), avec grossissement pour les espèces moins abondantes de 2000 à 2020 (à droite). Les valeurs de la biomasse ont été normalisées sur toute la série chronologique conformément à Benoît et Swain (2003). Voir les limites biogéographiques à la section 1.2.

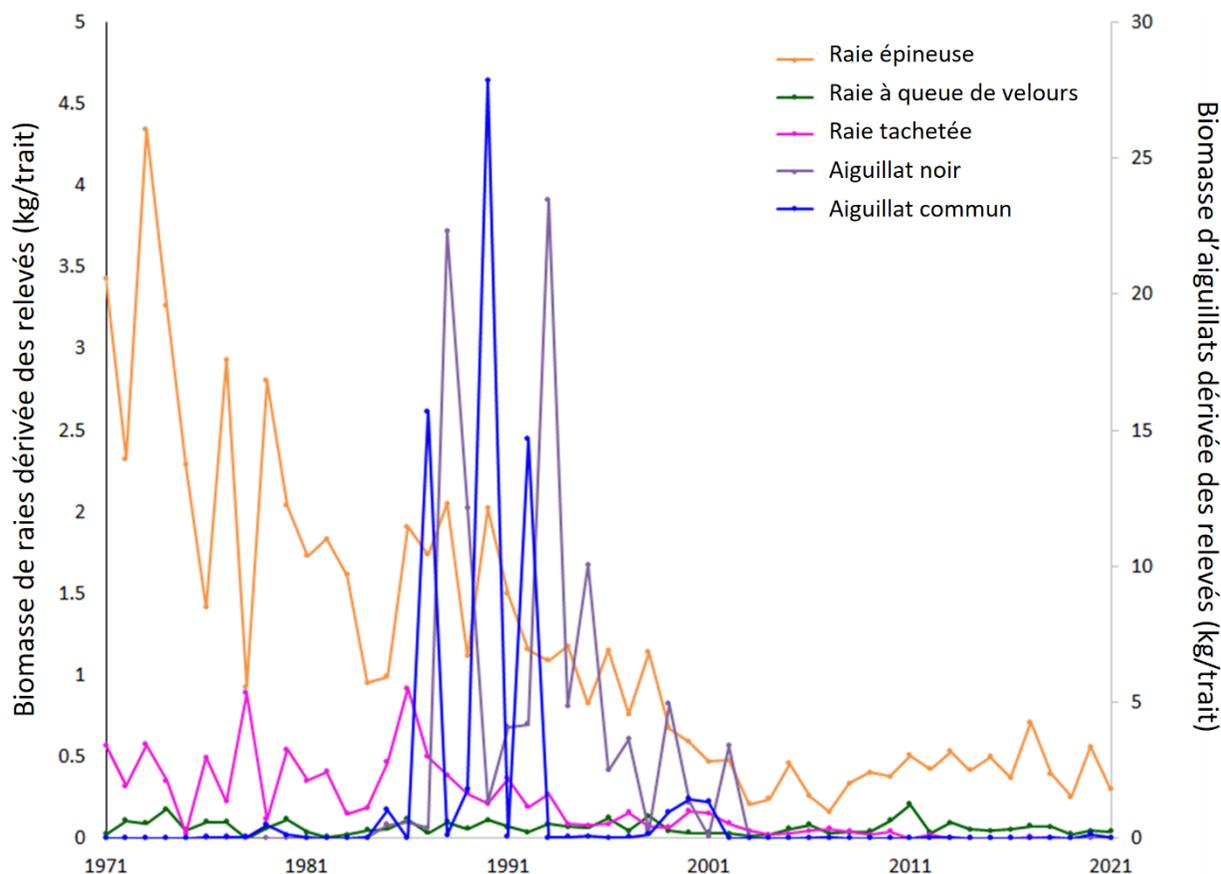


Figure 7.3-9. Indice de la biomasse (kg/trait) des espèces de requins et de raies provenant de relevés effectués sur un navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 1971 à 2021. Les valeurs de la biomasse ont été normalisées sur toute la série chronologique conformément à Benoît et Swain (2003). Voir les limites biogéographiques à la section 1.2.

Plateau néo-écossais

Le relevé multispécifique annuel au chalut de fond sur le plateau néo-écossais capture les poissons démersaux dans l'est du plateau néo-écossais (divisions 4VW) et l'ouest du plateau néo-écossais (division 4X). Aucun indice de la biomasse du relevé n'est disponible pour 2018 sur l'est du plateau néo-écossais en raison de la couverture incomplète du relevé. La figure 7.3-10 indique la biomasse totale des poissons démersaux dans l'est du plateau néo-écossais, ainsi que la biomasse des différentes espèces de poissons de fond et de requins; la figure 7.3-11 montre la biomasse de chaque espèce de raie. Les figures 7.3-12 et 7.3-13 illustrent la même chose pour l'ouest du plateau néo-écossais.

- L'indice de la biomasse totale des poissons démersaux demeure faible dans l'est du plateau néo-écossais.
 - Le sébaste, l'aiglefin et le merlu argenté constituent la majeure partie de l'indice de la biomasse depuis 2016. Cependant, l'aiglefin et le merlu argenté ont diminué depuis 2017, alors que le sébaste est relativement stable depuis 2012.
 - La biomasse du flétan atlantique demeure supérieure à la moyenne depuis 2017, mais elle semble avoir atteint un sommet et commence à diminuer.

- En 2020, la morue franche a atteint son niveau de biomasse le plus élevé de la dernière décennie, mais demeure à des niveaux relativement bas par rapport aux abondances historiques.
- La biomasse de l'aiguillat commun varie d'une année à l'autre, mais reste à de faibles niveaux.
- Toutes les raies restent à des niveaux très bas : la raie à queue de velours, la raie tachetée et la raie épineuse ont diminué considérablement par rapport aux niveaux historiquement plus élevés, tandis que la grande raie (*Dipturus laevis*) a augmenté depuis le début des années 2000 après ne pas avoir été capturée dans le relevé pendant des décennies.
- Dans l'ouest du plateau néo-écossais, l'aiguillat commun, le sébaste et l'aiglefin constituent encore la majeure partie de l'indice de la biomasse des poissons démersaux. La biomasse totale des poissons démersaux était très variable au cours de la série chronologique en raison de la variabilité interannuelle de l'aiguillat commun et du sébaste.
 - Les épisodes de fort recrutement de 2009, 2012 et 2016 ont mené à l'indice de la biomasse le plus élevé jamais enregistré pour le sébaste en 2016. Toutefois, ces pics de la biomasse ne se sont pas maintenus; depuis, la biomasse du sébaste a diminué et est demeurée faible entre 2018 et 2020.
 - La biomasse du merlu argenté est restée faible de 2016 à 2020, après de forts sommets du recrutement et de la biomasse en 2010 et 2014.
 - La biomasse de l'aiglefin a diminué depuis 2015 et demeure inférieure à la moyenne chronologique.
 - La biomasse de la morue franche a diminué depuis 2016 et a chuté à un creux record en 2019.
 - La biomasse du flétan atlantique a atteint des niveaux records en 2015 et en 2018, mais elle est depuis retombée sous les niveaux moyens de la série chronologique en 2019 et en 2020.
 - La biomasse de l'aiguillat commun était très variable durant la série chronologique et demeure actuellement inférieure à la moyenne en 2019 et en 2020. Cette espèce a dominé l'indice de la biomasse des relevés de recherche la plupart des années depuis les années 1980 et représente de 75 à 99 % de la biomasse totale des élasmobranches depuis 1990.
 - La raie épineuse a continué de décliner depuis le sommet de la série chronologique en 1975 et demeure à des niveaux très bas.
 - La grande raie et la raie hérisson (*Leucoraja erinacea*) ont augmenté depuis les années 1990 et demeurent à des niveaux supérieurs à la moyenne en 2020.
 - La biomasse de la raie tachetée était à un niveau record en 2020.
 - La raie à queue de velours a augmenté depuis les faibles valeurs observées dans les années 1990, mais reste légèrement inférieure aux niveaux moyens en 2019 et en 2020.

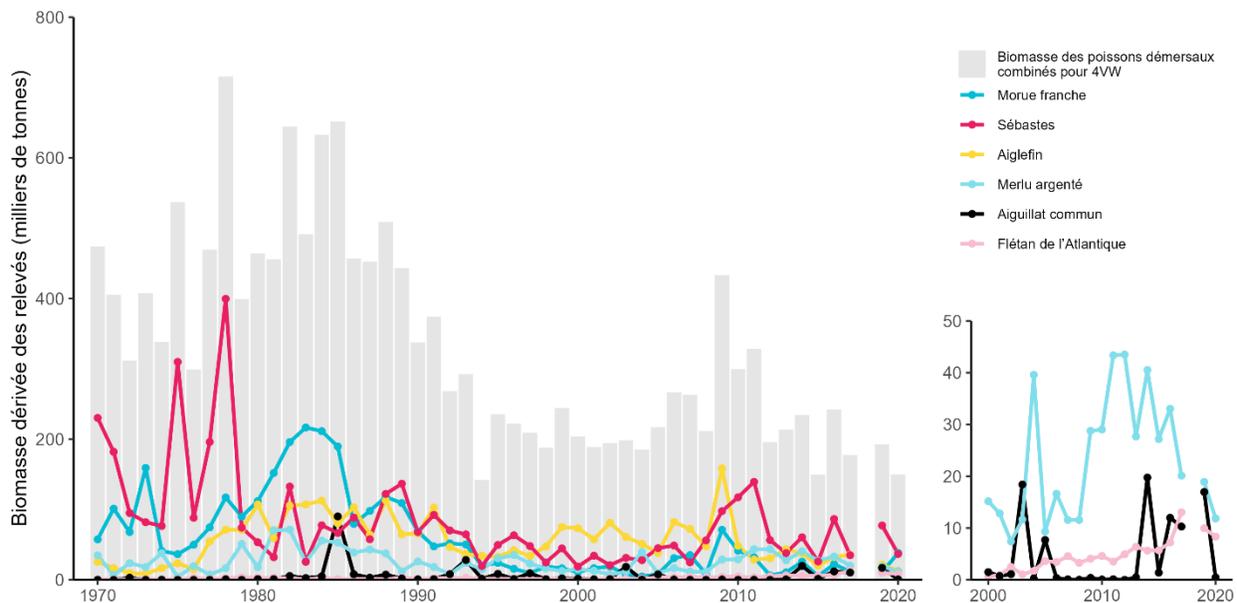


Figure 7.3-10. Biomasse (en milliers de tonnes) provenant de relevés de recherche pour tous les poissons démersaux (poissons de fond et aiguillat commun) (barres) et les espèces les plus abondantes dans l'est du plateau néo-écossais (divisions 4VW) de 1970 à 2020, avec grossissement pour le merlu argenté, le flétan atlantique et l'aiguillat commun de 2000 à 2020 (à droite). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

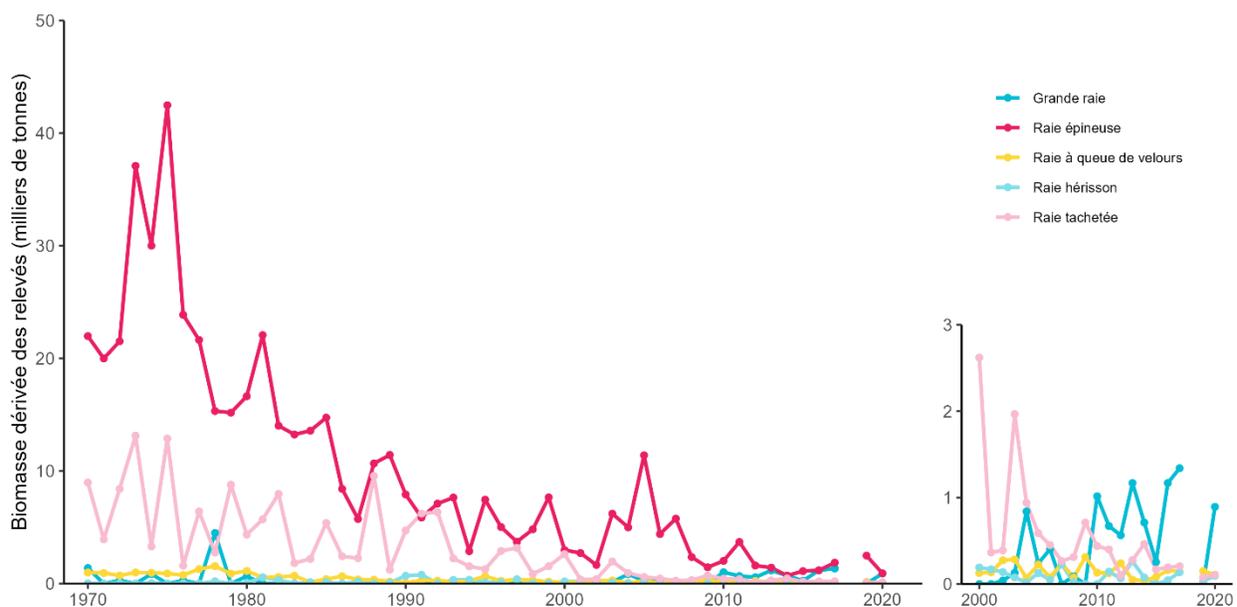


Figure 7.3-11. Biomasse des raies (en milliers de tonnes) provenant de relevés de recherche menés dans l'est du plateau néo-écossais (divisions 4VW) de 1970 à 2020, avec grossissement pour les espèces moins abondantes de 2000 à 2020 (à droite). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

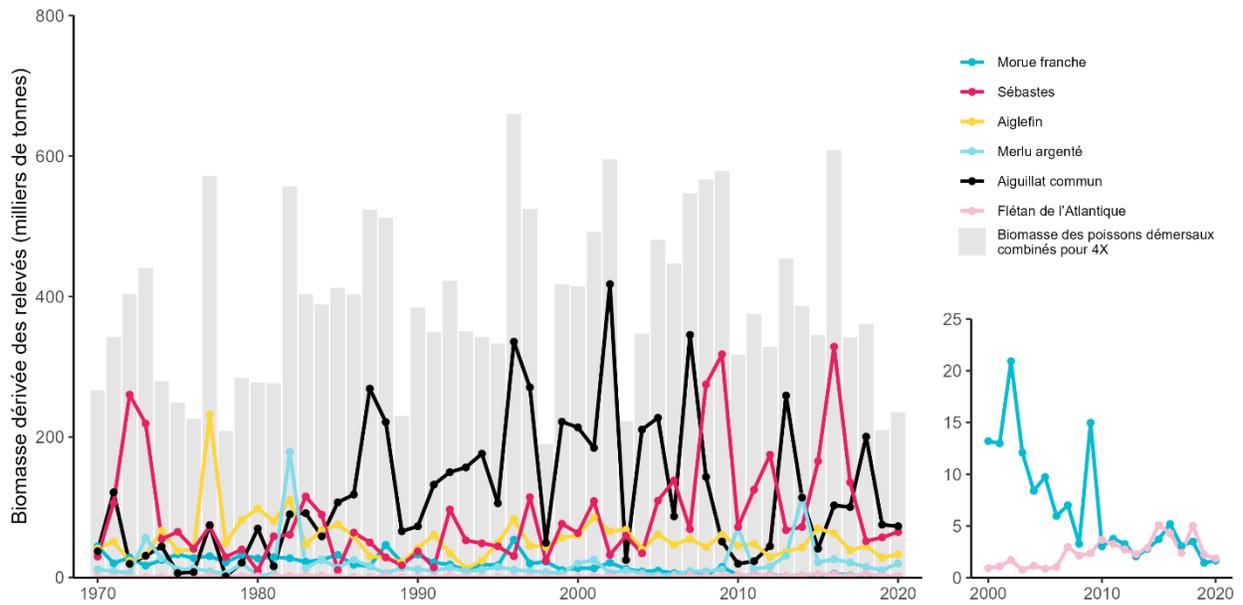


Figure 7.3-12. Biomasse (en milliers de tonnes) de tous les poissons démersaux (poissons de fond et aiguillat commun) (barres) et des espèces les plus abondantes provenant de relevés de recherche menés dans l'ouest du plateau néo-écossais (division 4X) de 1970 à 2020, avec grossissement pour le merlu argenté et le flétan atlantique de 2000 à 2020 (à droite). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

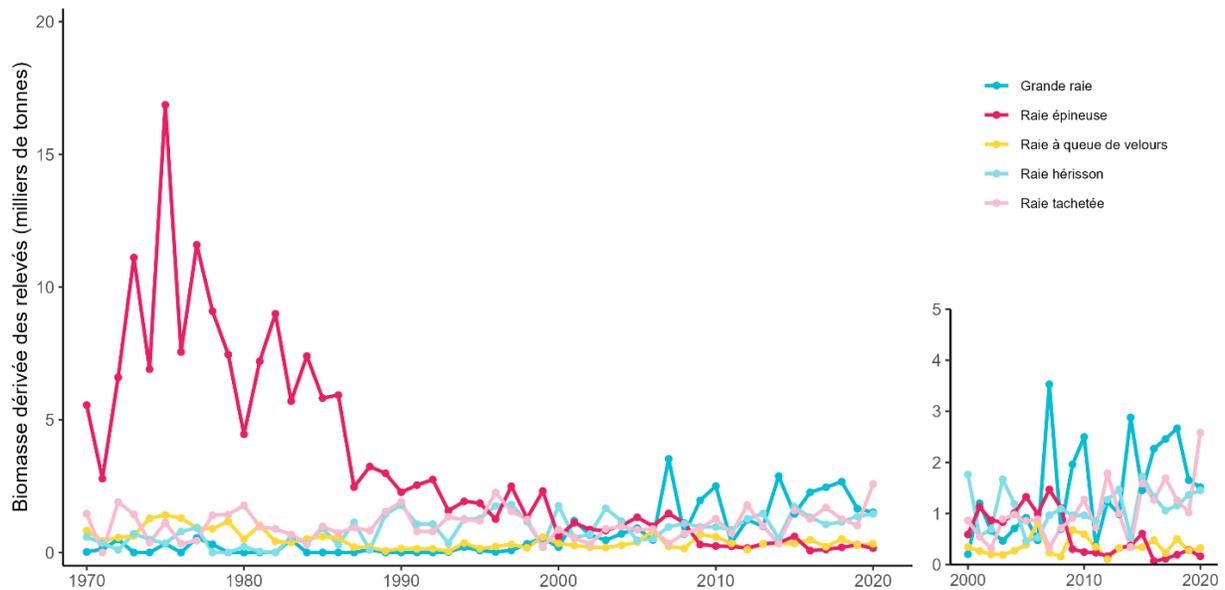


Figure 7.3-13. Biomasse des raies (en milliers de tonnes) provenant de relevés de recherche menés dans l'ouest du plateau néo-écossais (division 4X) de 1970 à 2020, avec grossissement pour les espèces moins abondantes de 2000 à 2020 (à droite). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

Des relevés multispécifiques annuels sont effectués sur un navire de recherche dans trois biorégions principales sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador : le plateau de Terre-Neuve (divisions 2J3K de l'OPANO à l'automne), les bancs de Terre-Neuve (divisions 3LNO de l'OPANO au printemps et à l'automne) et le sud de Terre-Neuve (division 3Ps de l'OPANO au printemps). Les relevés n'ont pas tous été réalisés dans toutes les sous-divisions au cours des quatre dernières années. Pour le plateau de Terre-Neuve, la biomasse totale du relevé et la biomasse des différentes espèces de poissons de fond sont indiquées à la figure 7.3-14, et la biomasse des espèces de requins et de raies à la figure 7.3-15. Les mêmes données sont illustrées pour les bancs de Terre-Neuve sur les figures 7.3-16 et 7.3-17 et pour le sud de Terre-Neuve sur les figures 7.3-18 et 7.3-19.

- La biomasse totale dans les trois sous-régions demeure bien en deçà des niveaux d'avant l'effondrement des stocks, malgré les augmentations récentes observées chez certaines espèces. Le flétan atlantique a continué d'augmenter au cours des dernières années dans les trois sous-régions, mais il ne représente qu'une composante mineure de la communauté des poissons démersaux. La biomasse du sébaste a atteint un sommet ou presque dans les trois sous-régions depuis 2016.
- Malgré les moratoires en cours sur ces stocks, la morue franche, la plie canadienne et la merluche blanche se rétablissent peu.
- Sur le plateau de Terre-Neuve, la biomasse globale des poissons démersaux était généralement élevée de 2016 à 2020, sauf en 2017, où elle était un peu plus faible.
 - L'augmentation de la biomasse de la morue franche après 2010 semble avoir stagné, mais les niveaux demeurent généralement plus élevés que ceux observés de 1990 à 2010.
 - Le flétan du Groenland et la plie canadienne représentent encore une grande proportion de la biomasse totale des poissons démersaux.
 - Le sébaste a atteint son deuxième sommet le plus élevé en 2018.
 - La plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*), bien que constituant une petite partie seulement de la biomasse globale, continue d'augmenter depuis 2010.
 - La biomasse de la raie épineuse a culminé en 2018, poursuivant une augmentation au cours de la série chronologique de 25 ans.
 - La biomasse de la raie boréale (*Amblyraja hyperborea*) a atteint un sommet en 2016, puis est revenue aux niveaux moyens de la série.
 - La biomasse de la raie à queue de velours était au-dessus de la moyenne de 2017 à 2020.
- Sur les bancs de Terre-Neuve, la biomasse globale était relativement élevée en 2016, puis a diminué en 2019 et en 2020.
 - La biomasse du sébaste était élevée en 2016, mais elle a baissé considérablement à des niveaux plus faibles en 2018 et 2019.
 - La limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*) constitue encore une grande proportion de la biomasse totale des poissons démersaux.
 - La biomasse de la morue franche est en hausse depuis 2017 et demeure à des niveaux moyens.
 - La biomasse de la plie canadienne est relativement stable depuis 2016, mais à des niveaux inférieurs à la moyenne de la série chronologique.

- La biomasse de l'aiguillat commun a culminé en 2017, mais n'a pas été capturée en nombre appréciable avant ou après.
- La biomasse de l'aiguillat noir a atteint un sommet en 2014, mais elle était très variable au cours de la série chronologique.
- La raie épineuse représente la majeure partie de la biomasse des raies (98 à 99 %); sa biomasse et son abondance sur le Grand Banc et le banc de Saint-Pierre (divisions 3LNOPs) sont relativement stables à de faibles niveaux après une baisse de 1985 à 1995 (Simpson et Miri 2020).
- La raie à queue de velours et la raie à queue épineuse (*Bathyraja spinicauda*) ont été capturées régulièrement (de 2 à 3 % de la biomasse totale), mais leur biomasse a fluctué de 1995 à 2019. Malgré cette grande variabilité, la raie à queue épineuse est en hausse depuis 2003. L'indice de la biomasse de la raie à queue de velours a continué de diminuer par rapport à son pic de 2009.
- Dans le sud de Terre-Neuve, des niveaux élevés de la biomasse des poissons démersaux ont été observés en 2019 et en 2021, principalement en raison du sébaste.
 - Le merlu argenté et la plie canadienne prennent de plus en plus d'importance.
 - Le sébaste a atteint son deuxième niveau de biomasse le plus élevé en 2019 et demeure une composante dominante de la communauté des poissons démersaux.
 - Bien que la biomasse soit globalement à de faibles niveaux, le flétan atlantique poursuit une tendance à la hausse depuis le milieu des années 2000.
 - L'abondance de l'aiguillat commun a atteint un sommet en 2019, puis a chuté à près de zéro en 2021.
 - L'aiguillat noir a diminué par rapport au pic de la série chronologique en 1995 et demeure bien en deçà des niveaux moyens en 2021.
 - La raie épineuse a augmenté au cours de la série chronologique et a atteint une biomasse record en 2021. Toutes les autres espèces de raies ont une biomasse très faible.

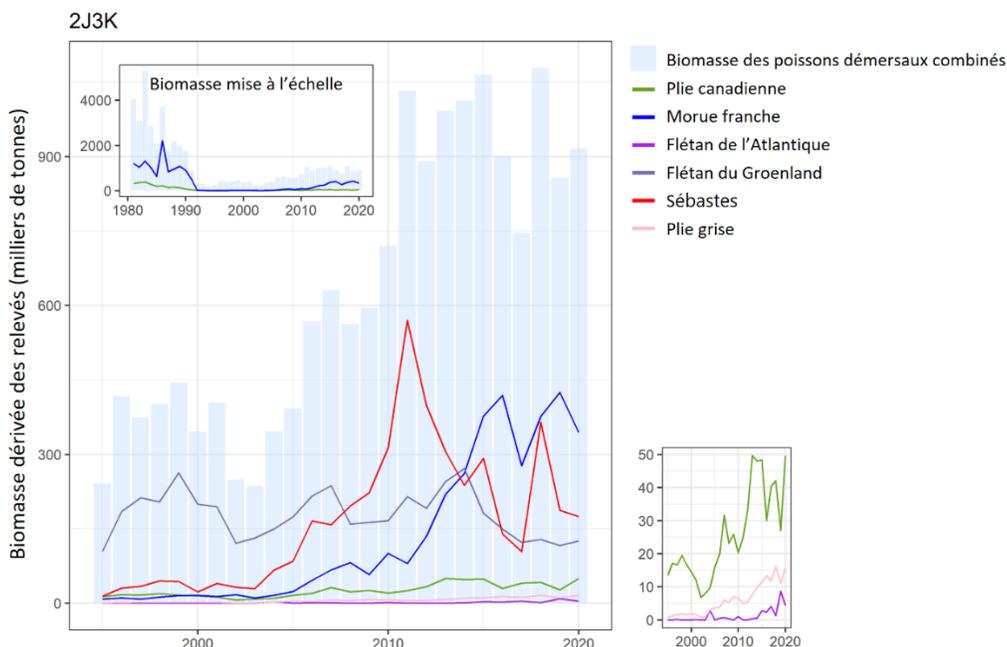


Figure 7.3-14. Biomasse (en milliers de tonnes) de tous les poissons démersaux (barres) et des espèces les plus abondantes provenant de relevés menés sur le plateau de Terre-Neuve (divisions 2J3K de l'OPANO) de 1995 à 2020 (graphique principal), avec grossissement pour les espèces moins abondantes (à droite) de 2000 à 2020. L'encart montre la série chronologique complète de 1981 à 2020 à laquelle on a appliqué des facteurs d'échelle pour pouvoir comparer grossièrement les biomasses après un changement d'engin d'échantillonnage en 1995-1996 (NAFO 2014; Dempsey *et al.* 2017). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

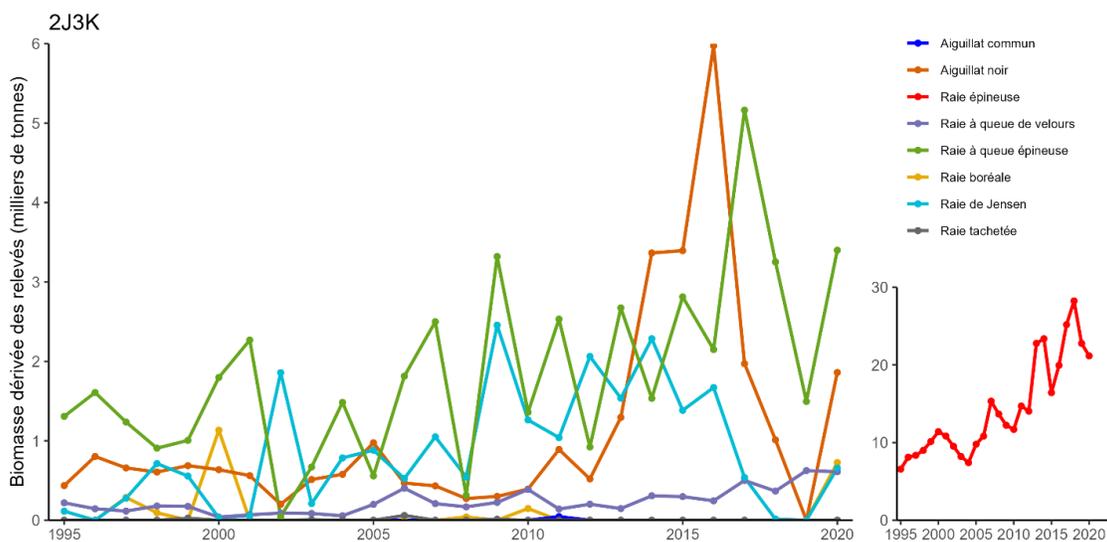


Figure 7.3-15. Biomasse (en milliers de tonnes) des espèces démersales de requins et de raies (à gauche) avec grossissement pour la raie épineuse (à droite) provenant de relevés de recherche menés sur le plateau de Terre-Neuve (divisions 2J3K de l'OPANO) de 1995 à 2020. Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

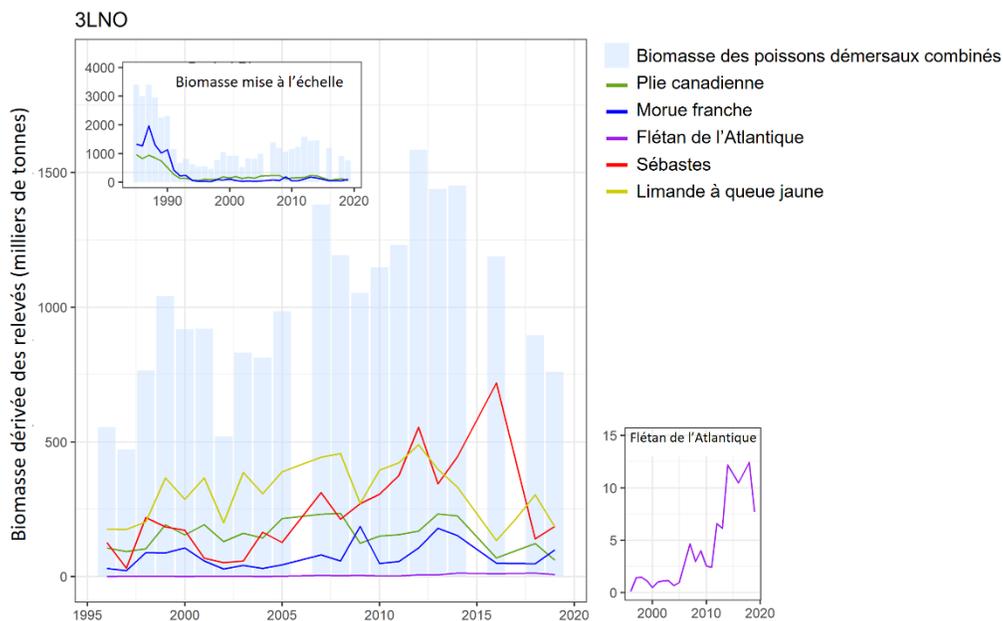


Figure 7.3-16. Biomasse (en milliers de tonnes) de tous les poissons démersaux (barres) et des espèces les plus abondantes provenant de relevés menés sur les bancs de Terre-Neuve (divisions 3LNO de l'OPANO) de 1996 à 2019 (graphique principal), avec grossissement pour le flétan atlantique (à droite). L'encart montre la série chronologique complète de 1981 à 2020 à laquelle on a appliqué des facteurs d'échelle pour pouvoir comparer grossièrement les biomasses après un changement d'engin d'échantillonnage en 1995-1996 (OPANO 2014; Dempsey *et al.* 2017). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

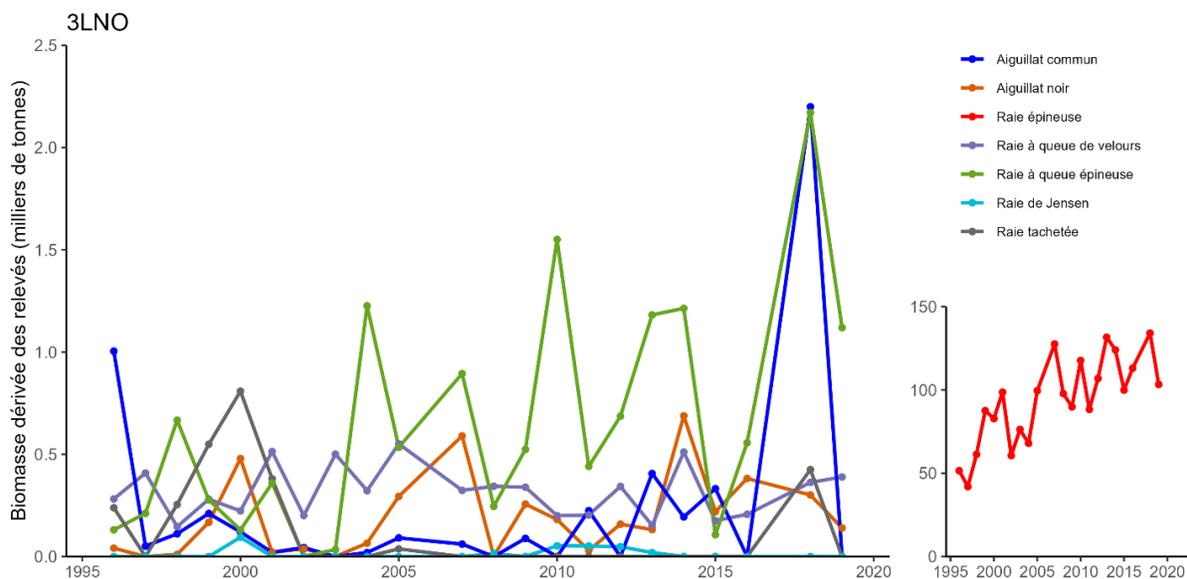


Figure 7.3-17. Biomasse (en milliers de tonnes) des espèces démersales de requins et de raies (à gauche) provenant des relevés de recherche menés sur les bancs de Terre-Neuve (divisions 3LNO de l'OPANO) de 1996 à 2020, avec grossissement pour la raie épineuse (à droite). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

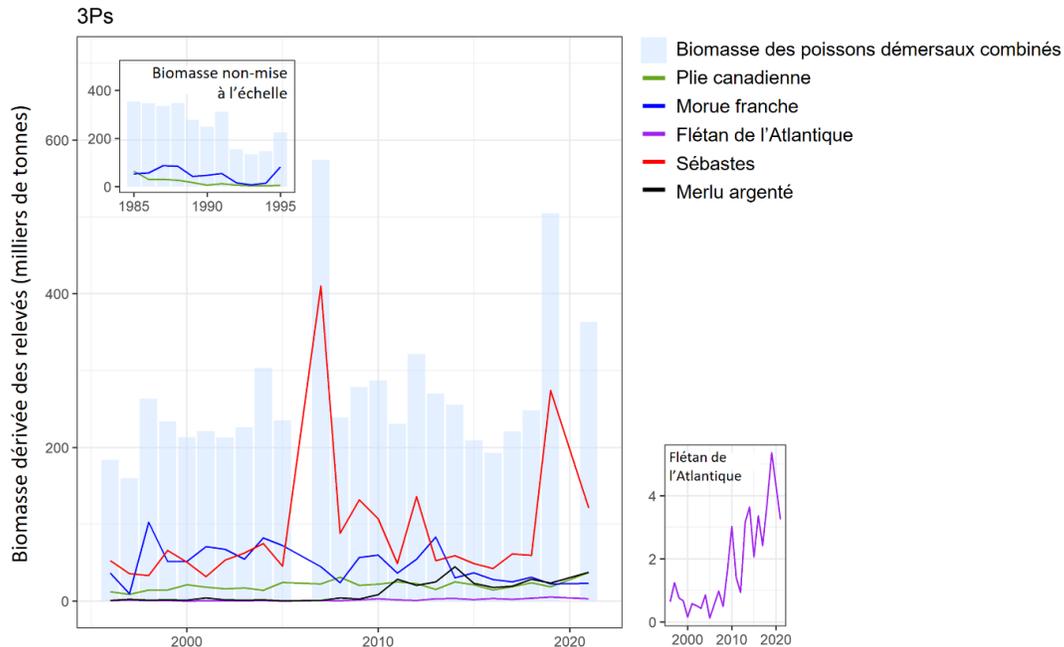


Figure 7.3-18. Biomasse (en milliers de tonnes) de tous les poissons démersaux (barres) et des espèces les plus abondantes provenant des relevés menés dans le sud de Terre-Neuve (divisions 3Ps de l'OPANO) de 1996 à 2021 (graphique principal), avec grossissement pour le flétan atlantique (à droite). L'encart montre la biomasse de relevés non mise à l'échelle (en milliers de tonnes) de 1985 à 1995; l'engin a changé en 1996, mais il n'existe actuellement aucune méthode acceptée pour la mise à l'échelle et la comparaison des deux séries chronologiques. Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

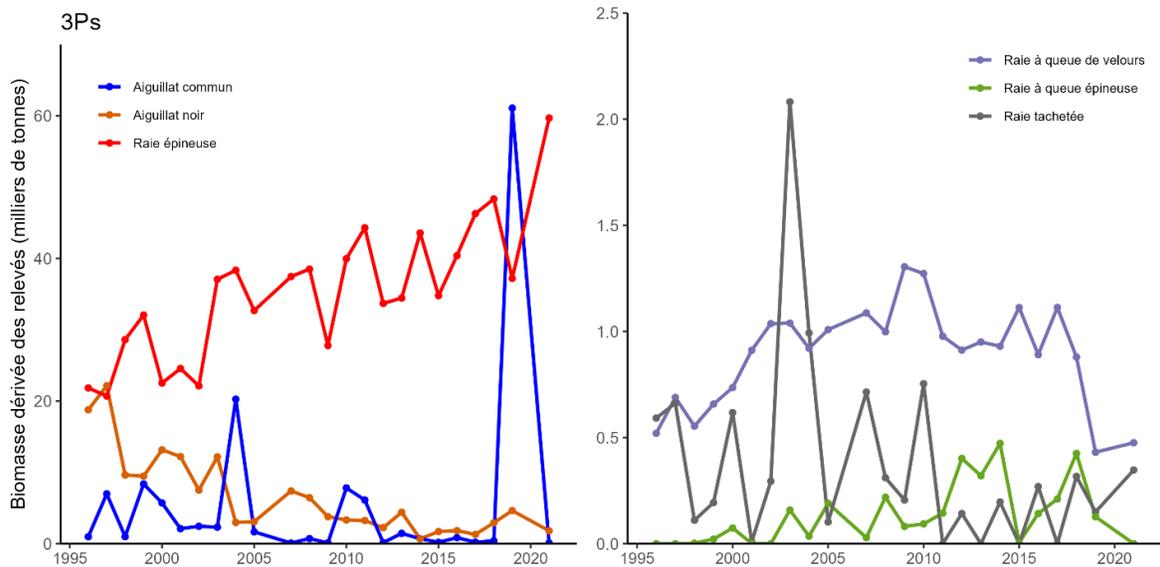


Figure 7.3-19. Biomasse (en milliers de tonnes) des espèces démersales les plus abondantes de requins et de raies (à gauche) provenant de relevés de recherche menés dans le sud de Terre-Neuve (divisions 3Ps de l'OPANO) de 1996 à 2021, avec grossissement pour les espèces les moins abondantes (à droite). Voir les limites biogéographiques et les limites des divisions de l'OPANO à la section 1.2.

7.3.4 Poissons diadromes

L'évaluation de l'état et des tendances des poissons diadromes varie selon l'espèce et le stock en raison de leur cycle de vie complexe. Le saumon atlantique (*Salmo salar*) et le bar rayé (*Morone saxatilis*) sont présentés par biorégion pour le sud du golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, mais ils sont ensuite subdivisés en sous-régions ou en zones de gestion en fonction de leur habitat d'eau douce ou des différences dans les caractéristiques de leur cycle de vie (p. ex. temps de séjour en eau douce, période de la montaison, âge au moment de la première fraie et étendue de la migration océanique). L'état et les tendances du gaspareau sont inclus dans la section section 7.3.1, *Petits poissons pélagiques*.

L'état du saumon atlantique dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique est évalué dans 23 zones de pêche du saumon différentes (ZPS; figure 7.3-20), des zones de gestion qui englobent toutes les eaux qui se déversent dans la zone en question, quelle que soit l'origine provinciale. Les adultes peuvent être dénombrés dans les passes migratoires près des barrages, aux barrières de dénombrement et dans les filets-trappes déployés dans les rivières ou à l'aide de relevés en apnée et à partir des données sur les prises et l'effort dans les pêches récréatives. En règle générale, les montaisons totales d'adultes sont évaluées dans les rivières indicatrices, de même que les taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte (le pourcentage de smolts qui reviennent frayer au stade d'adulte), qui sont utilisés comme indicateurs de la survie en mer. Les rivières indicatrices sont des populations de saumon suivies qui sont choisies pour représenter la santé générale et l'état des populations avoisinantes, mais non suivies, lorsque les caractéristiques de leur cycle de vie et le type d'habitat fluviatile sont semblables. Dans le cas du saumon atlantique, les adultes sont classés selon leur taille : petit saumon ou madeleineau (longueur à la fourche inférieure à 63 cm) ou grand saumon (longueur à la fourche de 63 cm ou plus), ainsi que selon le nombre d'années passées en mer avant de revenir frayer. En général, les petits saumons reviennent après un an en mer (unibermarins ou madeleineaux) et les grands saumons après deux ans ou plus en mer (p. ex. dibermarins, tribermarins). Les reproducteurs itéropares ou les saumons pluribermarins peuvent se reproduire plusieurs années de suite ou une année sur deux.

Des mesures de gestion ont été mises en place pour certaines espèces diadromes en raison de préoccupations liées à la conservation. La plupart des populations de bar rayé et de saumon atlantique ont été évaluées par le COSEPAC (2012c) et désignées comme étant préoccupantes ou en voie de disparition (voir la liste complète des populations et leur statut de conservation à l'annexe 1). La population de saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy est considérée comme étant en voie de disparition en vertu de la LEP et a été inscrite à l'annexe 1. En 2010, on a estimé que la population de l'intérieur de la baie de Fundy comptait moins de 200 individus reproducteurs (COSEPAC 2010b) et que sans une intervention humaine et le soutien d'un programme d'ensemencement par une banque de gènes vivants, elle serait complètement disparue du pays (MPO 2008; Gibson *et al.* 2009).

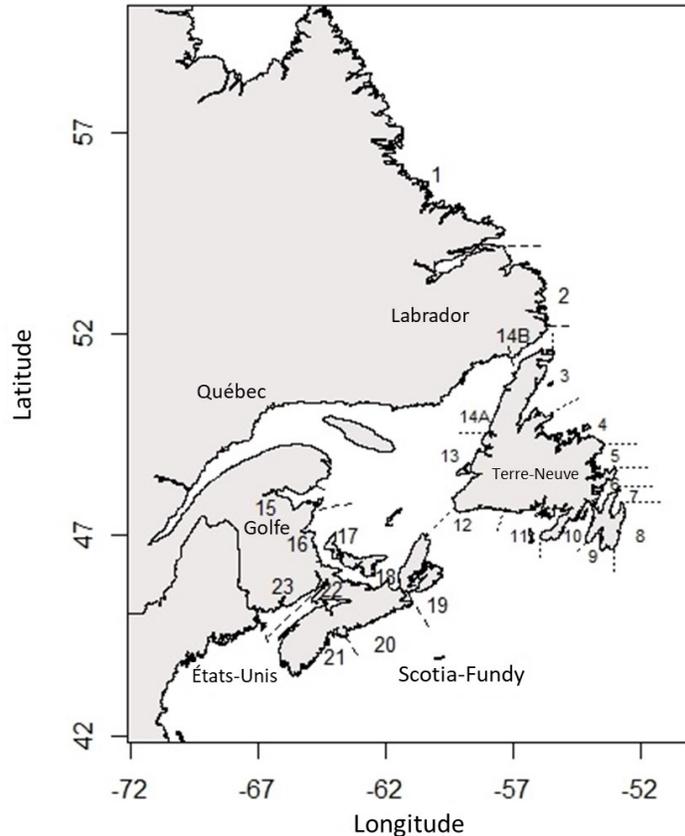


Figure 7.3-20. Zones de pêche au saumon 1 à 23 dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Sud du golfe du Saint-Laurent

Le bar rayé est largement répandu dans les estuaires et les eaux côtières du sud du golfe du Saint-Laurent, depuis la pointe nord de l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse, à l'est, jusqu'à la rive nord de la Gaspésie, au Québec, à l'ouest. La population du sud du golfe du Saint-Laurent est considérée comme la population reproductrice la plus septentrionale de l'aire de répartition de l'espèce. Les estimations de la population mature de bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent sont tirées des trajectoires des poissons individuellement marqués, en combinaison avec les dénombrements et les caractéristiques biologiques des poissons capturés dans des filets-trappes de la pêche du gaspateau installés dans la rivière Miramichi (MPO 2021i). La figure 7.3-21 montre l'abondance estimée des bars rayés reproducteurs adultes dans l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest.

- L'abondance estimée des bars rayés reproducteurs a culminé en 2017 à plus de 900 000 individus, puis est retombée à environ 300 000 individus en 2018 et 2019 (MPO 2021i). Il y avait moins de 5 000 reproducteurs à la fin des années 1990, mais l'abondance est passée à plus de 200 000 en 2011 après plusieurs interventions de gestion : la fermeture de la pêche commerciale en 1996, la fermeture de la pêche récréative et la suspension des allocations de pêche à des fins alimentaires, sociales et rituelles en 2000.

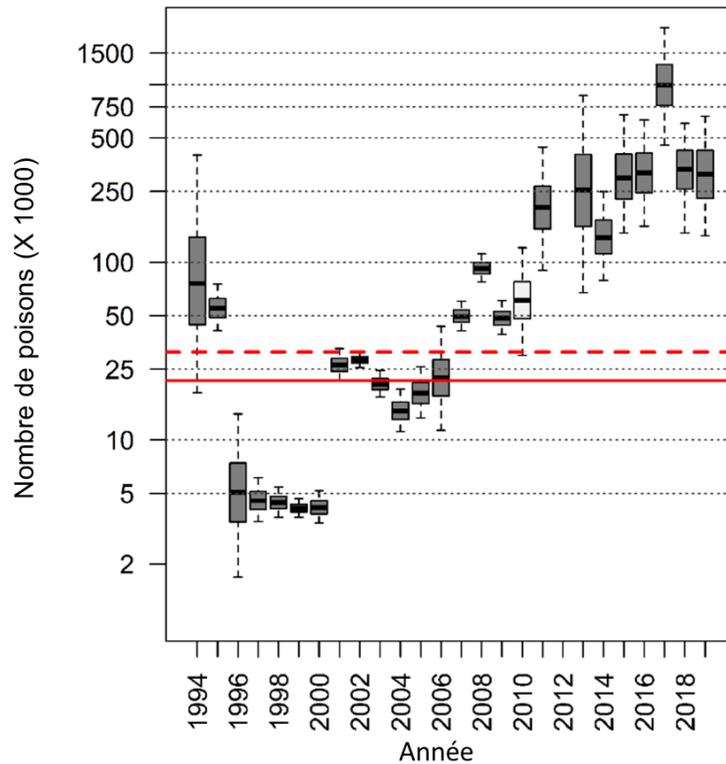


Figure 7.3-21. Estimation de l'abondance (échelle logarithmique) des bars rayés reproducteurs adultes dans l'estuaire de la rivière Miramichi Nord-Ouest de 1994 à 2019 (MPO 2020e). L'estimation pour 2010 (rectangle interquartile non ombragé) est une sous-estimation et l'année 2012 est manquante, car les événements de fraie ont eu lieu avant le début des activités de suivi (Douglas et Chaput 2011; MPO 2013). Les rectangles du diagramme de quartile représentent l'intervalle interquartile (du 25^e au 75^e percentile), la ligne noire pleine est la médiane et les lignes pointillées verticales indiquent l'intervalle du 5^e au 95^e centile. Les lignes horizontales pleines et tiretées indiquent respectivement les objectifs de rétablissement limites et cibles (MPO 2006).

Des estimations des montaisons totales de grands saumons et de petits saumons sont établies pour chaque ZPS et, dans l'ensemble, pour le sud du golfe du Saint-Laurent, en fonction des estimations des rivières suivies (MPO 2020f). Toutes les rivières qui se jettent dans le sud du golfe du Saint-Laurent sont incluses dans les ZPS 15 à 18 : les rivières du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard (figure 7.3-22). La figure 7.3-23 illustre les estimations des montaisons totales de grands et de petits saumons pour les ZPS 15 à 18 et pour l'ensemble de la région du Golfe.

- De 2007 à 2019 (environ deux générations), l'abondance globale des grands saumons dans le sud du golfe du Saint-Laurent a diminué de 27 %.
 - Les abondances ont diminué de 5 % dans les ZPS 17 et 18, de 28 % dans la ZPS 16 et de 46 % dans la ZPS 15.

- De 2007 à 2019, l'abondance globale des petits saumons dans le sud du golfe du Saint-Laurent a diminué de 63 %.
 - Les abondances ont diminué de 30 % dans la ZPS 18, de 51 % dans la ZPS 15 et de 9 % dans la ZPS 16.

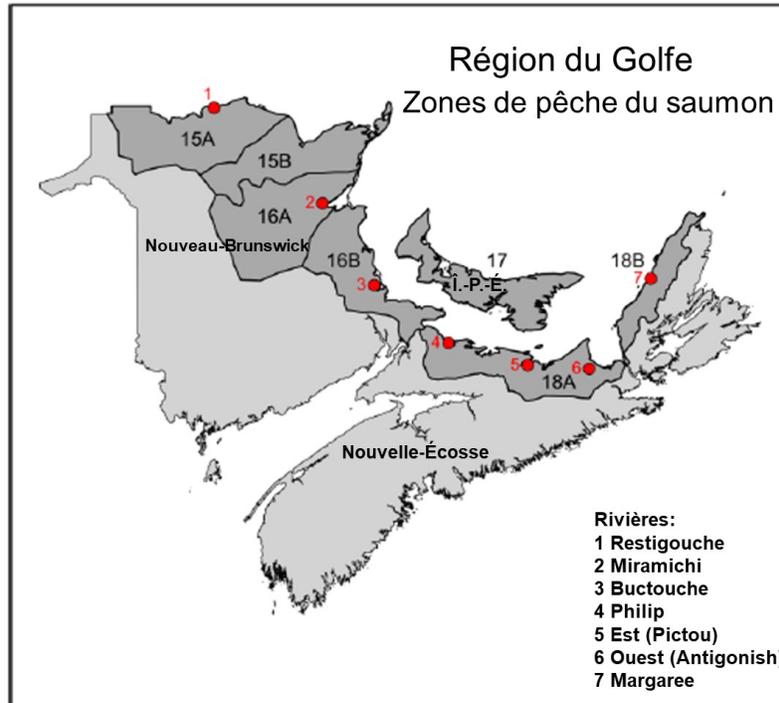


Figure 7.3-22. Zones de pêche du saumon 15 à 18 et rivières surveillées pour le saumon dans le sud du golfe du Saint-Laurent (en gris foncé) (MPO 2020f).

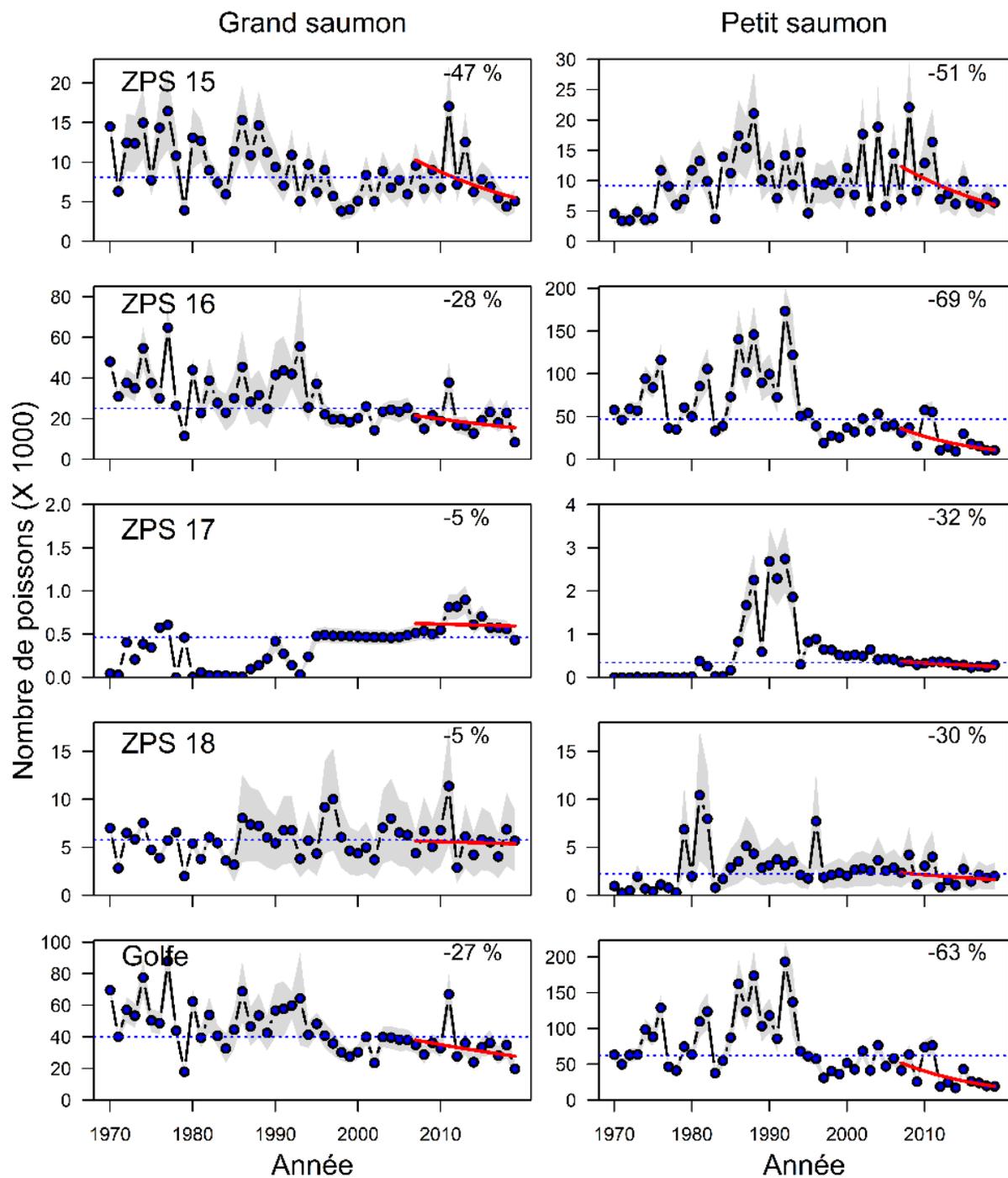


Figure 7.3-23. Estimations (les médianes sont les symboles de couleur, les contours ombragés sont l'intervalle du 5^e au 95^e centile) des montaisons totales de grands saumons (graphiques de gauche) et de petits saumons (graphiques de droite) dans chacune des ZPS 15, 16, 17 et 18, ainsi que dans l'ensemble des rivières de la région du Golfe, de 1970 à 2019. La ligne de tendance (régression exponentielle, ligne rouge) de la médiane des montaisons estimées de 2007 à 2019 et la variation en pourcentage correspondante pour cette période sont présentées dans chaque graphique. La fine ligne tiretée horizontale dans chaque graphique correspond à l'abondance médiane pour la série chronologique 1970-2019. Voir la carte des ZPS et des emplacements pour chaque rivière faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-22.

Plateau néo-écossais

L'évaluation de l'état du saumon atlantique sur le plateau néo-écossais est fondée sur le suivi de l'abondance d'un certain nombre de populations indicatrices (figure 7.3.24). Pour la plupart des populations indicatrices pour lesquelles la montaison des individus adultes a été observée, l'état est évalué en comparant une estimation de la ponte (calculée à partir de l'abondance estimée et des caractéristiques biologiques des stocks de saumon) à un point de référence appelé la ponte nécessaire à la conservation. Les exigences de conservation pour de nombreuses rivières de la biorégion du plateau néo-écossais sont indiquées dans O'Connell *et al.* (1997). Le COSEPAC utilise quatre unités désignables (UD) pour évaluer l'état de la population : l'est du Cap-Breton, les hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse, l'intérieur de la baie de Fundy et l'extérieur de la baie de Fundy.

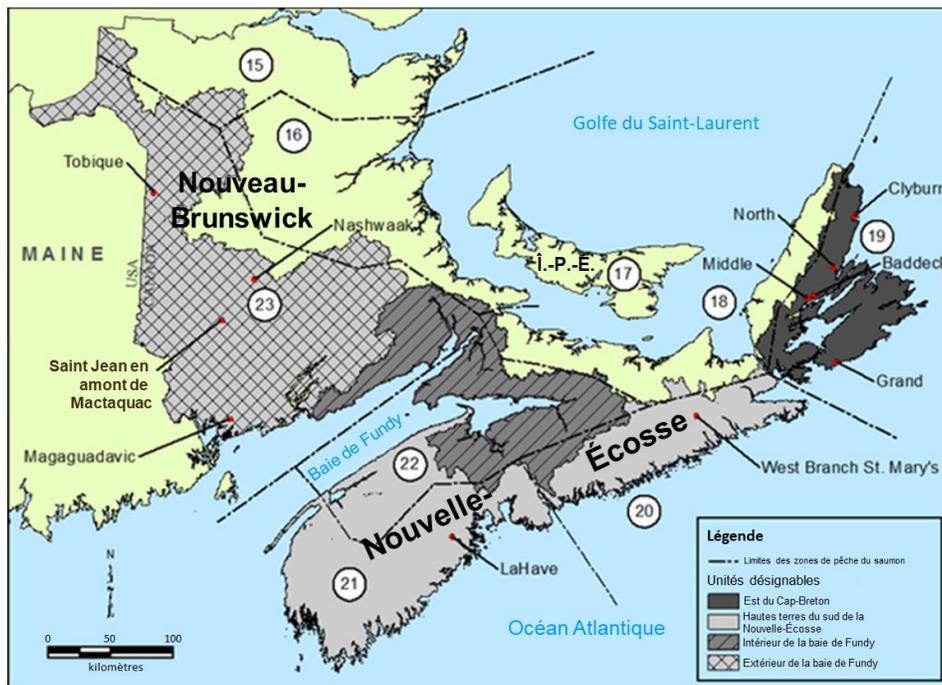


Figure 7.3-24. Emplacements des rivières où se concentre les activités de suivi pour le saumon atlantique. Les numéros des ZPS sont indiqués à l'intérieur des cercles blancs. Les unités désignables (UD) ont été adaptées à partir de la couche des bassins hydrographiques secondaires de la Nouvelle-Écosse (ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse) et de la couche des bassins hydrographiques de niveau 1 du Nouveau-Brunswick (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick).

Dans l'UD de l'est du Cap-Breton, l'estimation du nombre total de reproducteurs tirée des relevés par plongée et le pourcentage de la ponte nécessaire à la conservation sont indiqués sur la figure 7.3-25 pour la rivière Middle et la rivière Baddeck et sur la figure 7.3-26 pour la rivière North.

Dans l'UD des hautes terres du sud, les évaluations du saumon adulte sont actuellement axées sur la rivière LaHave, la population indicatrice pour la ZPS 21. Des dénombrements de saumons adultes dans la rivière LaHave sont effectués aux chutes Morgan depuis 1970, où une passe migratoire a été construite à la fin des années 1960 pour contourner un grand obstacle naturel qui limitait l'accès au bassin hydrographique amont. Le MPO a lancé un programme de

capture pour améliorer la montaison du saumon. La figure 7.3-27 montre le nombre total d'adultes en montaison et la ponte estimée pour la rivière LaHave.

Il y a trois rivières indicatrices dans l'extérieur de la baie de Fundy : la rivière Saint-Jean (en amont du barrage de Mactaquac), la rivière Nashwaak en aval du barrage de Mactaquac) et la rivière Magaguadavic. La population en amont du barrage de Mactaquac est soutenue en partie par un programme d'apports de poissons d'écloserie, du stade de smolt à celui d'adulte. La figure 7.3-29 représente les montaisons en amont du barrage de Mactaquac – le nombre total de poissons capturés dans la passe migratoire du barrage et transportés en amont de celui-ci – et les montaisons dans la rivière Nashwaak, estimées par la méthode de marquage-recapture des poissons collectés à une barrière de dénombrement. La figure 7.3-30 présente les estimations des taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte pour les deux rivières.

Dans l'intérieur de la baie de Fundy, les montaisons dans la rivière Gaspereau représentent le nombre total de poissons recueillis dans la passe migratoire du barrage de White Rock et transportés en amont du barrage. Les montaisons dans la rivière Big Salmon sont estimées au moyen d'un relevé en apnée et à la senne. La figure 7.3-31 indique les montaisons d'adultes dans les rivières Gaspereau et Big Salmon.

- Dans l'UD de l'est du Cap-Breton en 2020, les populations indicatrices de la rivière Middle et de la rivière Baddeck avaient respectivement 70 % et 64 % de la ponte nécessaire à leur conservation; la rivière North a été évaluée à 102 % de la ponte nécessaire à sa conservation. Les tendances de la ponte nécessaire à la conservation dans les trois rivières étaient relativement stables pendant les deux dernières décennies de suivi. Des incertitudes entourent l'état des populations qui vivent dans les rivières non indicatrices, qui a été déduite des données sur les prises de la pêche récréative et des données limitées tirées de la pêche à l'électricité (Levy et Gibson 2014).
- Dans l'UD des hautes terres du sud, la ponte a été estimée à 4 % de la ponte nécessaire à la conservation en 2019, et les récentes montaisons de saumons adultes étaient parmi les plus faibles jamais enregistrées. Les taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte pour les unibermarins et les dibermarins étaient inférieurs à 1 % de 2013 à 2016, les valeurs les plus faibles jamais enregistrées.
- Dans l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy en 2019, les valeurs évaluées étaient de 4 % de la ponte nécessaire à la conservation pour la rivière Saint-Jean et de 5 % de la ponte nécessaire à la conservation pour la rivière Nashwaak. Le nombre d'adultes en montaison dans la rivière Saint-Jean et la rivière Nashwaak était à un niveau historiquement bas, ayant considérablement diminué depuis les années 1990 (MPO 2020g). Les taux de montaison dans la rivière Saint-Jean étaient de 0,25 % en 2017, après une baisse constante depuis les années 1980. Les taux de montaison dans la rivière Nashwaak étaient de 3 % en 2016, mais ils ont varié au fil du temps. Dans la rivière Magaguadavic, un seul saumon adulte pluribermarin est revenu en 2019.
- Dans l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy en 2019, peu d'adultes des populations indicatrices de la rivière Gaspereau et de la rivière Big Salmon sont revenus frayer – 22 et 33 poissons, respectivement. La ponte annuelle dans la rivière Gaspereau, en amont du barrage de White Rock, représentait moins de 10 % de la ponte nécessaire à la conservation pour 15 des 17 années évaluées. La ponte dans la rivière Big Salmon était inférieure à 10 % de la ponte nécessaire à la conservation pour 15 des 17 années évaluées et s'établissait en moyenne à environ 5 % de 2000 à 2016 (Jones *et al.* 2020). Les taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte étaient inférieurs à 1 % de 2007 à 2017 pour la rivière Gaspereau et de 2001 à 2018 pour la rivière Big Salmon.

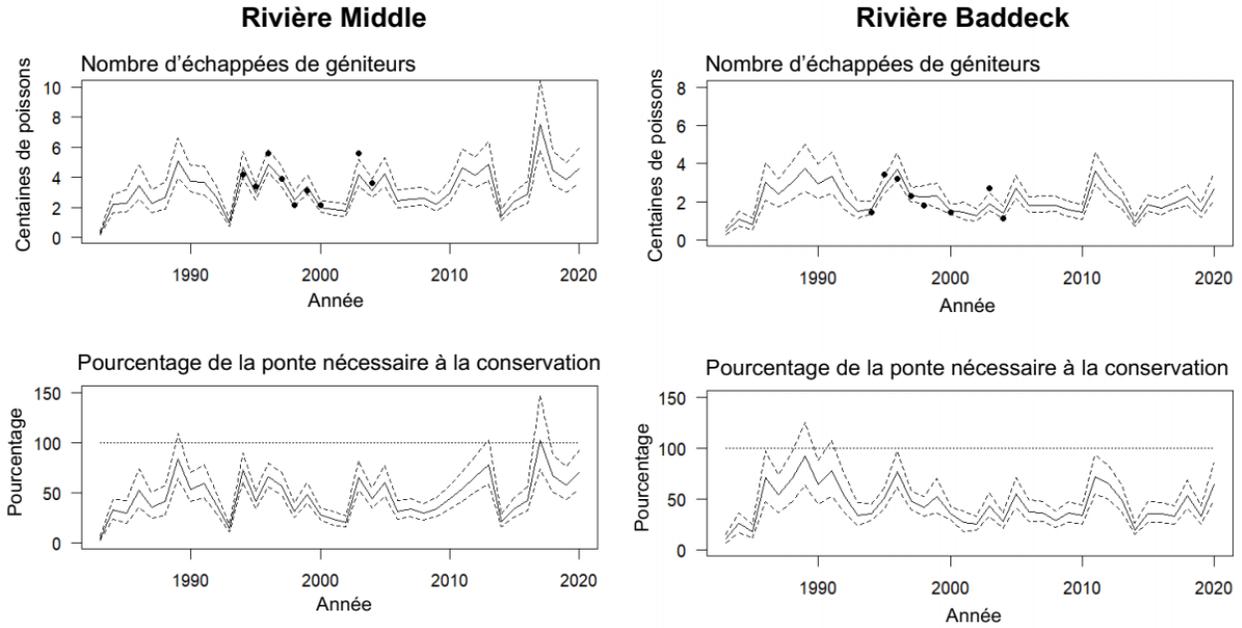


Figure 7.3-25. Estimation du nombre total de saumons atlantiques reproducteurs (en haut) et du pourcentage de la ponte nécessaire à la conservation (en bas) pour la rivière Middle (à gauche) et la rivière Baddeck (à droite) de 1983 à 2020. Les ajustements du modèle obtenus à l'aide de deux méthodes sont indiqués. Les lignes pleines représentent les estimations de la vraisemblance maximale de l'abondance annuelle. Les lignes tiretées indiquent l'intervalle de crédibilité bayésien à 90 % pour les estimations de l'abondance annuelle. Les points des graphiques du haut représentent les estimations de la population obtenue tirées des opérations de marquage-recapture effectuées pendant les relevés par plongée. Les lignes tiretées horizontales dans les graphiques du bas correspondent à 100 % de la ponte nécessaire à la conservation pour chaque rivière. Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24. Adapté de MPO (2021j).

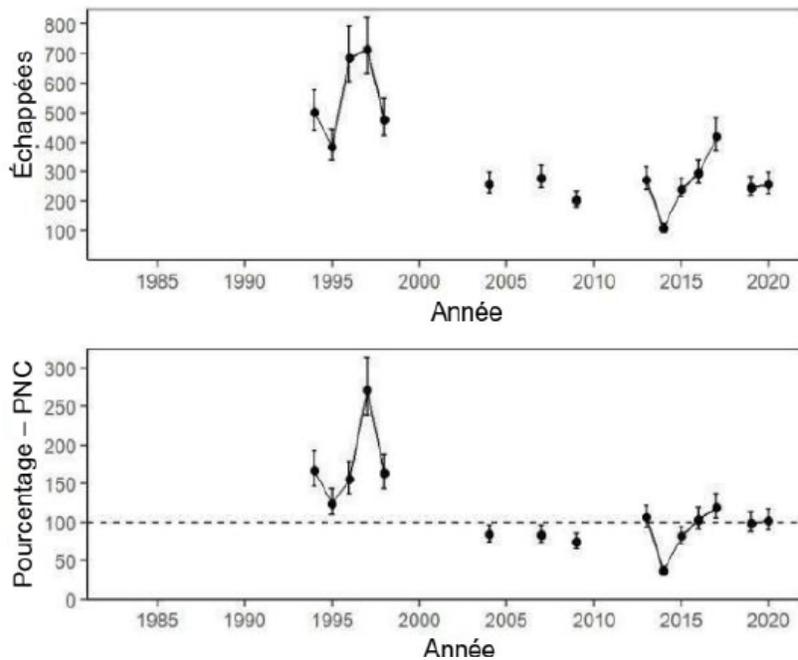


Figure 7.3-26. Estimation de l'échappée de reproducteurs (en haut) et du pourcentage de la ponte nécessaire à la conservation (en bas) pour le saumon atlantique en montaison dans la rivière North, selon les relevés en plongée. La ligne tiretée horizontale indique 100 % de la ponte nécessaire à la conservation. Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24. Adapté de MPO (2021j).

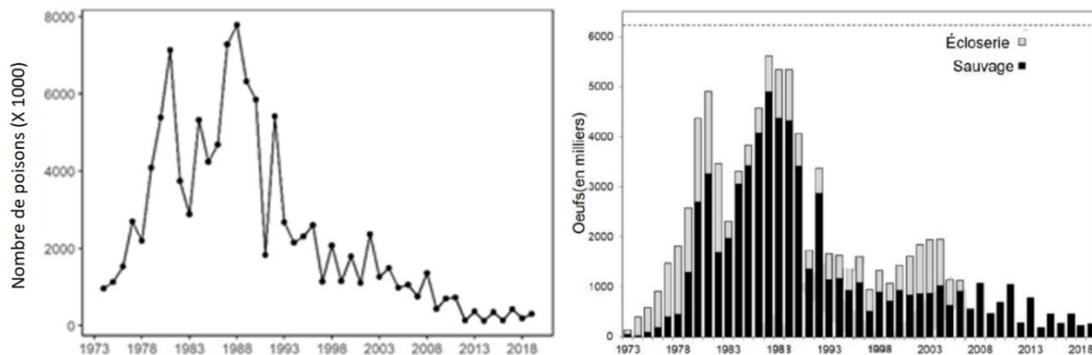


Figure 7.3-27. Paramètres des populations de saumon atlantique dans la rivière LaHave de 1973 à 2019. Le nombre total d'adultes en montaison (nombre de poissons) est fondé sur les montaisons dans la passe migratoire des chutes Morgan, ajustées en fonction de la superficie totale du bassin versant (à gauche) et l'estimation de la ponte (en milliers) par rapport à la ponte nécessaire à la conservation (à droite) par les saumons d'origine sauvage et d'écloserie en amont des chutes Morgan. La ligne tiretée horizontale dans le graphique de droite correspond à la ponte nécessaire à la conservation en amont de la passe migratoire des chutes Morgan. Les smolts d'écloserie ne sont plus introduits depuis 2005. Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24. Adapté de MPO (2020g).

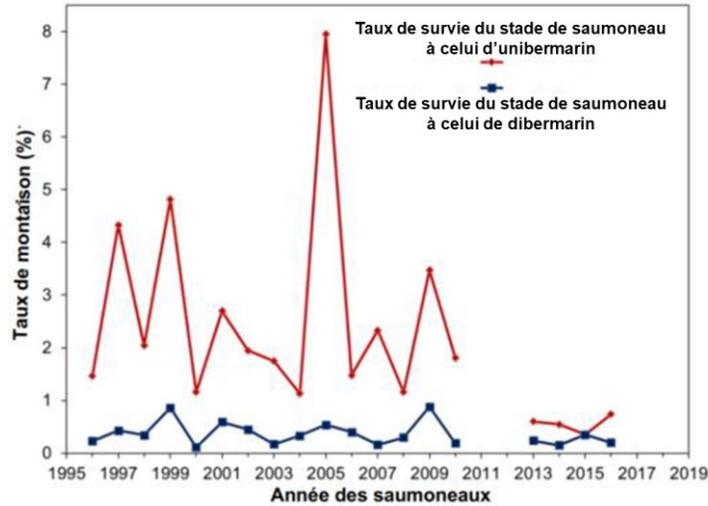


Figure 7.3-28. Estimation des taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte pour les saumons unibermarin et dibermarin dans la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan). Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24. Adapté de MPO (2020g).

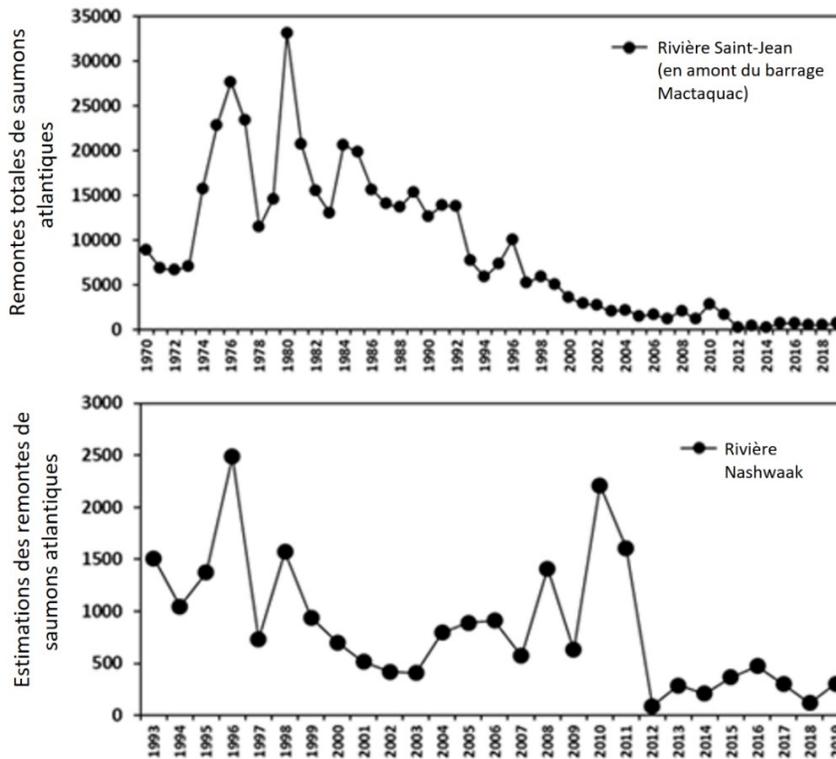


Figure 7.3-29. Montaisons de saumons atlantiques adultes dans la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac (en haut) et en aval du barrage de Mactaquac (en bas; rivière Nashwaak). Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24. Adapté de MPO (2020g).

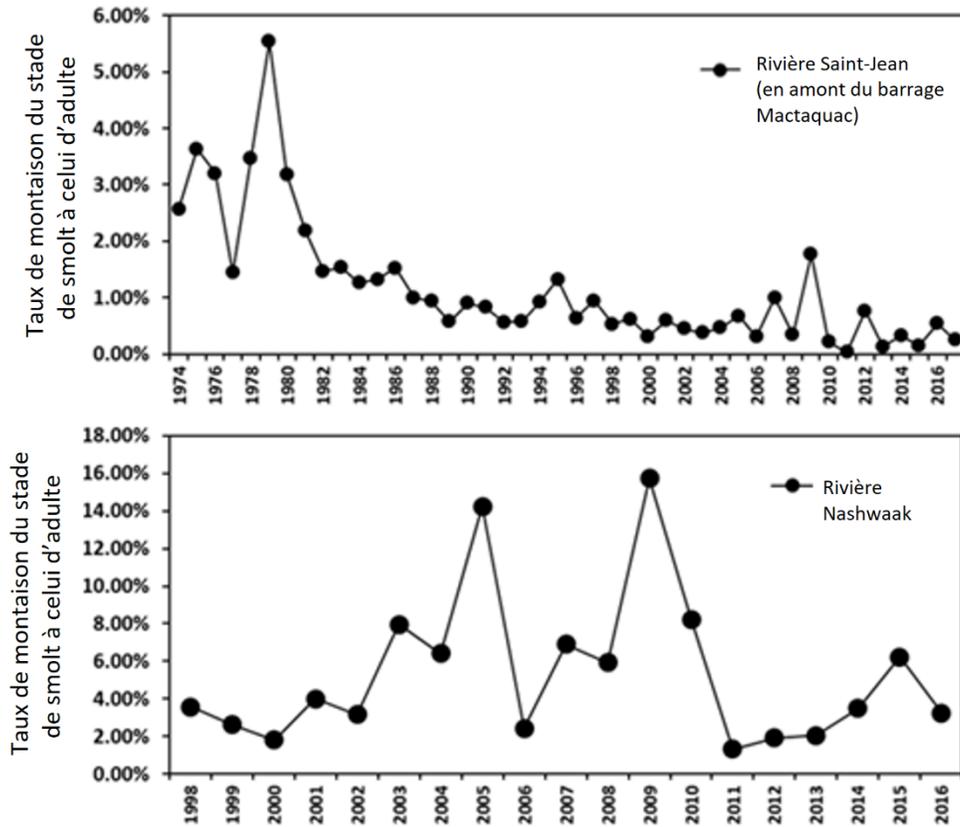


Figure 7.3-30. Estimation des taux de montaison du stade de smolt à celui d'adulte pour les saumons unibermarins et d'ibermarins vierges (combinés) dans la rivière Saint-Jean en amont du barrage de Mactaquac (en haut) et en aval du barrage de Mactaquac (en bas; rivière Nashwaak). Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24. Adapté de MPO (2020g).

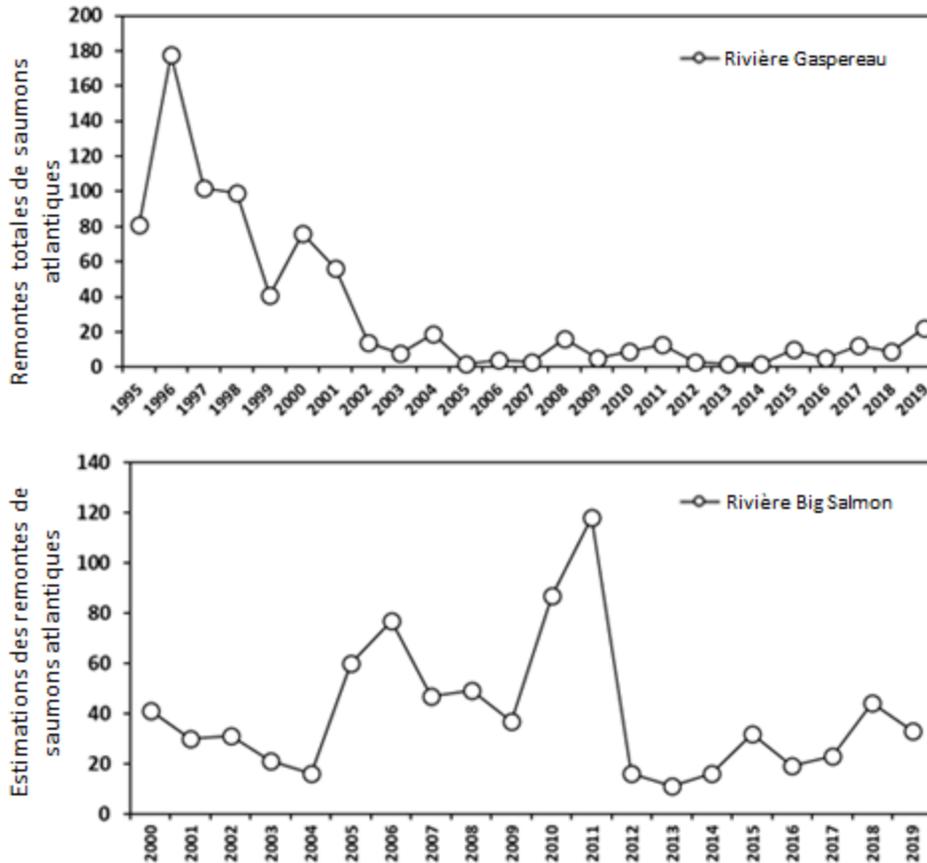


Figure 7.3-31. Montaisons de saumons atlantiques adultes dans la rivière Gaspereau (en haut) et la rivière Big Salmon (en bas). Voir la carte des ZPS et des emplacements des rivières faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-24.

Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

Il y a 15 ZP de saumon atlantique (1-14B) sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 7.3-32). Dans ces zones, 407 rivières sont connues pour abriter des saumons atlantiques. Les montaisons sont évaluées pour 18 rivières; les populations ne sont pas évaluées dans les ZPS 3, 6, 7, 8, 12 et 14B. L'abondance des smolts pendant la dévalaison est évaluée chaque année dans cinq rivières de Terre-Neuve (figure 7.3-32). On estime la survie en mer chaque année en comparant l'abondance des smolts une année par rapport au nombre de petits saumons qui remontent l'année suivante.

Les estimations des montaisons totales de saumon atlantique sont calculées pour chaque rivière faisant l'objet d'un suivi et tiennent compte des estimations de la pêche récréative et de la mortalité découlant de la pêche à la ligne avec remise à l'eau (on suppose qu'il s'agit de 10 % du nombre estimé de poissons remis à l'eau par rivière). Pour chaque rivière faisant l'objet d'un suivi, les montaisons totales sont comparées à la moyenne de la génération précédente (cinq et six années précédentes pour les rivières de Terre-Neuve et du Labrador, respectivement). La figure 7.3-33 représente les montaisons totales dans les rivières faisant l'objet d'un suivi à Terre-Neuve (ZPS 4, 5, 9, 10, 11, 13 et 14A) et la figure 7.3-34 illustre les mêmes montaisons au Labrador (ZPS 1 et 2). La figure 7.3-35 met en évidence les taux de survie en mer du stade de smolt à celui de petit saumon adulte dans certaines rivières de Terre-Neuve (dans les ZPS 4, 9, 11 et 14A).

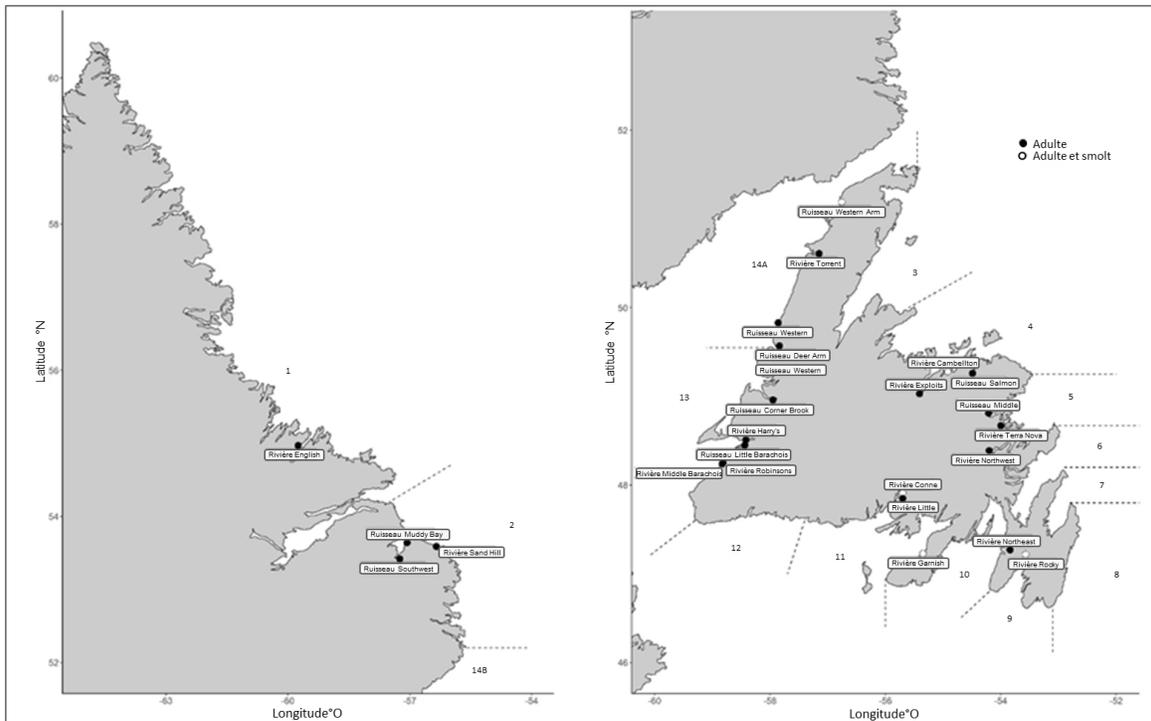


Figure 7.3-32. Rivières à saumon atlantique faisant l'objet d'un suivi à Terre-Neuve (graphique de droite) et au Labrador (graphique de gauche) au cours des dernières années. Les limites des zones de pêche du saumon sont indiquées par les lignes tiretées. Les rivières de Terre-Neuve représentées par des cercles blancs sont les populations dont les saumons adultes en montaison et les smolts en dévalaison sont dénombrés chaque année.

- L'abondance des grands saumons atlantiques en 2019 était inférieure à la moyenne de la génération précédente dans 61 % des rivières faisant l'objet d'un suivi pour lesquelles les données des séries chronologiques sont suffisantes (MPO 2020d).
- En 2019, les montaisons totales de saumon atlantique étaient inférieures à la moyenne de la génération précédente dans 14 rivières, supérieures dans trois rivières et semblables (différence de moins de 10 %) dans une rivière. Les baisses importantes des montaisons de saumon en 2019 concordent avec les tendances à la baisse observées pour les rivières évaluées sur la côte sud de Terre-Neuve (ZPS 11) au cours des dernières décennies.
 - Dans la ZPS 1, les montaisons totales dans la rivière English ont diminué de plus de 50 % par rapport à la moyenne de la génération précédente. Les montaisons totales avaient plus que doublé au cours des dernières années depuis 1999, lorsque le suivi initial a commencé.
 - Dans la ZPS 2, aucune tendance claire ne s'est dégagée dans les montaisons totales dans trois rivières faisant l'objet d'un suivi au cours des 20 dernières années.
 - Dans la ZPS 4, la rivière Exploits, l'une des plus grandes rivières à saumon de Terre-Neuve, suit une trajectoire décroissante depuis 2010, avec les montaisons totales les plus basses observées depuis 2000 en 2019. Les estimations de la survie en mer des saumons de la rivière Campbellton ont continué de fluctuer entre 4 % et 10 % par année.

- Dans la ZPS 5, des montaisons records ont été enregistrées dans la rivière Terra Nova et la rivière Northwest, sur la côte nord-est de Terre-Neuve.
- Dans la ZPS 9, les estimations de la survie en mer dans la rivière Rocky ont atteint un sommet d'un peu plus de 14 % en 2019, en dehors de la valeur typique de 2 à 6 %.
- Dans la ZPS 11, les montaisons totales de saumon dans la rivière Conne et la rivière Little étaient les plus faibles de chaque série chronologique en 2019. La faible survie en mer est probablement un facteur à l'origine des déclinés observés dans ces rivières, car les estimations étaient inférieures à 3 % pour la rivière Garnish en 2018 et en 2019 et à 1 % pour la rivière Conne en 2018.
- Dans la ZPS 14A, les montaisons totales du ruisseau Western Arm en 2019 étaient les plus faibles observées depuis 1992 et les estimations de la survie en mer ont continué de fluctuer entre 4 et 10 % par année.

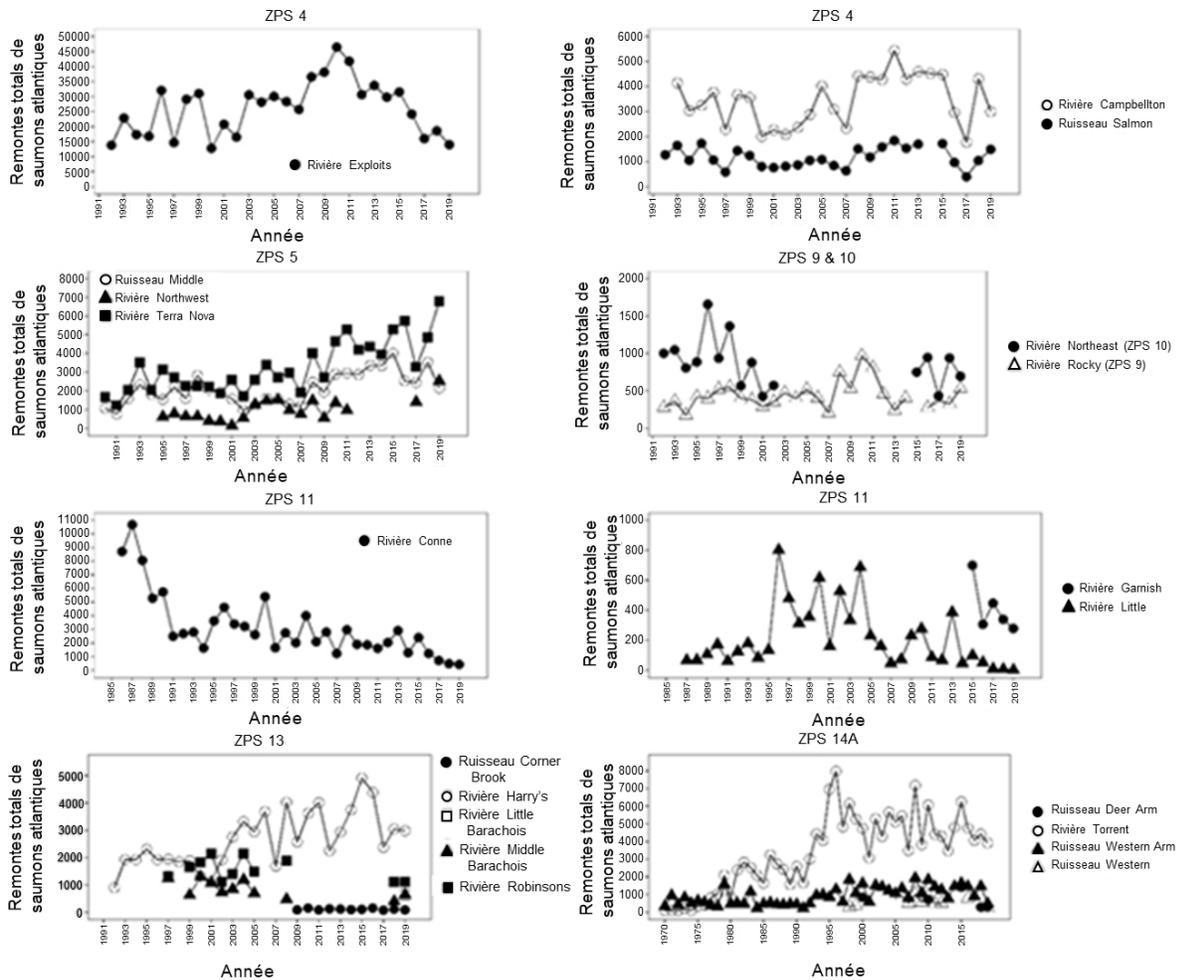


Figure 7.3-33. Montaisons totales de saumon atlantique dans les rivières faisant l'objet d'un suivi de la côte nord-est (ZPS 4 et 5), de la côte sud (ZPS 9, 10 et 11), de la côte ouest (ZPS 13) et de la péninsule nord (ZPS 14A) de Terre-Neuve jusqu'en 2019. Voir la carte des ZPS et des emplacements pour chaque rivière faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-32.

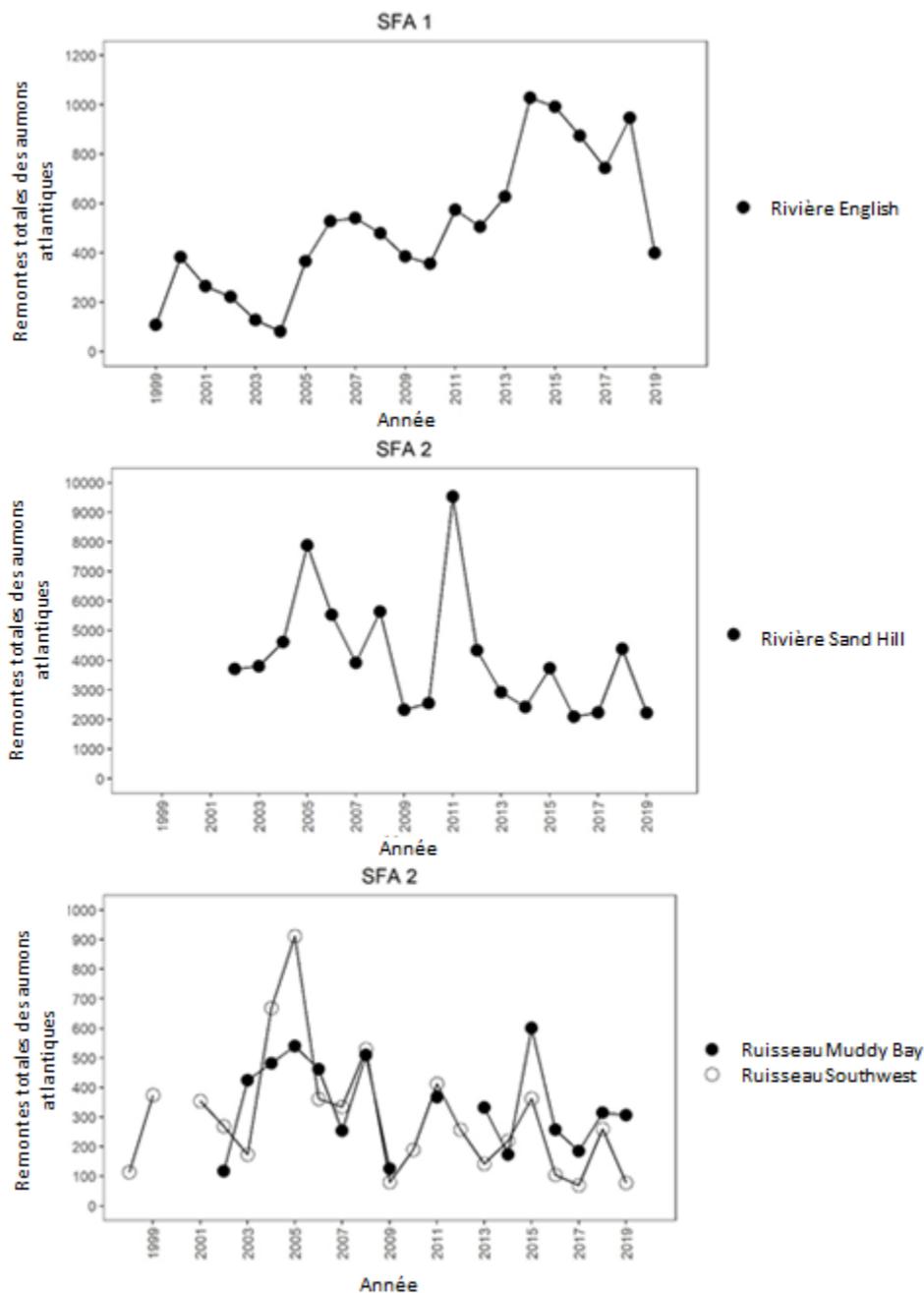


Figure 7.3-34. Montaisons totales de saumon atlantique dans les rivières faisant l'objet d'un suivi du nord du Labrador (ZPS 1) et du sud du Labrador (ZPS 2) de 1999 à 2019. Aucune rivière à saumon atlantique de la ZPS 14B n'a été suivie au cours des dernières décennies. Voir la carte des ZPS et des emplacements pour chaque rivière faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-32.

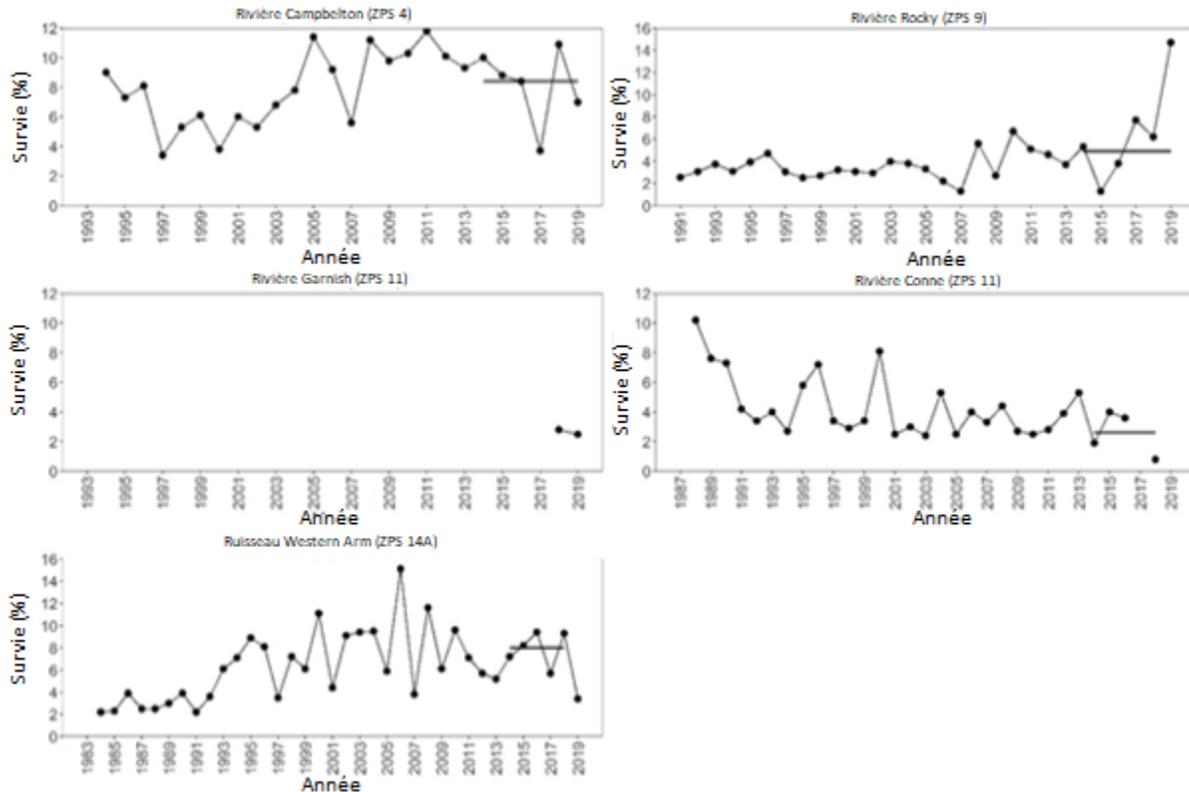


Figure 7.3-35. Taux de survie en mer du stade de smolt à celui de petit saumon adulte dans les rivières faisant l'objet d'un suivi de Terre-Neuve. L'année reflète l'année de montaison des adultes (les smolts migrateurs ont quitté la rivière l'année précédente). Le moratoire sur la pêche commerciale du saumon a été imposé à Terre-Neuve en 1992. Les taux de survie avant 1992 n'ont pas été ajustés pour tenir compte de l'exploitation en mer pendant la pêche commerciale du saumon; ces valeurs représentent par conséquent la survie des saumons revenus dans la rivière. Les lignes horizontales illustrent la moyenne de la génération précédente (2014 à 2018). Voir la carte des ZPS et des emplacements pour chaque rivière faisant l'objet d'un suivi sur la figure 7.3-32.

7.4 Facteurs de changement

Bien que les communautés de poissons présentent certaines tendances communes et des facteurs semblables entre les biorégions, il existe également de nombreuses différences importantes. On pense que plusieurs des changements documentés relatifs aux espèces de poissons sont attribuables au long historique de surpêche, à un environnement qui change rapidement et à des interactions trophiques changeantes, mais bon nombre de ces tendances ne sont pas encore expliquées totalement.

Dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la mortalité naturelle élevée des individus de taille commerciale s'est révélée être le facteur le plus important limitant le rétablissement de nombreux poissons démersaux, y compris la morue franche, autrefois abondante (Swain *et al.* 2011; Swain et Benoît 2015), la merluche blanche (Swain *et al.* 2016) et la plie canadienne (Ricard *et al.* 2016). Il a été démontré que la prédation exercée par les populations de phoques gris (*Halichoerus grypus*), qui connaissent une croissance rapide dans le sud du golfe du Saint-Laurent, est une source importante de mortalité naturelle pour ces espèces démersales (Benoît *et al.* 2011; Hammill *et al.* 2014; Swain *et al.* 2015; Neuenhoff *et al.* 2019; Rossi *et al.* 2021). En revanche, les deux composantes du hareng de l'Atlantique, le reproducteur de printemps et le

reproducteur d'automne, continuent de décliner. Ces tendances sont en grande partie attribuables à l'augmentation de la mortalité naturelle des grands harengs, qui est corrélée à la croissance de ses principaux prédateurs : le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) et les phoques gris (Turcotte *et al.* 2021).

La principale menace qui pèse sur la raie épineuse, la raie tachetée et la raie à queue de velours dans le sud du golfe du Saint-Laurent est une mortalité naturelle élevée (COSEPAC 2012a, b, 2015; Swain et Benoît 2015; Swain *et al.* 2019). En plus du déclin de leur abondance, la raie épineuse et la raie tachetée ont également connu une importante réduction de la taille de leur aire de répartition résultant de l'évitement de la prédation (Swain *et al.* 2015, 2019). Par le passé, les prises accessoires de raie à queue de velours et de raie tachetée (COSEPAC 2012a, 2015) ont peut-être joué un rôle dans les déclins initiaux; cependant, la mortalité par pêche de ces stocks est actuellement assez faible (Swain et Benoît 2015). La mortalité par pêche est également une menace relevée pour la raie épineuse en raison d'une pêche dirigée et des prises accessoires (COSEPAC 2012b).

Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, de la fin des années 1990 à 2010, l'abondance des poissons démersaux dans les eaux du large s'est peu améliorée depuis leur effondrement au début des années 1990. Cet effondrement a été attribué à la surpêche et aux conditions environnementales défavorables (période froide), en particulier pour la morue franche et le sébaste (Chouinard et Fréchet 1994; Dutil *et al.* 1999; Dutil et Lambert 2000), et à l'exception du flétan du Groenland, une espèce d'eaux froides associée aux chenaux profonds (Bourdages *et al.* 2017, MPO 2018c, d). L'augmentation de la quantité de sébaste dans le nord du golfe du Saint-Laurent est concomitante à une hausse de la température des eaux profondes (Galbraith *et al.* 2021).

Les communautés de poissons des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador étaient autrefois dominées par les poissons démersaux, en particulier la morue franche. À la fin des années 1980 et au début des années 1990, les conditions environnementales changeantes, combinées à la surpêche de nombreux stocks de poissons importants, ont entraîné des déclins importants des espèces de poissons démersaux et pélagiques, visées ou non par des pêches commerciales (Koen-Alonso *et al.* 2010, 2013; Dawe *et al.* 2012; Buren *et al.* 2014; Dempsey *et al.* 2017; Pedersen *et al.* 2017). Bien que les effets de ce changement soudain de la structure de la communauté aient été ressentis dans l'ensemble de la biorégion, des changements avaient été observés plus tôt et étaient plus spectaculaires sur le plateau de Terre-Neuve que dans le sud de Terre-Neuve.

Au cours des dernières années, la dynamique des stocks de poissons démersaux est liée à des processus ascendants, le succès des stocks de poissons démersaux semblant lié à la disponibilité de la nourriture, et la mortalité causée par la famine pourrait avoir limité le rétablissement de certains stocks (Regular *et al.* 2022). Le capelan est une source d'alimentation primaire (Koen-Alonso *et al.* 2021), tout comme d'autres espèces de poissons pélagiques, de sorte que le déclin des poissons pélagiques pourrait avoir influencé le rétablissement des espèces démersales. Plus précisément, la faible abondance continue du capelan peut avoir nuit à la production d'autres poissons (p. ex. la morue franche). Le précédent *Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique* (Koen-Alonso *et al.* 2018) traite plus en détail du rôle écologique important des poissons fourrages dans le contexte d'un climat changeant.

Les pêches sont encore désignées comme la principale menace pour les populations de requins dans l'Atlantique Nord; toutefois, des mesures de gestion récentes ont permis de réduire le risque de mortalité des requins dans les pêcheries canadiennes. (voir dans *Divers*

facteurs de stress, à la section 11.2.4). Il est encore très important de comprendre les prises accessoires, surtout compte tenu de la diversité des pêches qui interceptent les requins.

Les poissons diadromes font face à des menaces variées dans les milieux d'eau douce et marins dans l'ensemble des ZPS/bassins hydrographiques et des biorégions marines, menaces qui ont des effets négatifs à divers degrés sur les populations des eaux canadiennes de l'Atlantique. Pour le saumon atlantique, les menaces en mer sont les impacts causés par les changements des écosystèmes, l'aquaculture des salmonidés, les maladies/parasites, ainsi que la faible survie pendant leur migration marine en raison de la forte prédation ou de la faible disponibilité des proies. Les effets des barrages hydroélectriques, de la pêche illicite et du braconnage, de même que le manque de passages du poisson adéquats, sont des menaces très préoccupantes dans l'environnement d'eau douce (voir *Divers facteurs de stress* à la section 11.2.2). Les menaces qui pèsent sur le bar rayé sont la surpêche, la perte et la dégradation de l'habitat, la pollution et les obstacles à la migration (COSEPA 2012c). Les changements climatiques exacerberont probablement ces pressions sur les populations de poissons diadromes.

7.5 Lacunes dans la recherche et incertitudes

La conservation et la gestion des communautés de poissons dans les eaux canadiennes de l'Atlantique nécessitent un suivi (y compris dans la zone côtière) de même que des recherches visant à comprendre les impacts d'un ensemble complexe de facteurs écosystémiques tels que la pêche, le climat et les interdépendances des espèces.

Les pêches apportent des renseignements utiles (les débarquements des pêches commerciales), mais elles ciblent également des espèces précises, de sorte que les données qui en sont tirées ne reflètent pas entièrement toute la communauté des poissons. Pour compenser, des chercheurs effectuent régulièrement des relevés scientifiques (relevés multispécifiques au chalut et relevés acoustiques) dans certaines régions afin de recueillir des données supplémentaires et de fournir des informations sur des communautés marines plus vastes. Toutefois, certains de ces relevés scientifiques ont des limites d'échantillonnage, car des espèces ne sont pas échantillonnées efficacement par certains types d'équipement d'échantillonnage, comme c'est le cas pour l'évaluation des poissons pélagiques et des invertébrés au chalut de fond. Pour les espèces diadromes, comme le saumon atlantique, les populations présentes dans les cours d'eau évalués peuvent être uniques et ne sont pas nécessairement représentatives des autres cours d'eau situés dans une ZPS.

Il faut encore comprendre les effets des pêches commerciales à l'échelle de l'écosystème afin de réduire les dommages causés aux espèces non ciblées (les prises accessoires). La majorité des renseignements sur les prises non ciblées proviennent de programmes d'observateurs en mer, qui échantillonnent habituellement un petit nombre de voyages dans une pêche donnée (Gavaris *et al.* 2010). Pour les espèces qui sont capturées de façon sporadique ou dans de nombreuses pêches (p. ex. les requins pélagiques), il faut tenir compte des limites des données résultant des taux variables de présence des observateurs pour estimer la mortalité par pêche totale (Bowlby *et al.* 2020). Plusieurs autres mécanismes de déclaration ont été mis en œuvre, y compris des journaux de bord obligatoires pour les espèces inscrites à l'annexe 1 de la LEP (p. ex. les loups de mer, les tortues de mer), ainsi que des journaux de bord supplémentaires des rejets pour certaines flottes. Cependant, l'intégration de ces sources d'information avec les données des programmes établis de vérification à quai et d'observateurs en mer demeure difficile. Des recherches futures sont nécessaires pour quantifier à l'échelle de la flotte les prises accessoires de certaines espèces dans une pêche donnée et pour agréger ces estimations afin de comprendre la mortalité totale par pêche dans toutes les flottes.

On ignore actuellement comment les changements environnementaux à grande échelle associés à l'acidification des océans ou aux changements climatiques influenceront sur la répartition ou l'abondance des requins dans les eaux canadiennes (Bowlby *et al.* 2020). On pense que l'aire de répartition de plusieurs espèces semi-tropicales se déplacera vers le nord et que ces espèces deviendront plus prévalentes au Canada. L'impact d'autres changements systématiques sur les écosystèmes marins, comme le bruit sous-marin ou la pollution marine, est inconnu.

7.6 Notes techniques

En 2018, la couverture des relevés effectués par un navire de recherche sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy était limitée à l'ouest (division 4X), tandis que la majeure partie de la zone du relevé, y compris la totalité de la division 4V, la plus grande partie de la division 4W et les profondeurs inférieures à 183 m dans les divisions 5Zj, n'ont pas été échantillonnées en raison de problèmes mécaniques sur le navire de recherche. C'était la première fois depuis le début du relevé en 1970 que la couverture des divisions 4VW était insuffisante. De même, la couverture spatiale en 2021 était également limitée à l'ouest (division 4X) en raison de problèmes mécaniques sur le navire de recherche.

En 2021, l'échantillonnage a été effectué à bord du nouveau navire de recherche de la Garde côtière canadienne, le NGCC *Capt. Jacques Cartier*, à l'aide d'un chalut différent, le NEST (Northeast Fisheries Science Center Ecosystem Survey Trawl). Les estimations de la biomasse fondées sur les prises du NGCC *Capt. Jacques Cartier* ne sont pas comparables à celles de la série chronologique tant que la pêche comparative entre les combinaisons navire/engin nouveaux et anciens n'est pas terminée et que les facteurs de conversion ne sont pas calculés pour chaque espèce. La pêche comparative devrait avoir été réalisée en 2022.

Les requins pélagiques ne sont pas interceptés par les relevés multispécifiques annuels au chalut de fond du MPO. Par le passé, les indices de l'abondance étaient générés à partir des données sur les captures par unité d'effort (CPUE). Il s'agissait de diviser le poids total des prises d'une espèce par un paramètre normalisé de l'effort de pêche. Maintenant que les prises de requins pélagiques sont presque exclusivement des prises accessoires, les CPUE ne sont pas aussi fiables et de nouvelles méthodes sont nécessaires pour estimer les prises accessoires à partir des données des observateurs en mer.

Pour le saumon atlantique dans la région des Maritimes, la ponte nécessaire à la conservation pour une rivière donnée correspond à une ponte de 2,4 œufs/m² multipliée par l'étendue de l'habitat de croissance fluviale ayant un gradient adéquat. Une ponte de 2,4 œufs/m² est considérée comme un point de référence limite dans le contexte du Cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2012; Gibson et Claytor 2012) pour la région des Maritimes du MPO.

Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, le saumon atlantique juvénile demeure principalement dans les habitats d'eau douce pendant trois à quatre ans à Terre-Neuve et pendant quatre à cinq ans au Labrador avant la smoltification, puis la migration en mer en tant que smolt (MPO 2020d). Dans la majorité des rivières de Terre-Neuve (ZPS 3 à 12 et 14A), la population de petits saumons adultes (moins de 63 cm de longueur à la fourche) est majoritairement composée de grilses (saumons unibermarins, madeleineaux), qui ont passé une année en mer avant de revenir frayer pour la première fois. La population de grands saumons (plus de 63 cm) adultes présente dans les rivières de Terre-Neuve est composée principalement de grilses itéropares, c'est-à-dire des poissons qui se reproduisent plusieurs années de suite ou une année sur deux. En revanche, les populations présentes au Labrador (ZPS 1, 2 et 14B) et dans le sud-ouest de Terre-Neuve (ZPS 13) sont constituées d'importants

groupes de grands saumons composés de poissons vierges qui ont passé deux ans (dibermarins) ou plus (pluribermarins) en mer avant de revenir frayer.

7.7 Références

- Benoît, H.P., et Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2505: iv + 95 p.
- Benoît, H.P., Swain, D.P., Bowen, W.D., Breed, G.A., Hammill, M.O., et Harvey, V. 2011. Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 442: 149–167.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Légaré, B., Nozères, C., et Parent, É. 2017. Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2016 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2017/002: v + 88 p.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Isabel, L., et Senay, C. 2021. Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2020 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/054: iv + 94 p.
- Bowlby, H.D., Coates, P.J., Joyce, W.N., et Simpson, M.R. 2020. Évaluation du potentiel de rétablissement du requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*) – Unité désignable de l'Atlantique Nord. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/025: v + 80 p.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N., et Montevecchi, W.A. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. PLoS One 9: e87589.
- Campana, S.E., Gibson, A.J.F., Fowler, M., Dorey, A., et Joyce, W. 2013. Population dynamics of Northwest Atlantic porbeagle (*Lamna nasus*), with an assessment of status and projections for recovery. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/096: iv + 84 p.
- Campana, S.E., Fowler, M., Houlihan, D., Joyce, W., Showell, M., Simpson, M., Miri, C., et Eagles, M. 2015a. Recovery Potential Assessment for Porbeagle (*Lamna nasus*) in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/041: iv + 45 p.
- Campana, S.E., Fowler, M., Houlihan, D., Joyce, W., Showell, M., Miri, C., et Simpson, M. 2015b. Current Status and Threats to the North Atlantic Blue Shark (*Prionace glauca*) Population in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/026: v + 44 p.
- Coad, B.W., Waszczuk, H. et Labignan, I. 1995. Encyclopedia of Canadian Fishes. Canadian Museum of Nature and Canadian Sportfishing Productions. Inc., Ottawa, Ontario, Canada.
- Chouinard, G.A., et Fréchet, A. 1994. Fluctuations in the cod stocks of the Gulf of St Lawrence. ICES Mar. Sci. Symp. 198: 121–139.
- COSEPAC. 2009a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le pèlerin (*Cetorhinus maximus*), population de l'Atlantique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. viii + 62 p.
- COSEPAC. 2009b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), population des Maritimes, population de Terre-Neuve-et-Labrador et population de l'Arctique au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. x + 80 p.

- COSEPAC. 2010a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*), population de l'Atlantique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. vii + 60 p.
- COSEPAC. 2010b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique (*Salmo salar*) (population du Nunavik, population du Labrador, population du nord-est de Terre-Neuve, population du sud de Terre-Neuve, population du sud-ouest de Terre-Neuve, population du nord-ouest de Terre-Neuve, population de l'est de la Côte-Nord du Québec, population de l'ouest de la Côte-Nord du Québec, population de l'Île d'Anticosti, population de l'intérieur du Saint-Laurent, population du lac Ontario, population de la Gaspésie-sud du golfe du Saint-Laurent, population de l'est du Cap-Breton, population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse, population de l'intérieur de la baie de Fundy, population de l'extérieur de la baie de Fundy) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xlix + 162 p.
- COSEPAC. 2010c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la morue franche (*Gadus morhua*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiii + 121 p.
- COSEPAC. 2010d. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le complexe sébaste atlantique/sébaste d'Acadie (*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. x + 84 p.
- COSEPAC. 2011a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. x + 36 p.
- COSEPAC. 2011b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon noir (*Acipenser ooxrinchus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiii + 56 p.
- COSEPAC. 2012a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. ix + 81 p.
- COSEPAC. 2012b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie à queue de velours (*Malacoraja senta*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xviii + 84 p.
- COSEPAC. 2012c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bar rayé (*Morone saxatilis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xx + 86 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.
- COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la maraîche (*Lamna nasus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xi + 42 p.
- COSEPAC. 2015. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*), population du golfe du Saint-Laurent, population de l'est du plateau néo-écossais et de Terre-Neuve et population de l'ouest du plateau néo-écossais et du banc Georges au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xviii + 49 p.

- COSEPACC. 2016. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le requin bleu (*Prionace glauca*) population de l'Atlantique Nord et population du Pacifique nord au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xviii + 56 p.
- COSEPAC. 2019. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le requin-taupo (*Isurus oxyrinchus*), population de l'Atlantique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiii + 43 p.
- COSEPAC. 2021. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*), population de l'Atlantique au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii + 64 p.
- Dawe, E.G., Koen-Alonso, M., Chabot, D., Stansbury, D., et Mullowney, D. 2012. Trophic interactions between key predatory fish and crustaceans: comparison of two Northwest Atlantic systems during a period of ecosystem change. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 469: 233–248.
- Dempsey, D.P., Koen-Alonso, M., Gentleman, W.C., et Pepin, P. 2017. Compilation and discussion of driver, pressure, and state indicators for the Grand Bank ecosystem, Northwest Atlantic. *Ecol. Indic.* 75: 331–339.
- DFO. 2006. Final Report of the Fisheries Oceanography Committee 2006 Annual Meeting; 29–31 March 2006. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2006/033.
- DFO et MRNF. 2009. Conservation Status Report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Québec: PART II – Anthropogenic Considerations. *Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2870: 175 p.
- Douglas, S.G., et Chaput, G. 2011. Information on the Striped Bass (*Morone saxatilis*) population of the southern Gulf of St. Lawrence relevant to the development of a 2nd COSEWIC status report for the species. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/098: iv + 16 p.
- Dutil, J.-D., et Lambert, Y. 2000. Natural mortality from poor condition in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 826–836.
- Dutil, J.-D., Castonguay, M., Gilbert, D., et Gascon, D. 1999. Growth, condition, and environmental relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence and implications for management strategies in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1818–1831.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D., et Lafleur, C. 2021. Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/045. iv + 84 p.
- Gauthier, C., Desgagnés, M., Robert, D., Le Bris, A., Fisher, J.A.D., Dumont, D., et Sirois, P. 2021. Rétablissement du flétan atlantique dans le golfe du Saint-Laurent: état des connaissances biologiques et défis de gestion. *Nat. Can.* 145: 49–61.
- Gavaris, S., Clark, K.J., Hanke, A.R., Purchase, C.F., et Gale, J. 2010. Overview of discards from Canadian commercial fisheries in NAFO Divisions 4V, 4W, 4X, 5Y and 5Z for 2002–2006. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2873: vi + 112 p.
- Gibson, A.J.F., et Claytor, R.R. 2013. What is 2.4? Placing Atlantic Salmon Conservation Requirements in the Context of the Precautionary Approach to Fisheries Management in the Maritimes Region. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/043: iv + 21 p.

- Gíslason, D., Helyar, S.J., Óskarsson, G.J., Ólafsdóttir, G., Slotte, A., Jansen, T., Jacobsen, J.A., Ólafsson, K., Skirnisdóttir, S., Dahle, G., Siegstad, H., Joensen, H., Curti, K.L., Grégoire, F., Masse, J., Sveinsson, S., Daníelsdóttir, A.K., et Pampoulie, C. 2020. The genetic composition of feeding aggregations of the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) in the central north Atlantic: a microsatellite loci approach. *ICES J. Mar. Sci.* 77: 604–612.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Swain, D.P., et Benoît H.P. 2014. Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake. *ICES J. Mar. Sci.* 71: 1332–1341.
- Koen-Alonso, M., Pepin, P., et Mowbray, F. 2010. Exploring the role of environmental and anthropogenic drivers in the trajectories of core fish species of Newfoundland–Labrador marine community. *NAFO SCR Doc.* 10/037: 16 p.
- Koen-Alonso, M., Fogarty, M., Pepin, P., Hyde, K., et Gamble, R. 2013. Ecosystem production potential in the Northwest Atlantic. *NAFO SCR Doc.* 13/075: 13 p.
- Koen-Alonso, M., Bundy, A., et Buren, A. 2018. Comment le climat peut influencer sur la productivité des écosystèmes marins de l'Atlantique au Canada: le rôle écologique des poissons fourrages. *Dans Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique.* Édité par R.Y. Bernier, R.E. Jamieson, et A.M. Moore. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 3167: 120–122.
- Koen-Alonso, M., Lindstrøm, U., et Cuff, A. 2021. Comparative modeling of cod-capelin dynamics in the Newfoundland-Labrador shelves and Barents Sea ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 8: 579946.
- Kulka, D.W., D. Swain, M.R. Simpson, C.M. Miri, J. Simon, J. Gauthier, R. McPhie, J. Sulikowski, et L. Hamilton. 2006. Distribution, abundance, and life history of *Malacoraja senta* (*M. senta*) in Canadian Atlantic Waters. *Can. Sci. Advis. Res. Doc.* 2006/93: iii + 136 p.
- Kulka, D. W., Sulikowski, J. A., et Cotton, C. F. 2022. Spatial ecology of black dogfish (*Centroscyllium fabricii*) in deep waters off Canada: first record of a nursery, pupping ground and long-distance migration for a deepwater demersal shark. *Mar. Fresh. Res.* 73: 1025-1040.
- MPO. 2012. Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2012/035.
- MPO. 2013. Mise à jour de 2012 sur l'abondance des reproducteurs et les caractéristiques biologiques du bar rayé (*Morone saxatilis*) du sud du golfe du Saint-Laurent. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci.* 2013/010.
- MPO. 2014. Perspectives à court terme pour les stocks de morue, de crabe et de crevette dans la région de Terre-Neuve et du Labrador (divisions 2J3KL). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci.* 2014/049.
- MPO. 2017a. Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique (sous-régions 3 et 4) en 2016. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2017/034.
- MPO. 2017b. Évaluation de l'étendue des dommages admissibles pour le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) dans le Canada atlantique. *Secr. can. de consult. sci. du MPO Rép. des Sci.* 2017/025.
- MPO. 2017c. Évaluation du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2016. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2017/042.
- MPO. 2018a. Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2016. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2017/052.

- MPO. 2018b. Mise à jour des indicateurs de l'état du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/008.
- MPO. 2018c. Mise à jour des indicateurs de suivi de l'état du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/004.
- MPO. 2018d. Évaluation du flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/049.
- MPO. 2020a. État des stocks de sébaste dans la sous-division 2 et la division 3K de l'OPANO. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. Rép. 2020/021.
- 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.
- MPO. 2020c. Mise à jour des indicateurs de l'état du stock de morue franche du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/007.
- MPO. 2020d. Mise à jour de l'état des stocks de saumon atlantique de Terre-Neuve-et-Labrador en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/045.
- MPO. 2020e. Mise à jour de 2019 sur l'abondance de reproducteurs et les caractéristiques biologiques du bar rayé (*Morone saxatilis*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/009.
- MPO. 2020f. Mise à jour en 2019 des indicateurs pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) dans les zones de pêche du saumon 15 à 18 de la région du Golfe du MPO. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/028.
- MPO. 2020g. Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon (ZPS) 19 à 21 et 23. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/031.
- MPO. 2021a. Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve (division OPANO 4R) en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/005.
- MPO. 2021b. Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec (division 4S) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/037.
- MPO. 2021c. Évaluation du contingent du nord du maquereau bleu (*Scomber Scomberus*) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/029.
- MPO. 2021d. Évaluation du stock de capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/027.
- MPO. 2021e. Évaluation du capelan des divisions 2J3KL en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/045. (Erratum : Novembre 2021)
- MPO. 2021f. Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/034.
- MPO. 2021g. 2021. Mise à jour des indicateurs de l'état du stock de morue franche du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/006.
- MPO. 2021h. Évaluation du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/017.

- MPO. 2021i. Points de référence pour la population de bar rayé (*Morone saxalis*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. Sci. du MPO. Avis sci. 2021/018.
- MPO. 2021j. Mise à jour de l'état du stock de saumon Atlantique dans les zones de pêche du saumon (ZPS) 19 à 21 et 23. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/032.
- MPO. 2022a. Évaluation du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), composantes des reproducteurs de printemps et d'automne, du sud du golfe du Saint-Laurent (divisions 4TVn de l'OPANO) et avis pour les pêches de 2022 et de 2023. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/021.
- MPO. 2022b. État des stocks de gaspareau et d'alose d'été (Hareng de rivière) dans la Région du Golfe du MPO. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/014.
- MPO. 2022c. Évaluation du capelan des divisions 2J3KL en 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/013.
- MPO. 2023. Évaluation du contingent nord du maquereau bleu (*Scomber scombrus*) en 2022. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/015.
- NAFO. 2014. Report of the 7th Meeting of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WGESA) 18–27 November 2014, Dartmouth, Canada. NAFO SCS Doc. 14/023: 126 p.
- Neuenhoff, R.D., Swain, D.P., Cox, S.P., McAllister, M.K., Trites, A.W., Walters, C.J., et Hammill, M.O. 2019. Continued decline of a collapsed population of Atlantic cod (*Gadus morhua*) due to predation-driven Allee effects. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76: 168–184.
- O'Connell, M.F., Dempson, J.B., et Chaput, G. 2006. Aspects of the life history, biology, and population dynamics of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in eastern Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/014: iii + 47 p.
- Pedersen, E.J., Thompson, P.L., Ball, R.A., Fortin, M.-J., Gouhier, T.C., Link, H., Moritz, C., Nenzen, H., Stanley, R.R.E., Taranu, Z.E., Gonzalez, A., Guichard, F., et Pepin, P. 2017. Signatures of the collapse and incipient recovery of an overexploited marine ecosystem. *R. Soc. Open Sci.* 4: 170215.
- Regular, P.M., Buren, A.D., Dwyer, K.S., Cadigan, N.G., Gregory, R.S., Koen-Alonso, M., Rideout, R.M., Robertson, G.J., Robertson, M.D., Stenson, G.B., Wheeland, L.J., et Zhang, F. 2022. Indexing starvation mortality to assess its role in the population regulation of Northern cod. *Fish. Res.* 247: 106180.
- Ricard, D., Morin, R., Swain, D.P., et Surette, T. 2016. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Division 4T) stock of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*), March 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/057: ix + 43 p.
- Rossi, S.P., Cox, S.P., Hammill, M.O., den Heyer, C.E., Swain, D.P., Mosnier, A., et Benoît, H.P. 2021. Forecasting the response of a recovered pinniped population to sustainable harvest strategies that reduce their impact as predators. *ICES J. Mar. Sci.* 78: 1804–1814.
- Senay, C., Ouellette-Plante, J., Bourdages, H., Bermingham, T., Gauthier, J., Parent, G., Chabot, D., et Duplisea, D. 2021. Unit 1 Redfish (*Sebastes mentella* and *S. fasciatus*) stock status in 2019 and updated information on population structure, biology, ecology, and current fishery closures. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/015: xii + 119 p.

- Shackell, N.L., Fisher, J.A.D., den Heyer, C.E., Hennen, D.R., Seitz, A.C., Le Bris, A., Robert, D., Kersula, M.E., Cadrin, S.X., McBride, R.S., McGuire, C.H., Kess, T., Ransier, K.T., Liu, C., Czich, A., et Frank, K.T. 2021. Spatial ecology of Atlantic Halibut across the Northwest Atlantic: A recovering species in an era of climate change. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 30: 281–305.
- Showell, M.A., Fowler, G.M., Joyce, W., McMahon, M., Miri, C.M., et Simpson, M.R. 2017. Current Status and Threats to the North Atlantic Shortfin Mako Shark (*Isurus oxyrinchus*) Population in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/039: v + 45 p.
- Simpson, M.R. et Miri, C.M. 2020. Assessment of Thorny Skate (*Amblyraja radiata* Donovan, 1808) in NAFO Divisions 3LNO and Subdivision 3Ps. NAFO Sci. Council Res. Doc. 20/041. Ser. No. N7089.
- Swain, D.P., et Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519: 165–182.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., McClelland, G., et Aubry, É. 2011. Alternative hypotheses for causes of the elevated natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence: the weight of evidence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/036: iv + 33 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., et Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. *J. Anim. Ecol.* 84: 1286–1298.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., McClelland, G., et Aubry, É. 2011. Alternative hypotheses for causes of the elevated natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence: the weight of evidence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/036: iv + 33 p.
- Swain, D.P., Savoie, L., et Cox, S.P. 2016. Recovery potential assessment of the Southern Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of White Hake (*Urophycis tenuis* Mitchell), January 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/045: vii + 109 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., et Sulikowski, J.A. 2019. Risk of extinction of a unique skate population due to predation by a recovering marine mammal. *Ecol. Appl.* 29: e01921.
- Turcotte, F., Swain, D.P., McDermid, J.L., et DeJong, R.A. 2021. Évaluation des stocks de hareng de l'Atlantique (*Culpea harengus*) de la zone 4TVn de l'OPANO dans le sud du golfe du Saint-Laurent en 2018-2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/030: xv + 167 p.
- Veinott, G., et Cochrane, N. 2015. Accuracy and Utility of the Atlantic Salmon License Stub (Angler Log) Return Program in Newfoundland and Labrador. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/035: v + 14 p.

8. MAMMIFÈRES MARINS

Shelley L.C. Lang¹, Charmain D. Hamilton¹, Garry B. Stenson¹, Mike O. Hammill², Veronique Lesage², Xavier Bordeleau², Cornelia E. den Heyer³, Laura J. Feyrer³, Jack W. Lawson¹, Hilary B. Moors-Murphy³, Stephanie Ratelle⁴, Angelia S.M. Vanderlaan³

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

8.1 Messages clés

- Les changements climatiques ont des impacts sur les mammifères marins, soit directement par des changements dans l'habitat, soit indirectement par des changements dans l'abondance ou la répartition de leurs proies.
 - Les changements des conditions de la glace de mer se répercutent sur la survie des blanchons pour les espèces de pinnipèdes dépendantes de la glace, comme le phoque du Groenland.
 - Les baleines noires de l'Atlantique Nord suivent les changements dans l'abondance relative de leurs proies, dont l'aire de répartition a changé en raison du réchauffement récent de l'océan.
- Après une période de stabilité, la population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest semble avoir augmenté au cours des dernières années. Cependant, les conditions inhabituelles de la glace de mer pendant la saison de mise bas en 2017 ont mené aux estimations de la production de blanchons les plus faibles depuis des décennies.
- La population de phoques gris dans les eaux canadiennes continue de croître, mais le taux d'augmentation ralentit. Le relevé de 2021 a révélé une diminution du nombre estimé de petits nés sur l'île de Sable pour la première fois depuis les années 1960.
- Entre 2010 et 2019, la population de baleines à bec communes a augmenté dans l'est du plateau néo-écossais. Il s'agit d'un renversement de la tendance à la baisse à long terme de la population observée entre 1990 et 2004.
- Depuis 2015, une proportion importante de la population connue de baleines noires de l'Atlantique Nord passe l'été dans le golfe du Saint-Laurent. Les estimations de la population de cette espèce en voie de disparition continuent de diminuer.
- Les récents efforts visant à déterminer les habitats importants pour les grands mysticètes (rorqual bleu, petit rorqual, rorqual commun, rorqual à bosse et baleine noire de l'Atlantique Nord) et la baleine à bec commune ont donné un aperçu de leur occurrence et de leurs activités de quête de nourriture dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. La détermination de ces zones prioritaires permet de suivre efficacement les espèces de cétacés et aide à atténuer les répercussions des activités humaines sur le rétablissement de leur population.

8.2 Contexte

Les mammifères marins sont d'importants prédateurs dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest du fait de leur population nombreuse (phoque du Groenland, *Pagophilus groenlandicus*) ou de leur biomasse élevée (grandes baleines). Ce sont d'importants consommateurs de proies issues de divers niveaux trophiques allant du zooplancton (p. ex. le rorqual bleu, *Balaenoptera musculus*) aux poissons (p. ex. les phoques, les dauphins, le rorqual à bosse, *Megaptera novaeangliae*), et exercent une grande influence descendante sur la structure et les fonctions des écosystèmes dont ils font partie. Étant donné leur position proche du sommet de leurs chaînes alimentaires respectives, les mammifères marins peuvent également agir comme sentinelles des écosystèmes, car les changements dans leur abondance, leur répartition et leur régime alimentaire peuvent dénoter des changements qui se produisent dans l'écosystème et qui pourraient être plus difficiles à détecter autrement (Moore 2008; MPO 2012; Hazen *et al.* 2019).

La communauté de mammifères marins de l'Atlantique Nord-Ouest est représentée par un mélange de pinnipèdes des zones arctiques et tempérées (sept espèces) et de cétacés (23 espèces), la composition relative des espèces variant selon la région et la saison. D'autres espèces sont des individus errants qui sont rarement présents dans l'Atlantique Nord-Ouest. Certaines espèces (p. ex. le phoque gris, *Halichoerus grypus*, le phoque commun, *Phoca vitulina*, le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent, *Delphinapterus leucas*, la baleine à bec commune, *Hyperoodon ampullatus*) passent toute l'année dans l'Atlantique Nord-Ouest, mais d'autres (p. ex. la baleine noire de l'Atlantique Nord, *Eubalaena glacialis*, le rorqual commun, *Balaenoptera physalus*, le rorqual à bosse) migrent des régions plus méridionales pour profiter des possibilités d'alimentation estivale. Les espèces migratrices saisonnières de l'Atlantique Nord-Ouest retournent généralement dans les régions méridionales pendant l'hiver pour la reproduction, bien qu'une proportion inconnue de la population de certaines espèces (p. ex. rorqual commun, *Balaenoptera acutorostrata*, rorqual bleu, rorqual à bosse) puisse demeurer dans l'Atlantique Nord-Ouest toute l'année (Stenson *et al.* 2018).

Notre compréhension de l'aire de répartition, de l'utilisation de l'habitat, de l'effectif de la population et des tendances de l'abondance varie considérablement selon l'espèce. Certaines espèces sont chassées à des fins commerciales (p. ex. le phoque du Groenland, le phoque à capuchon, *Cystophora cristata*, le phoque gris), capturées à des fins de subsistance (p. ex. le béluga, le phoque annelé, *Pusa hispida*, le phoque barbu, *Erignathus barbatus*) ou sont des espèces inscrites sur la liste de la LEP qui intéressent beaucoup le public (p. ex. la baleine noire de l'Atlantique Nord, le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent, la baleine à bec commune). C'est pourquoi l'effort de recherche est plus grand et on dispose de plus de données pour ces espèces.

La capacité de suivre efficacement les mammifères marins et d'atténuer les impacts des activités humaines exige de connaître l'abondance et les tendances des populations, ainsi que les habitats fréquemment utilisés, les périodes d'utilisation et les caractéristiques des habitats qui les rendent propices à des fonctions vitales comme la socialisation, la reproduction ou la quête de nourriture (Hoenner *et al.* 2012). Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, les renseignements sur l'abondance et les tendances ont été mis à jour pour le phoque du Groenland, le phoque gris, la baleine à bec commune et la baleine noire de l'Atlantique Nord.

Les études récentes sur l'habitat ont porté sur la détermination à grande échelle des habitats importants pour le rorqual bleu (section 11.3.2 *Habitat*), une analyse de l'utilisation de l'habitat par les grands mysticètes dans l'estuaire du Saint-Laurent (section 11.3.3 *Habitat*), une évaluation de la connectivité entre les habitats importants de la baleine à bec commune déjà déterminés (section 11.5.1 *Innovations scientifiques pour mieux comprendre les écosystèmes*)

et la détermination d'habitats de quête de nourriture convenables pour la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent (section 11.4.1 *Interactions entre prédateurs et proies*).

8.3 État et tendances

Des estimations de l'abondance sont disponibles pour environ la moitié des pinnipèdes (3/7) et des cétacés (13/23) de l'Atlantique Nord-Ouest, bien que la plupart de ces données soient désuètes. Les effectifs des populations sont connus ou approximatifs pour 14 espèces de mammifères marins de l'Atlantique Nord-Ouest et les estimations pour neuf espèces remontent à plus de dix ans. Les données sur les tendances des populations ne sont pas disponibles pour environ trois quarts des espèces de mammifères marins de l'Atlantique Nord-Ouest.

L'abondance et les tendances des populations de pinnipèdes et de cétacés récemment mises à jour sont présentées ci-après en faisant référence aux biorégions, le cas échéant : le golfe du Saint-Laurent, le plateau néo-écossais et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

L'annexe 1 présente un récapitulatif des données d'évaluation les plus récentes pour tous les mammifères marins.

8.3.1 Pinnipèdes

La population de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest passe l'été dans l'Arctique, puis migre vers le sud le long du plateau continental canadien à l'automne pour hiverner et se reproduire dans le golfe du Saint-Laurent et au large du nord-est de Terre-Neuve sur la banquise moyenne à épaisse de première année (Stenson et Hammill 2014). L'effectif total de la population est estimé à l'aide des dénombrements de blanchons tirés des relevés aériens des aires de mise bas, combinés aux données sur les taux de reproduction, les prélèvements anthropiques et la mortalité attribuable à un mauvais état des glaces (Hammill *et al.* 2021).

- L'effectif estimé de la population de phoques du Groenland était de 6,8 millions (IC à 95 % : 5,8 à 8,0) d'individus selon le relevé de 2017 (Hammill *et al.* 2021).
- La population a augmenté au cours des dernières années, probablement en raison des taux de reproduction plus élevés et des taux de prélèvement plus bas (Hammill *et al.* 2021) après avoir été relativement stable depuis le milieu des années 1990.
- L'estimation de la production de blanchons pour 2017 était la plus faible depuis 1994 (Stenson *et al.* 2020a); la diminution continue de la glace de mer dans cette région pourrait influencer la tendance future de la population (voir *Changements climatiques* à la section 11.1.3).

Les phoques gris forment une seule population qui est divisée en deux troupes au Canada en fonction de l'emplacement des sites de reproduction : le plateau néo-écossais (île de Sable et côte de la Nouvelle-Écosse) et le golfe du Saint-Laurent (golfe). L'effectif de la population de phoques gris est estimé à l'aide des dénombrements de blanchons tirés des relevés photographiques et visuels aériens de toutes les colonies de reproduction connues, combinés aux données sur les taux de reproduction, les taux de survie et les prélèvements anthropiques. La population de phoques gris dans l'Atlantique Nord-Ouest augmente depuis les années 1960. La colonie reproductrice de phoques gris de l'île de Sable est la plus grande au monde et représente actuellement 78 % de la production totale de blanchons dans les eaux canadiennes (MPO 2022).

- L'effectif de la population de phoques gris est estimé à 366 400 (IC à 95 % : 317 800–409 400) individus dans les eaux canadiennes selon un relevé de 2021 (MPO 2022).
- La population continue de croître dans l'Atlantique Nord-Ouest, mais le taux d'augmentation ralentit.
- Le nombre estimé de blanchons nés sur l'île de Sable a diminué pour la première fois depuis les années 1960 (MPO 2022).

8.3.2 Cétacés

L'abondance de la population de baleines à bec communes sur le plateau néo-écossais a été estimée à l'aide de modèles de marquage-recapture tirés de relevés d'identification photographique dans les 30 dernières années (Gowans *et al.* 2000; Whitehead et Wimmer 2005; O'Brien et Whitehead 2013).

- En 2019, la population de baleines à bec communes du Nord sur le plateau néo-écossais était estimée entre 179 (IC à 95 % : 68–253) et 181 (IC à 95 % : 80–260) individus (Feyrer 2021), une augmentation par rapport à l'estimation de 143 (IC à 95 % : 129–156) animaux en 2011 (O'Brien et Whitehead 2013).
- Entre 2010 et 2019, la population de baleines à bec communes a augmenté dans l'est du plateau néo-écossais. Il s'agit d'un renversement de la tendance à la baisse à long terme de la population observée entre 1990 et 2004 (Feyrer 2021).

La baleine noire de l'Atlantique Nord est observée dans le golfe du Saint-Laurent depuis de nombreuses décennies. Cependant, selon des observations opportunistes, leur nombre dans le golfe du Saint-Laurent était considéré comme faible et dispersé (MPO 2019). Depuis 2015, les observations de baleines noires de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent entre mai et novembre ont considérablement augmenté. Les résultats des récents relevés aériens systématiques et des efforts de suivi visuel indiquent qu'une grande proportion de la population connue passe actuellement l'été dans le golfe du Saint-Laurent. Bien que la majorité des baleines noires de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes de l'Atlantique soient observées dans le golfe du Saint-Laurent, il y a eu un nombre limité d'observations et de détections acoustiques dans d'autres régions du Canada atlantique, notamment dans la baie de Fundy, sur le plateau néo-écossais et le long de la côte de Terre-Neuve.

- En 2019, la population totale de baleines noires de l'Atlantique Nord était estimée à 356 (IC à 95 % : 345–369) individus (Crowe *et al.* 2021; Pettis *et al.* 2021). En 2019, 128 baleines différentes ont été identifiées dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et les résultats des activités de marquage-recapture ont donné une estimation de l'abondance de 137 animaux (IC à 95 % : 135–147; Pettis *et al.* 2021). Les relevés aériens systématiques ont permis d'estimer l'abondance maximale à 204 (IC à 95 % : 96–433) individus dans le golfe du Saint-Laurent en 2019 (Simard *et al.* 2019; MPO 2020).

8.4 Facteurs de changement

L'Atlantique Nord-Ouest connaît une période de changements considérables, avec des modifications de la température, de la circulation océanique, de l'équilibre du pH, de la couverture de glace de mer et du niveau de la mer (voir *Océanographie physique* dans le chapitre 2). Les changements environnementaux les plus rapides attribuables aux changements climatiques à l'échelle mondiale se produisent dans les régions avoisinantes de l'Arctique

(McCarthy *et al.* 2001; Walsh 2008; GIEC 2014; Comiso et Hall 2014; Haug *et al.* 2017). Les effets potentiels des changements climatiques sur les mammifères marins, en particulier dans les régions arctiques et subarctiques, ont été examinés par un certain nombre d'auteurs (p. ex. Kovacs et Lydersen 2008; Laidre *et al.* 2008, 2015; Kovacs *et al.* 2011; Stenson *et al.* 2020b). Les effets peuvent se manifester soit par des changements directs dans l'habitat requis pour les fonctions vitales (p. ex. mise bas sur la banquise), soit indirectement par des changements dans l'abondance ou la répartition des proies. Pour certaines espèces, les changements associés peuvent être positifs. Par exemple, on peut s'attendre à ce qu'un océan plus chaud (plus libre de glace) entraîne une productivité primaire plus élevée qui se traduira par des concentrations plus élevées de zooplancton, dont profiteront certains mammifères marins comme le rorqual bleu. Toutefois, la perte d'espèces proies qui dépendent de la glace de mer, en particulier la morue polaire (*Boreogadus saida*) et les amphipodes, pourrait avoir des répercussions négatives sur d'autres mammifères marins qui s'en nourrissent abondamment, comme le phoque du Groenland (Eamer *et al.* 2013). Les conséquences négatives des changements climatiques seront probablement les plus graves pour les espèces dépendantes de la glace, en particulier celles qui occupent le front sud de la banquise arctique, qui change rapidement (Walsh 2008). Des recherches récentes sur le phoque du Groenland (voir section 11.1.3 *Changements climatiques*) et la baleine noire de l'Atlantique Nord (voir section 11.4.1 *Interactions entre prédateurs et proies*) illustrent certains impacts des changements climatiques sur les mammifères marins dans l'Atlantique Nord-Ouest.

Les mammifères marins de l'Atlantique Nord-Ouest font face à divers autres facteurs de stress et menaces. Les facteurs de stress d'origine humaine comprennent (sans s'y limiter) la navigation (le bruit, les collisions avec des navires, la perturbation des plateformes de mise bas et d'allaitement des phoques qui se reproduisent sur la glace), l'exploration et la production pétrolières et gazières (le bruit, les contaminants, la perturbation des déplacements et des comportements de quête de nourriture), la pêche commerciale (les prises accessoires, les empêtements, la concurrence pour les proies), les activités militaires (le bruit, les perturbations), le tourisme (le bruit, les perturbations) et la pollution (les contaminants) (Heide-Jørgensen *et al.* 2013, Wilson *et al.* 2017; Bröker *et al.* 2019; Sharp *et al.* 2019; Nelms *et al.* 2021).

8.5 Lacunes dans la recherche et incertitudes

De nombreuses lacunes dans nos connaissances sur les mammifères marins subsistent malgré des décennies d'efforts de recherche. Les données sur l'abondance ne sont pas disponibles pour près de la moitié des populations de pinnipèdes et de cétacés qui se trouvent régulièrement dans l'Atlantique Nord-Ouest et on ignore les tendances de l'effectif des populations de la majorité des espèces. Même lorsque des données sur les tendances sont disponibles, étant donné que la plupart des mammifères marins sont répartis sur de grandes distances, il peut être difficile de déterminer si les changements sont attribuables à des changements dans l'abondance ou la répartition des populations.

Il existe également des lacunes considérables dans les connaissances sur l'aire de répartition des espèces et leur utilisation de l'habitat. La modélisation de l'habitat, fondée sur des données de biotélémétrie ou des observations provenant de relevés maritimes ou aériens, a permis de nettement mieux comprendre où certaines de ces espèces se trouvent dans l'Atlantique Nord-Ouest et les caractéristiques de l'habitat qui pourraient influencer sur leur répartition (p. ex. Andersen *et al.* 2013; Lesage *et al.* 2016; Gomez *et al.* 2017, 2020). Toutefois, dans la plupart des cas, les variables utilisées dans les modèles d'habitat sont choisies en fonction des données disponibles (p. ex. profondeur de l'eau, chlorophylle *a*) plutôt que des éléments qui

pourraient directement sous-tendre la répartition d'une espèce, comme la concentration relative des proies ou des prédateurs.

La réaction des mammifères marins aux changements écosystémiques et l'effet supplémentaire des facteurs de stress anthropiques sur les individus, les populations et les communautés demeurent incertains. Cette situation est particulièrement préoccupante, car des incertitudes subsistent quant aux changements futurs de la température de la surface de la mer, aux courants océaniques et à la répartition des proies (Shackell *et al.* 2015; Alexander *et al.* 2020; Gonçalves Neto *et al.* 2021). Les écosystèmes sont complexes et plusieurs facteurs de stress peuvent agir de façon indépendante, cumulative ou séquentielle, mais cela demeure une lacune importante dans les connaissances.

8.6 Références

- Alexander, M.A., Shin, S., Scott, J.D., Curchitser, E., et Stock, C. 2020. The response of the Northwest Gulf to climate change. *Climate* 33: 405–428.
- Andersen, J.M., Wiersma Y.F., Stenson, G.B., Hammill, M.O., Rosing-Asvid, A., et Skern-Maurizen, M. 2013. Habitat selection by hooded seals (*Cystophoroa cristata*) in the Northwest Atlantic Ocean. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 173–185.
- Bajzak, C.E., Bernhardt, W., Mosnier, A., Hammill, M.O., et Stirling, I. 2013. Habitat use by harbour seals (*Phoca vitulina*) in a seasonally ice-covered region, the western Hudson Bay. *Polar Biol.* 36: 477–491.
- Beauchamp, J., Bouchard, H., de Margerie, P., Otis, N., et Savaria, J.-Y. 2009. Programme de rétablissement du rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), population de l'Atlantique Nord-Ouest au Canada, Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Québec. vi + 64 p.
- Bröker, K.C. 2019. An overview of potential impacts of hydrocarbon exploration and production on marine mammals and associated monitoring and mitigation measures. *Aquat. Mamm.* 45: 576–611.
- Comiso, J.C., et Hall, D.K. 2014. Climate trends in the Arctic as observed from space. *WIREs Clim. Change* 5: 389–409.
- COSEPAC. 2004a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le béluga (*Delphinapterus leucas*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. x + 77 p.
- COSEPAC. 2004b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le *Monodon monoceros* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. viii + 70 p.
- COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'épaulard *Orcinus orca*, population résidente du sud, population résidente du nord, population migratrice de la côte Ouest, population océanique et populations de l'Atlantique Nord-Ouest et de l'est de l'Arctique, au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. ix + 70 p.
- COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiv + 37 p.

- COSEPAC. 2012. Sommaire du statut de l'espèce du COSEPAC sur le Rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii p.
- COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xi + 63 p.
- COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le morse de l'Atlantique (*Odobenus rosmarus*), population du Haut-Arctique, population du centre de l'Arctique et du Bas-Arctique et population de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du golfe du Saint-Laurent, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xxiii + 103 p.
- COSEPAC. 2019a. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le phoque annelé (*Pusa hispida*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiv + 95 p.
- COSEPAC. 2019b. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), population de l'Atlantique et population du Pacifique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xvi + 80 p.
- COSEPAC. 2019c. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*), population de l'Atlantique, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii + 58 p.
- COSEPAC. 2019d. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine à bec de Sowerby (*Mesoplodon bidens*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xii + 45 p.
- COSEPAC. 2022. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), population de l'Atlantique nord-ouest, au Canada. Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiv + 51 p.
- Crowe, L.M., Brown, M.W., Corkeron, P.J., Hamilton, P.K., Ramp, C., Ratelle, S., Vanderlaan, A.S.M., et Cole, T. 2021. In plane sight: a mark-recapture analysis of North Atlantic right whales in the Gulf of St. Lawrence. *Endanger. Species Res.* 46: 227–251.
- den Heyer, C.E., Bowen, W.D., Dale, J., Gosselin, J.-F., Hammill, M.O., Johnston, D.W., Lang, S.L.C., Murray, K.T., Stenson, G.B., et Wood, S.A. 2021. Contrasting trends in gray seal (*Halichoerus grypus*) pup production throughout the increasing northwest Atlantic metapopulation. *Mar. Mamm. Sci.* 37: 611–630.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K., et Ferguson, S. 2015. Abundance estimates of narwhal stocks in the Canadian High Arctic in 2013. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2015/060: v + 36 p. (Erratum April 2022)
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D.G., Lawson, J.W., Asselin, N.C., Hedges, K., et Ferguson, S.H. 2020. Narwhal abundance in the eastern Canadian High Arctic in 2013. *NAMMCO Sci. Pub.* 11: 1–26.
- Eamer, J., Donaldson, G.M., Gaston, A.J., Kosobokova, K.N., Lárusson, K.F., Melnikov, I.A., Reist, J.D., Richardson, E., Staples, L., et von Quillfeldt, C.H. 2013. Life Linked to Ice: A guide to sea-ice-associated biodiversity in this time of rapid change. *CAFF Assessment Series No. 10.* Conservation of Arctic Flora and Fauna, Iceland.
- Feyrer, L.J. 2021. Northern bottlenose whales in Canada: the story of exploitation, conservation and recovery. PhD Thesis. Dalhousie University, Halifax, NS, Canada.

- GIEC. 2014. Changements climatiques 2014 : rapport de synthèse; contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), Genève, Suisse. 161 p.
- Gomez, C., Lawson, J., Kouwenberg, A.-L., Moors-Murphy, H., Buren, A., Fuentes-Yaco, C., Marotte, E., Wiersma, Y.F., et Wimmer, T. 2017. Predicted distribution of whales at risk: identifying priority areas to enhance cetacean monitoring in the Northwest Atlantic Ocean. *Endanger. Species Res.* 32: 437–458.
- Gomez, C., Konrad, C.M., Vanderlaan, A., Moors-Murphy, H.B., Marotte, E., Lawson, J., Kouwenberg, A.-L., Fuentes-Yaco, C., et Buren, A. 2020. Identifying priority areas to enhance monitoring of cetaceans in the Northwest Atlantic Ocean. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3370: vi + 103 p.
- Gowans, S., Whitehead, H., Arch, J.K., et Hooker, S.K. 2000. Population size and residency patterns of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) using the Gully, Nova Scotia. *J. Cetacean Res. Manag.* 2: 201–210.
- Hammill, M.O., et Stenson, G.B. 2000. Estimated prey consumption by Harp seals (*Phoca groenlandica*), Hooded seals (*Cystophora cristata*), Grey seals (*Halichoerus grypus*) and Harbour seals (*Phoca vitulina*) in Atlantic Canada. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* 26: 1–23.
- Hammill, M.O., et Stenson, G.B. 2006. Abundance of Northwest Atlantic hooded seals (1960–2005). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2006/068: iv + 19 p.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A., et Doniol-Valcroze, T. 2021. Tendances de l'abondance du phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) dans l'Atlantique Nord-Ouest, 1952-2019. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/006: iv + 33 p.
- Haug, T., Bogstad, B., Chierici, M., Gjørseter, H., Hallfredsson, E.H., Høines, Å.S., Hoel, A.H., Ingvaldsen, R.B., Jørgensen, L.L., Knutsen, T., Loeng, H., Naustvoll, L.-J., Røttingen, I., et Sunnanå, K. 2017. Future harvest of living resources in the Arctic Ocean of the Nordic and Barents Seas: A review of possibilities and constraints. *Fish. Res.* 188: 38–57.
- Hazen, E.L., Abrahms, B., Brodie, S., Carroll, G., Jacox, M.G., Savoca, M.S., Scales, K.L., Sydeman, W.J., et Bograd, S.J. 2019. Marine top predators as climate and ecosystem sentinels. *Front. Ecol. Environ.* 17: 565–574.
- Heide-Jørgensen, M.P., Hansen, R.G., Westdal, K., Reeves, R.R., et Mosbech, A. 2013. Narwhals and seismic exploration: Is seismic noise increasing the risk of ice entrapments? *Biol. Conserv.* 158: 50–54.
- Heide-Jørgensen, M.P., et Laidre, K.L. 2015. Surfacing time, availability bias and abundance of humpback whales in West Greenland. *J. Cetacean Res. Manag.* 15: 1–8.
- Hoenner, X., Whiting, S.D., Hindell, M.A., et McMahon, C.R. 2012. Enhancing the Use of Argos Satellite Data for Home Range and Long Distance Migration Studies of Marine Animals. *PLoS One* 7: e40713.
- Jensen, A.S., et Silber, G.K. 2003. Large Whale Ship Strike Database. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum. NMFS-OPR-25. 37 p.
- Kingsley, M.C.S. 1998. The numbers of ringed seals (*Phoca hispida*) in Baffin Bay and adjacent waters. *NAMMCO Scientific Publications* 1: 181–196.
- Kovacs, K.M., et Lydersen, C. 2008. Climate change impacts on seals and whales in the North Atlantic Arctic and adjacent shelf areas. *Sci. Prog.* 91: 117–150.

- Kovacs, K.M., Lydersen, C., Overland, J.E., et Moore, S.E. 2011. Impacts on changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Mar. Biodivers.* 41: 181–194.
- Laidre, K.L., Stirling, I., Lowry, L.F., Wiig, Ø., Heide-Jørgensen, M.P., et Ferguson, S.H. 2008. Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecol. Appl.* 18: S97–S125.
- Laidre, K.L., Stern, H., Kovacs, K.M., Lowry, L., Moore, S.E., Regehr, E.V., Ferguson, S.H., Wiig, Ø., Boveng, P., Angliss, R.P., Born, E.W., Litovka, D., Quakenbush, L., Lydersen, C., Vongraven, D., et Ugarte, F. 2015. Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. *Conserv. Biol.* 29: 724–737.
- Lawson, J.W., et Gosselin, J.-F. 2009. Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada’s marine megafauna survey—a component of the 2007 TNASS. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2009/031: vi + 28 p.
- Lesage, V., Gavrilchuk, K., Andrews, R.D., et Sears, R. 2016. Wintering areas, fall movements and foraging sites of blue whales satellite-tracked in the Northwest Atlantic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/078: v + 38 p.
- Lesage, V., Gavrilchuk, K., Andrews, R.D., et Sears, R. 2017. Foraging areas, migratory movements and winter destinations of blue whales from the western North Atlantic. *Endanger. Species Res.* 34: 27–43.
- Lesage, V., Gosselin, J.-F., Lawson, J.W., McQuinn, I., Moors-Murphy, H., Plourde, S., Sears, R., et Simard, Y. 2018. Habitats important to blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the western North Atlantic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/080: iv + 50 p.
- Lewis, K.P., Buren, A.D., Regular, P.M., Mowbray, F.K., et Murphy, H.M. 2019. Forecasting capelin *Mallotus villosus* biomass on the Newfoundland shelf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 616: 171–183.
- Lien, J., Sears, R., Stenson, G.B., Jones, P.W., et Ni, I.-H. 1989. Right whale, *Eubalaena glacialis*, sightings in waters off Newfoundland and Labrador and the Gulf of St. Lawrence, 1978–1987. *Can. Field-Nat.* 103: 91–93.
- Marcoux, M., Young, B.G., Asselin, N.C., Watt, C.A., Dunn, J.B., et Ferguson, S.H. 2016. Estimate of Cumberland Sound beluga (*Delphinapterus leucas*) population size from the 2014 visual and photographic aerial survey. *DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/037: iv + 19 p. (Erratum: October 2016)
- McCarthy, J.J., Canzani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J. et White, K.S. (éds.). 2001. *Climate change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of working group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Meyer-Gutbrod, E.L., Greene, C.H., Sullivan, P.J., et Pershing, A.J. 2015. Climate-associated changes in prey availability drive reproductive dynamics of the North Atlantic right whale population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 535: 243–258.
- Moore, S.E. 2008. Marine mammals as ecosystem sentinels. *J. Mammal.* 89: 534–540.
- Mosnier, A., Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Lesage, V., Measures, L.N., et Hammill, M.O. 2015. Insights into processes of population decline using an integrated population model: The case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). *Ecol. Modell.* 314: 15–31.

- MPO. 2012. Avis scientifique sur la définition des indicateurs pour la surveillance de la biodiversité marine dans l'Arctique canadien. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. sci. 2012/053.
- MPO. 2017. MPO. 2017. Évaluation du stock canadien de phoques gris de l'Atlantique Nord-Ouest (*Halichoerus grypus*). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/045.
- MPO. 2019. Examen de la présence de la baleine noire de l'Atlantique Nord et des risques d'empêchement dans les engins de pêche et de collision avec des navires dans les eaux canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/028.
- MPO. 2020. Mise à jour de l'information sur la distribution de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/037.
- MPO. 2022. Évaluation des stocks de phoque gris de l'Atlantique Nord-Ouest (*Halichoerus grypus*) au Canada en 2021. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/018.
- Nelms, S.E., Alfaro-Shigueto, J., Arnould, J.P.Y., Avila, I.C., Bengtson Nash, S., Campbell, E., Carter, M.I.D., Collins, T., Currey, R.J.C., Domit, C., Franco-Trecu, V., Fuentes, M.M.P.B., Gilman, E., Harcourt, R.G., Hines, E.M., Hoelzel, A.R., Hooker, S.K., Johnston, D.W., Kelkar, N., Kiszka, J.J., Laidre, K.L., Mangel, J.C., Marsh, H., Maxwell, S.M., Onoufriou, A.B., Palacios, D.M., Pierce, G.J., Ponnampalam, L.S., Porter, L.J., Russell, D.J.F., Stockin, K.A., Sutaria, D., Wambiji, N., Weir, C.R., Wilson, B., et Godley, B.J. 2021. Marine mammal conservation: over the horizon. *Endanger. Species Res.* 44: 291–325.
- Gonçalves Neto, A., Langan, J.A., et Palter, J.B. 2021. Changes in the Gulf Stream preceded rapid warming of the Northwest Atlantic shelf. *Commun. Earth Environ.* 2: 74.
- North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO). 2016. Report of the 23rd meeting of the NAMMCO Scientific Committee, Nuuk, Greenland, 4-7 November 2015. NAMMCO 25/07: 81 p.
- O'Brien, K., et Whitehead, H. 2013. Population analysis of Endangered northern bottlenose whales on the Scotian Shelf seven years after the establishment of a Marine Protected Area. *Endanger. Species Res.* 21: 273–284.
- Pettis, H.M., Pace, R.M.III, et Hamilton, P.K. 2021. North Atlantic Right Whale Consortium 2020 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium.
- Plourde, S., Lehoux, C., Johnson, C.L., Perrin, G., et Lesage, V. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food: (I) a spatial climatology of *Calanus* biomass and potential foraging habitats in Canadian waters. *J. Plankton Res.* 41: 667–685.
- Record, N.R., Runge, J.A., Pendleton, D.E., Balch, W.M., Davies, K.T.A., Pershing, A.J., Johnson, C.L., Stamieszkin, K., Ji, R., Feng, Z., Kraus, S.D., Kenney, R.D., Hudak, C.A., Mayo, C.A., Chen, C., Salisbury, J.E., et Thompson, C.R.S. 2019. Rapid climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic right whales. *Oceanography* 32: 162–169.
- Reygondeau, G., et Beaugrand, G. 2011. Future climate-driven shifts in distribution of *Calanus finmarchicus*. *Global Change Biol.* 17: 756–766.
- Rossi, S.P., Cox, S.P., Hammill, M.O., den Heyer, C.E., Swain, D.P., Mosnier, A., et Benoît, H.P. 2021. Forecasting the response of a recovered pinniped population to sustainable harvest strategies that reduce their impact as predators. *ICES J. Mar. Sci.* 78: 1804–1814.

- Saba, V.S., Griffies, S.M., Anderson, W.G., Winton, M., Alexander, M.A., Delworth, T.L., Hare, J.A., Harrison, M.J., Rosati, A., Vecchi, G.A., et Zhang, R. 2016. Enhanced warming of the Northwest Atlantic Ocean under climate change. *J. Geophys. Res: Oceans* 121: 118–132.
- Sears, R., et Calambokidis, J. 2002. Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual bleu *Balaenoptera musculus* au Canada. *Dans Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le rorqual bleu *Balaenoptera musculus* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. 38 p.*
- Shackell, N.L., Ricard, D., et Stortini, C. 2015. Thermal habitat index of many Northwest Atlantic temperate species stays neutral under warming projected for 2030 but changes rapidly by 2060. *PloS One* 9: e90662.
- Sharp, S.M., McLellan, W.A., Rotstein, D.S., Costidis, A.M., Barco, S.G., Durham, K., Pitchford, T.D., Jackson, K.A., Daoust, P.-Y., Wimmer, T., Couture, E.L., Bourque, L., Frasier, T., Frasier, B., Fauquier, D., Rowles, T.K., Hamilton, P.K., Pettis, H., et Moore, M.J. 2019. Gross and histopathologic diagnoses from North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* mortalities between 2003 and 2018. *Dis. Aquat. Org.* 135: 1–31.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S., et Aulancier, F. 2019. North Atlantic right whale shift to the Gulf of St. Lawrence in 2015, revealed by long-term passive acoustics. *Endang. Species Res.* 40: 271–284.
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Morse, R., Pepin, P., Runge, J., Thompson, C., et Johnson, C.L. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food: (II) interannual variations in biomass of *Calanus* spp. on northwest Atlantic shelves. *J. Plankton Res.* 41: 687–708.
- Stanistreet, J.E., Feyrer, L.J., et Moors-Murphy, H.B. 2021. Répartition, déplacements et utilisation de l’habitat de la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*) sur le plateau néo-écossais. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/074: vii + 37 p.
- Stenson, G.B., et Hammill, M.O. 2014. Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? *ICES J. Mar. Sci.* 71: 1977–1986.
- Stenson, G.B., Hammill, M.O., den Heyer, C., Buren, A., Lawson, J., Gosselin, J.-F., Moors-Murphy, H., et Ratelle, S. 2018. Mammifères marins. *Dans Rapport de synthèse sur l’état de l’océan Atlantique. Édité par Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., et A.M. Moore. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 3167: 76–87.
- Stenson, G.B., Gosselin, J.-F., Lawson, J.W., Buren, A., Goulet, P., Lang, S.L.C., Nilssen, K., et Hammill, M.O. 2020a. Estimation de la production de petits chez le phoque du Groenland de l’Atlantique Nord-Ouest, *Pagophilus groenlandicus*, en 2017. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2020/056: iv + 33 p.
- Stenson, G.B., Haug, T., et Hammill, M.O. 2020b. Harp seals: monitors of change in differing ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 7: 569258.
- Walsh, J.E. 2008. Climate of the Arctic marine environment. *Ecol. Appl.* 18: S3–S22.
- Whitehead, H., et Wimmer, T. 2005. Heterogeneity and the mark–recapture assessment of the Scotian Shelf population of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2573–2585.
- Wilson, S.C., Trukhanova, I., Dmitrieva, L., Dolgova, E., Crawford, I., Baimukanov, M., Baimukanov, T., Ismagambetov, B., Pazyzbekov, M., Jüssi, M., et Goodman, S.J. 2017. Assessment of impacts and potential mitigation for icebreaking vessels transiting pupping areas of an ice-breeding seal. *Biol. Conserv.* 214: 213–222.

- Wimmer, T., et Whitehead, H. 2004. Movements and distribution of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, on the Scotian Slope and in adjacent waters. *Can. J. Zool.* 82: 1782–1794.
- Woollett, J.M., Henshaw, A.S., et Wake, C.P. 2000. Palaeoecological implications of archaeological seal bone assemblages: Case studies from Labrador and Baffin Island. *Arctic* 53: 395–413.

9. TORTUES DE MER

Mike James, Emily Bond

Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

9.1 Messages clés

- Les estimations de l'effectif des populations de tortues de mer dans les eaux canadiennes de l'Atlantique sont incertaines. Les relevés ne couvrent qu'une petite fraction de l'habitat utilisé par les tortues de mer et les probabilités de détection des tortues de mer ne sont pas établies. Les indices pour les sous-populations de tortues de mer sont plutôt estimés à partir des données sur la nidification recueillies sur les plages tropicales à l'extérieur du Canada.
- Les tortues luths de la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest sont en déclin. On a observé un déclin régional de l'abondance des nids depuis les années 1990 dans les ensembles de données à long terme.
- La sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest de tortues caouannes a connu des déclinés par le passé, mais la trajectoire actuelle n'est pas claire car on a constaté une augmentation et une diminution des estimations dans les études à long terme.
- Les prises accessoires demeurent la plus grande menace pour les tortues de mer dans les eaux canadiennes. Les pêches aux engins fixes présentent un risque d'empêchement pour les tortues luths et les pêches à la palangre pélagique interagissent avec les tortues luths et les tortues caouannes.

9.2 Contexte

Quatre espèces de tortues de mer sont présentes dans les eaux canadiennes de l'Atlantique : les tortues luths (*Dermochelys coriacea*) et trois tortues de la famille des Chelonnidae : la tortue caouanne (*Caretta caretta*), la tortue verte (*Chelonia mydas*) et la chélonée de Kemp (*Lepidochelys kempii*). Les tortues de mer sont largement réparties dans les eaux canadiennes extracôtières et côtières de l'Atlantique. Elles utilisent principalement les eaux canadiennes de l'Atlantique pendant l'été et l'automne, de juin à octobre.

Les tortues luths sont les tortues de mer les plus régulièrement observées au Canada atlantique, en partie en raison de leur grande taille et de leur quête de nourriture sur les côtes. Elles ont été documentées dans la zone économique exclusive canadienne tous les mois de l'année, mais elles sont surtout présentes en été et en automne. Les adultes et les subadultes effectuent des migrations annuelles des aires de reproduction de l'Atlantique tropical et subtropical vers l'habitat d'alimentation du Nord, qui comprend les eaux côtières canadiennes de l'Atlantique (James *et al.* 2007).

Les tortues de la famille des Chelonnidae que l'on trouve dans les eaux canadiennes de l'Atlantique sont généralement des juvéniles. Les caouannes, que l'on rencontre dans les pêches à la palangre pélagique, sont les plus courantes (Brazner et McMillan 2008; MPO 2017). Les tortues vertes et les chélonées de Kemp sont rencontrées moins fréquemment, le plus souvent lorsqu'elles sont échouées et étourdiées par le froid sur la côte à la fin de l'automne et en hiver (James *et al.* 2004; McAlpine *et al.* 2007).

9.3 État et tendances

La répartition des tortues de mer dans les eaux canadiennes de l'Atlantique a été en grande partie délimitée grâce à la télémétrie par satellite (MPO 2020c), aux relevés des prises accessoires et à des observations opportunistes. Ces données sont utilisées comme substituts pour déterminer l'habitat de quête de nourriture des tortues de mer, car il n'est pas possible de mesurer directement l'abondance des proies (MPO 2020c). L'utilisation de données de télémétrie pour déterminer un habitat important peut introduire des biais en raison de l'emplacement du marquage et des effets potentiels du marquage.

Les tortues de mer sont largement réparties dans les eaux pélagiques et côtières, mais elles ne nichent pas et ne viennent pas à terre à d'autres fins dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. Ensemble, ces facteurs compliquent l'évaluation de l'effectif des populations dans les eaux canadiennes de l'Atlantique; de ce fait, on n'a pas estimé les populations des espèces de tortues de mer dans les eaux canadiennes. L'état et les tendances présentés ci-après concernent plutôt les sous-populations observées sur les plages de nidification de l'Atlantique Nord-Ouest. L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1. Les données sur la nidification sont utilisées comme indice pour estimer les tendances aux échelles du site, du stock et de la région. Seul un sous-ensemble de ces sous-populations utilise les eaux canadiennes de l'Atlantique pour se nourrir. Bien que l'estimation des tendances à l'aide des données sur la nidification facilite la collecte d'ensembles de données sur la nidification à long terme, le comportement de reproduction des femelles varie (p. ex. fréquence des pontes, emplacement des nids et intervalles de migration de retour). La variabilité de la périodicité de la reproduction et des protocoles de suivi peut entraîner une surestimation de l'effectif des populations de tortues de mer (Casale et Ceriani 2020).

Les tortues luths qui utilisent les eaux canadiennes de l'Atlantique appartiennent à la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest, qui a fait l'objet de plusieurs analyses de population. Le Groupe de travail sur la tortue luth de l'Atlantique Nord-Ouest (NALWG 2018) a évalué les données sur la nidification de la tortue luth provenant de 23 sites dans 14 pays différents de l'Atlantique Nord-Ouest. Les données analysées représentaient des sites de nidification pour lesquels on disposait d'au moins 10 années de données utilisant des méthodes uniformes de dénombrement de nids. Le National Marine Fisheries Service (NMFS) et le Fish and Wildlife Service des États-Unis (USFWS) ont examiné l'état des tortues luths en 2020. Cet examen comprenait l'évaluation du risque de disparition pour sept segments de population distincts des tortues luths, y compris l'Atlantique Nord-Ouest.

- Dans le cas des tortues luths de la population de l'Atlantique Nord-Ouest, on a observé des tendances négatives de l'abondance des nids sur trois périodes (1990 à 2018, 1998 à 2018 et 2008 à 2018) et aux échelles du site, du stock et de la région (NALWG 2018). La plus récente baisse était de 60 % par rapport aux estimations antérieures jusqu'en 2017 (NALWG 2018).
- Le temps qu'il faudrait pour que les femelles nicheuses du segment de population distinct de l'Atlantique Nord-Ouest diminuent de 50 % a été estimé à moins d'une génération (8 à 28 ans) (NMFS et USFWS 2020).
- Les tortues luths sont inscrites comme une espèce en voie de disparition en vertu de la LEP du Canada (COSEPAC 2012) et de la *Endangered Species Act* des États-Unis (Tiwari *et al.* 2013). L'UICN a évalué la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest comme étant menacée d'extinction (NALWG 2019).

Les tortues caouannes présentes dans les eaux canadiennes de l'Atlantique font partie de la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest. En 2017, l'UICN a analysé la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest, évaluant 86 sites de nidification pour lesquels on disposait de plus de 10 années de dénombrements annuels des nids, en utilisant une durée de génération estimée à 45 ans (Ceriani et Meylan 2017).

- On a estimé que la sous-population des tortues caouannes de l'Atlantique Nord-Ouest avait augmenté par rapport à son effectif d'il y a trois générations et qu'elle utilisait environ 83 717 nids par année (Ceriani et Meylan 2017). Cependant, des analyses antérieures d'une série chronologique de 18 ans sur la nidification sur des plages indicatrices en Floride indiquaient une diminution nette de la nidification de 1989 à 2006, qui dénote une diminution du nombre de femelles nicheuses dans la population (Witherington *et al.* 2009).
- Les tortues caouannes sont inscrites comme une espèce en voie de disparition en vertu de la LEP du Canada (COSEPAC 2010) et le segment de population distinct de l'Atlantique Nord-Ouest est inscrit comme espèce menacée aux termes de la *Endangered Species Act* des États-Unis (Conant *et al.* 2009). L'UICN a évalué la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest comme étant de préoccupation mineure (Ceriani et Meylan 2017).
- À l'échelle mondiale, l'UICN considère que les tortues vertes sont menacées d'extinction (Seminoff *et al.* 2004) et que les chélonées de Kemp sont gravement menacées (Wibbels et Bevan 2019). Aucune de ces deux espèces ne figure sur la liste des espèces en voie de disparition en vertu de la LEP.

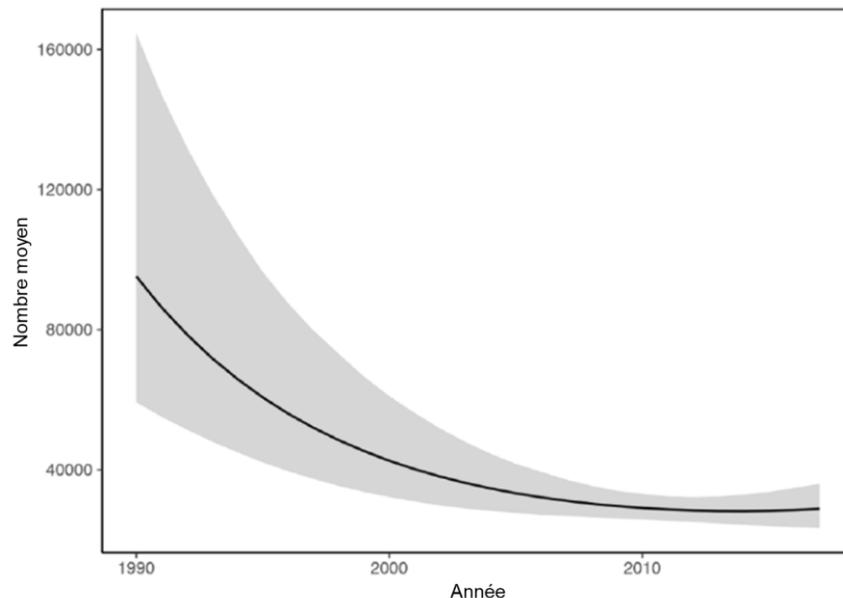


Figure 9.3-1. Variation géométrique moyenne annuelle du nombre de nids de tortues luths de 1990 à 2017. La ligne indique la tendance de la moyenne géométrique annuelle pondérée par l'abondance relative au niveau du site et la zone ombragée correspond aux intervalles de crédibilité à 95 %. Reproduit avec la permission du Groupe de travail sur la tortue luth de l'Atlantique Nord-Ouest (NALWG 2018).

9.4 Facteurs de changement

Des évaluations des menaces ont récemment été effectuées pour les tortues luths (MPO 2020a) et les tortues caouannes (MPO 2017) dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. Ces évaluations ont permis de cerner et de catégoriser les menaces dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et dans l'ensemble de l'Atlantique Nord-Ouest.

Les prises accessoires dans les pêches à engins fixes demeurent une menace principale pour les tortues luths (Hamelin *et al.* 2017; MPO 2020a; MPO 2020b). De 2001 à 2017, 205 interactions d'une tortue luth avec des pêches à engins fixes ont été déclarées publiquement. La plupart des tortues ont été relâchées vivantes et 15,1 % ont été déclarées mortes dans l'engin (Hamelin *et al.* 2017). Toutefois, ces chiffres sont probablement une sous-estimation grossière des véritables taux d'interaction (Hamelin *et al.* 2017) et pourraient ne pas refléter les taux de mortalité réels en raison des biais de déclaration du public et des taux inconnus de mortalité après la remise à l'eau. Les prises accessoires de tortues luths ont également été documentées par les observateurs des pêches (MPO 2020b) et dans les dossiers des journaux de bord obligatoires des pêcheurs (Hurtubise *et al.* 2020) pour les pêches à la palangre pélagique ciblant l'espadon (*Xiphias gladius*) et les thonidés. Pour les tortues caouannes, la seule cause anthropique de mortalité documentée dans les eaux canadiennes de l'Atlantique est la prise accessoire dans les pêches à la palangre pélagique ciblant l'espadon et les thonidés (MPO 2010, 2017), qui capturent environ 1 200 individus par année (MPO 2010). Bien que des interactions entre les tortues et les pêches se produisent régulièrement dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, elles ne devraient pas contribuer de façon importante au déclin de la sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest. Les programmes de suivi en cours ou émergents qui intègrent des observateurs des pêches, le suivi électronique et la biotélémétrie seront utiles pour quantifier la menace des captures accidentelles de tortues de mer dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Les autres menaces qui pèsent sur les tortues luths et les tortues caouannes sont la pollution marine, comme les plastiques, les hydrocarbures et les contaminants. Les tortues luths dépendent d'un régime de zooplancton gélatineux et consomment en moyenne 20 kg de scyphozoaires par jour dans les eaux canadiennes de l'Atlantique (Wallace *et al.* 2018). En tant que prédateurs visuels (Wallace *et al.* 2015), elles sont très susceptibles d'ingérer des plastiques flottants dans la colonne d'eau (MPO 2020a). Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, 40 % des tortues luths sur lesquelles on a pratiqué une nécropsie de 2004 à 2018 présentaient des traces de plastiques dans leur tube digestif, bien que l'ingestion de ce matériau n'ait pas été déterminée comme étant la cause du décès (MPO 2020b). D'autres études sont nécessaires pour comprendre l'importance de cette menace dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. Des menaces comme les collisions avec des navires, le bruit sous-marin et l'empêchement dans des engins de pêche fantômes sont également connues dans les zones où les tortues de mer sont présentes de façon saisonnière. Toutefois, le risque correspondant pour les tortues de mer dans les eaux canadiennes de l'Atlantique demeure inconnu (MPO 2017, 2020a).

La mesure dans laquelle les changements climatiques peuvent avoir une incidence sur les populations de tortues de mer dans les eaux canadiennes de l'Atlantique n'est pas bien définie. Le temps que les tortues de mer passent à chercher de la nourriture dans les eaux canadiennes de l'Atlantique est saisonnier et lié à la qualité de l'habitat d'alimentation (MPO 2020c). Les changements de la température de l'océan peuvent influencer les espèces proies et, par conséquent, les répartitions temporelles et spatiales des tortues de mer. Un suivi actif est nécessaire pour évaluer les éventuels changements dans la répartition spatiale ou temporelle des tortues de mer. De tels changements peuvent se traduire par de nouveaux modèles

d'interactions entre les tortues et la pêche et par une augmentation de la fréquence des captures accidentelles et des blessures ou de la mortalité correspondantes.

9.5 Références

- Avens, L., Goshe, L.R., Zug, G.R., Balazs, G.H., Benson, S.R., et Harris, H. 2020. Regional comparison of leatherback sea turtle maturation attributes and reproductive longevity. *Mar. Biol.* 167: 4.
- Brazner, J.C., et McMillan, J. 2008. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) bycatch in Canadian pelagic longline fisheries: Relative importance in the western North Atlantic and opportunities for mitigation. *Fish. Res.* 91: 310–324.
- Casale, P., et Ceriani, S.A. 2020. Sea turtle populations are overestimated worldwide from remigration intervals: correction for bias. *Endanger. Species Res.* 41: 141–151.
- Ceriani, S.A., et Meylan, A.B. 2017. *Caretta caretta* (North West Atlantic subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T84131194A119339029.
- Conant, T.A., Dutton, P.H., Eguchi, T., Epperly, S.P., Fahy, C.C., Godfrey, M.H., MacPherson, S.L., Possardt, E.E., Schroeder, B.A., Seminoff, J.A., Snover, M.L., Upite, C.M., et Witherington, B.E. 2009. Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) 2009 status review under the U.S. Endangered Species Act. Report of the Loggerhead Biological Review Team to the National Marine Fisheries Service. 222 p.
- COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue caouanne (*Caretta caretta*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. viii + 82 p.
- COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la tortue luth (*Dermochelys coriacea*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xviii + 63 p.
- Hurtubise, J.A., Bond, E.P., Hall, K.E., et James, M.C. 2020. Evaluating mandatory reporting of marine turtle bycatch in Atlantic Canadian fisheries. *Mar. Policy* 121: 104084.
- James, M.C., Martin, K., et Dutton, P.H. 2004. Hybridization between a green turtle, *Chelonia mydas*, and loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and the first record of a green turtle in Atlantic Canada. *Can. Field Nat.* 118: 579–582.
- James, M.C., Sherrill-Mix, S.A., et Myers, R.A. 2007. Population characteristics and seasonal migrations of leatherback sea turtles at high latitudes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 337: 245–254.
- McAlpine, D.F., James, M.C., Lien, J., et Orchard, S.A. 2007. Status and conservation of marine turtles in Canadian waters. *Dans Ecology, Conservation, and Status of Reptiles in Canada. Herpetological Conservation 2. Édité par C.N.L. Seburn, and C.A. Bishop.* Canadian Amphibian and Reptile Conservation Network, Ottawa. 85–112.
- MPO. 2010. Évaluation du potentiel de rétablissement de la tortue caouanne (*Caretta caretta*) au Canada atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/042.
- MPO. 2017. Évaluation des menaces pour la tortue caouanne (*Caretta caretta*), population du nord-ouest de l'Atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/014. 38 p.
- MPO. 2020a. Évaluation des menaces pesant sur la sous-population de tortue luth (*Dermochelys coriacea*) de l'Atlantique Nord-Ouest. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/039.

- MPO. 2020b. Évaluation des interactions entre les tortues luths (*Dermochelys coriacea*) et les activités liées ou non à la pêche dans les eaux canadiennes : mise à jour de 2018. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/032.
- MPO. 2020c. Utiliser des données de repérage par satellite pour délimiter l'habitat important de la tortue luth dans les eaux canadiennes de l'Atlantique : mise à jour de 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/041.
- NMFS et USFWS (National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service). 2020. Endangered Species Act status review of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Report to the National Marine Fisheries Service Office of Protected Resources and U.S. Fish and Wildlife Service.
- NALWG (Northwest Atlantic Leatherback Working Group). 2018. Northwest Atlantic Leatherback Turtle (*Dermochelys coriacea*) Status Assessment. *Édité par* B. Wallace and K. Eckert. Conservation Science Partners and the Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAS). WIDECAS Technical Report No. 16. Godfrey, Illinois. 36 p.
- NALWG (Northwest Atlantic Leatherback Working Group). 2019. *Dermochelys coriacea* (Northwest Atlantic Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T46967827A83327767.
- Seminoff, J.A. 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004. e.T4615A11037468.f.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Hurley, B.J., Finkbeiner, E.M., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Amoroch, D., Bjørndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Briseño Dueñas, R., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Girard, A., Girondot, M., Godfrey, M.H., Hamann, M., López-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Mortimer, J.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Seminoff, J.A., Tröng, S., Witherington, B., et Mast, R.B. 2010. Regional Management Units for marine turtles: A novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. PLoS ONE 5: e15465.
- Wallace, B.P., Zolkewitz, M., et James, M.C. 2015. Fine-scale foraging ecology of leatherback turtles. Front. Ecol. Evol. 3: 15.
- Wallace, B.P., Zolkewitz, M., et James, M.C. 2018. Discrete, high-latitude foraging areas are important to energy budgets and population dynamics of migratory leatherback turtles. Sci. Rep. 8: 11017.
- Wibbels, T., et Bevan, E. 2019. *Lepidochelys kempii* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T11533A155057916.
- Witherington, B., Kubitlis, P., Brost, B., et Meylan, A. 2009. Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. Ecol. Appl. 19: 30–54.

10. OISEAUX DE MER

I. Wilhelm¹, Jean-François Rail², David Iles³, Stephanie Avery-Gomm⁴, Charles M. Francis³, Marie-Anne R. Hudson³

¹ Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région de l'Atlantique, Mount Pearl (Terre-Neuve-et-Labrador)

² Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région du Québec (Québec)

³ Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région de la capitale nationale, Ottawa (Ontario)

⁴ Environnement et Changement climatique Canada, Direction générale des sciences et de la technologie, Centre national de la recherche faunique, Ottawa (Ontario)

10.1 Messages clés

- Dans l'ensemble, les populations d'oiseaux de mer nicheurs du Canada atlantique ont augmenté en moyenne de 4 % par rapport à 1970.
- Depuis 1970, le Goéland marin, le Goéland argenté, la Sterne arctique et le Fulmar boréal ont affiché des déclinés de plus de 50 %, mais le Petit Pingouin, le Fou de Bassan, le Cormoran à aigrettes et le Macareux moine ont connu des augmentations de plus de 100 %.
- Les menaces qui pèsent sur les oiseaux de mer dans les eaux canadiennes de l'Atlantique sont les conditions océaniques changeantes, la surpêche et diverses formes de pollution, qui ont une incidence à la fois sur les oiseaux nicheurs et sur les visiteurs non nicheurs.

10.2 Contexte

Les oiseaux de mer sont une composante visible des paysages marins. En tant que prédateurs de niveau trophique supérieur qui échantillonnent le milieu marin, les oiseaux de mer peuvent être utilisés comme indicateurs de la santé générale du milieu océanique, y compris des changements dans l'abondance et la répartition des poissons fourrages dont ils dépendent (Davoren et Montevecchi 2003; Gaston *et al.* 2003). Voir une analyse de la réaction des populations d'oiseaux de mer à la réduction des poissons fourrages à la section 11.4.2 *Interactions entre prédateurs et proies*.

Les oiseaux de mer canadiens comprennent des espèces qui nichent au Canada et des espèces qui nichent ailleurs, mais viennent s'alimenter dans nos eaux. Les côtes de l'est du Canada bordant l'océan Atlantique et le golfe du Saint-Laurent abritent environ 10 millions d'oiseaux marins nicheurs de plus de 16 espèces et cinq familles différentes : les Alcidés (pingouins), les Phalacrocoracidés (cormorans), les Sulidés (fous), les Hydrobatidés (océanites) et les Laridés (goélands et sternes). Des colonies d'importance nationale et internationale de plusieurs espèces se trouvent dans cette région. Les Fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*), de la famille des Procellariidés, sont présents au Canada atlantique, mais nichent dans l'Arctique lointain. Les eaux productives de l'Atlantique Nord-Ouest attirent également des millions d'oiseaux de mer non nicheurs et de nombreux migrants viennent de l'Arctique, d'Europe, et même de l'hémisphère Sud.

10.3 État et tendances

Les tendances des populations d'oiseaux de mer nicheurs sont estimées à l'aide du nombre de nids ou du nombre d'individus présents dans les colonies. Les espèces qui sont largement dispersées, qui nichent dans des colonies à faible densité ou qui n'utilisent la zone qu'en dehors de la saison de reproduction (p. ex. les populations de Guillemots de Brünnich, *Uria lomvia*, nichant dans l'Arctique) sont plus difficiles à suivre. C'est pourquoi les tendances sont inconnues pour 62 % des oiseaux de mer canadiens (ICOAN Canada 2019). Pour les espèces dont des colonies sont accessibles, on utilise plusieurs méthodes de relevé pour générer des estimations de l'abondance à l'échelle de la colonie, adaptées à chaque espèce et à son habitat. Ces méthodes sont les relevés visuels et photographiques des colonies pour les espèces nichant sur les falaises, le dénombrement des nids actifs ou des individus par aéronef pour les espèces nichant au sol et des relevés des parcelles pour estimer la densité et l'occupation des terriers pour les espèces nichant dans des terriers. On fait appel à l'opinion d'experts pour déterminer si les données historiques sont suffisamment fiables (tirées de relevés complets et reproductibles) pour être incluses.

La tendance générale des populations d'oiseaux de mer nicheurs est fondée sur 16 espèces d'oiseaux de mer pour lesquelles on disposait de données s'étendant de 2020 aux années 1970, lorsque le suivi systématique des populations des principales colonies dans l'Atlantique Nord-Ouest du Canada a commencé. L'état et les tendances sont également résumés à l'annexe 1.

- Une évaluation mondiale a révélé que 55 des 58 espèces d'oiseaux de mer qui fréquentent les eaux canadiennes sont préoccupantes sur le plan de la conservation (Panjabi *et al.* 2019).
- La population nicheuse de tous les oiseaux de mer de l'est du Canada a augmenté en moyenne de 4 % depuis les années 1970 (ICOAN Canada 2019; figure 10.3-1).
- Les populations des espèces qui se nourrissent à la surface de la mer, comme le Goéland argenté (*Larus argentatus*), le Goéland marin (*Larus marinus*), la Sterne arctique (*Sterna paradisaea*) et le Fulmar boréal, ont affiché des déclinés modérés à importants depuis le début des années 1990 et ont diminué de plus de 50 % depuis 1970.
- Les Océanites cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) sont en déclin depuis le milieu des années 1980, notamment la plus grande colonie au monde, sur l'île de Baccalieu, à Terre-Neuve-et-Labrador (Wilhelm *et al.* 2020).
- Les populations de Petits Pingouins (*Alca torda*) et de Macareux moines (*Fratercula arctica*) ont connu une croissance modérée à importante depuis les années 1990 et ont augmenté de plus de 100 % depuis 1970, de même que celles de Fous de Bassan (*Morus bassanus*) et de Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*).
- Depuis 2010, les populations de Fous de Bassan se sont stabilisées ou ont commencé à montrer des signes de déclin (Rail *et al.* 2021).

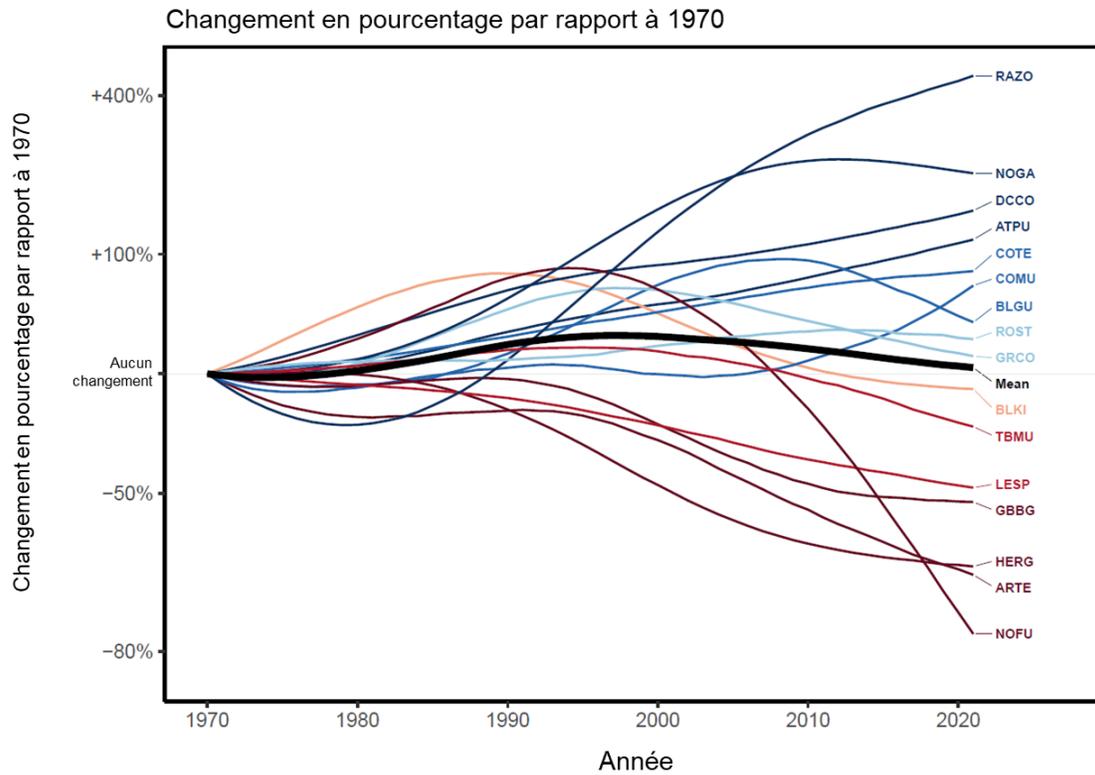


Figure 10.3-1. Changement moyen en pourcentage depuis 1970 de l'effectif des populations de 16 espèces d'oiseaux de mer nicheurs dans l'est du Canada pour lesquelles des données sont disponibles. Voir une description des méthodes graphiques dans *Notes techniques*, à la section 10.6. Voir les codes d'espèces et les taux de variation dans le tableau 10.3-1. Les couleurs correspondent aux catégories de variation indiquées à la figure 10.3-2.

Tableau 10.3-1. Variation estimée des populations d'oiseaux de mer de l'Atlantique depuis 1970. Les intervalles de crédibilité inférieurs (ICI) et supérieurs (ICS) représentent les quantiles de 2,5 et 97,5 de la distribution *a posteriori* bayésienne. Voir l'explication des calculs dans *Notes techniques*, à la section 10.6.

Nom de l'espèce	Nidification	État	% de variation depuis 1970	ICI	ICS
Petit Pingouin (RAZO)	Falaise, sol	Augmentation importante	+462	+168	+1 105
Fou de Bassan (NOGA)	Falaise	Augmentation importante	+219	+173	+277
Cormoran à aigrettes (DCCO)	Falaise, sol	Augmentation importante	+157	+22	+435
Macareux moine (ATPU)	Falaise, terrier	Augmentation importante	+118	+13	+304
Sterne pierregarin (COTE)	Sol	Augmentation modérée	+81	-25	+306
Guillemot marmette (COMU)	Falaise, sol	Augmentation modérée	+67	-81	+2 171
Guillemot à miroir (BLGU)	Falaise	Augmentation modérée	+35	-79	+486
Sterne de Dougall (ROST)	Sol	Faible augmentation	+22	-97	+2626
Grand Cormoran (GRCO)	Falaise	Faible augmentation	+11	-55	+170
Mouette tridactyle (BLKI)	Falaise	Faible diminution	-8	-66	+106
Guillemot de Brünnich (TBMU)	Falaise	Diminution modérée	-26	-85	+219
Océanite cul-blanc (LESP)	Terrier	Diminution modérée	-48	-81	+55
Goéland marin (GBBG)	Falaise, sol	Diminution importante	-52	-90	+98
Goéland argenté (HERG)	Falaise, sol	Diminution importante	-67	-84	-39
Sterne arctique (ARTE)	Sol	Diminution importante	-69	-95	+99
Fulmar boréal (FUNO)	Falaise, sol	Diminution importante	-78	-95	-13
Moyenne	-	Faible augmentation	+4	-27	+49

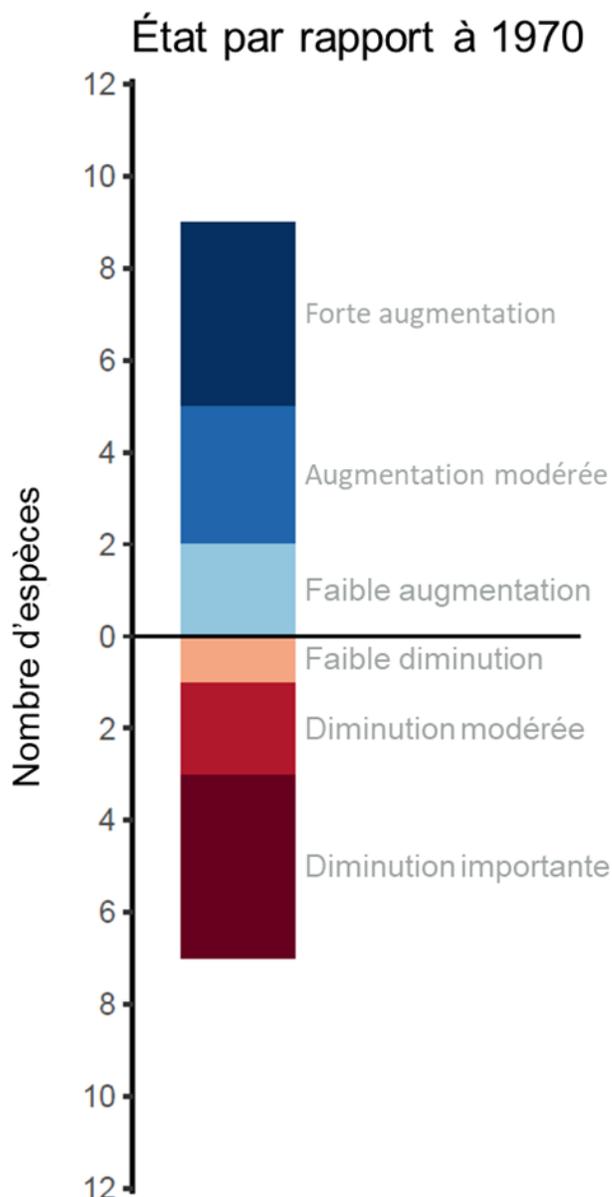


Figure 10.3-2. Le nombre d'espèces d'oiseaux de mer qui ont connu des augmentations importantes (>100%), modérées (33-100%) ou faibles (0-33%), ou des diminutions importantes (>50%), modérées (25-50%) ou faibles (0-25%) de la taille de leur population dans le Canada atlantique depuis 1970.

10.4 Facteurs de changement

Au Canada, les menaces directes pesant sur les oiseaux de mer sont les prises accessoires dans les pêches, la pollution par les hydrocarbures, les changements climatiques, la pollution lumineuse, les maladies et la pollution par les plastiques (ICOAN Canada 2019). À l'échelle mondiale, les principales menaces qui pèsent sur les oiseaux de mer sont les espèces exotiques envahissantes, les prises accessoires dans les pêches et les changements climatiques, qui entraînent des tempêtes plus fréquentes, l'élévation du niveau de la mer et la diminution de la disponibilité des proies en raison des conditions océaniques changeantes (Dias

et al. 2019). Les déversements de pétrole, la surpêche, la chasse/le piégeage et les perturbations sont également considérés comme des menaces importantes pour les populations mondiales d'oiseaux de mer (Dias *et al.* 2019).

Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, les menaces directes causées par les prises accessoires dans les pêches et la pollution chronique par les hydrocarbures ont été grandement réduites depuis 2000 (Wilhelm *et al.* 2009; Lucas *et al.* 2012, Regular *et al.* 2013).

Malheureusement, de nombreuses espèces sont maintenant touchées par des changements dans la disponibilité des poissons proies de qualité en raison d'une combinaison des impacts des changements climatiques et de la surpêche (Fitzsimmons *et al.* 2017; d'Entremont *et al.* 2022). Les changements climatiques accroissent également la fréquence des conditions météorologiques extrêmes, comme les vents de la force d'un ouragan (Diamond *et al.* 2020). D'autres menaces connues comme prévalentes dans les milieux côtiers et marins peuvent avoir des impacts négatifs sur les populations, comme la pollution lumineuse, qui peut attirer les oiseaux et provoquer des collisions avec des structures artificielles (Gjerdrum *et al.* 2021; Wilhelm *et al.* 2021) et la pollution par les plastiques, que de nombreux oiseaux de mer ingèrent et qui peuvent avoir une incidence sur leur survie ou leur reproduction (Krug *et al.* 2021). L'océanite cul-blanc fait face à de nombreuses menaces dans son aire de reproduction, y compris la prédation par de grands goélands et des mammifères, la collision ou l'échouement sur des sites industriels côtiers et hauturiers en raison de l'attraction lumineuse et d'autres menaces en mer (p. ex. la pollution par les plastiques, les changements des conditions océaniques attribuables aux changements climatiques) dans les eaux canadiennes et internationales (COSEPAC 2020).

En 2022, l'incursion et la transmission subséquente du virus hautement pathogène de l'influenza aviaire (IA) dans de nombreuses colonies reproductrices ont provoqué des taux de mortalité élevés chez certaines espèces. Un grand nombre de mortalités ont été signalées chez les Fous de Bassan, les Guillemots marmettes (*Uria aalge*) et les Eiders à duvet (*Somateria mollissima*). Des éclosions du virus hautement pathogène de l'influenza aviaire ont été observées dans cinq des six colonies de Fous de Bassan en 2022, mais l'impact au niveau de la population n'a pas encore été évalué.

L'augmentation du nombre de Petits Pingouins et de Macareux moines peut être attribuable à la diminution du nombre de filets maillants dans les eaux côtières depuis la fermeture de la pêche du poisson de fond à grande échelle en 1992, qui était auparavant responsable de niveaux élevés de mortalité des oiseaux de mer (Gaston *et al.* 2009; Regular *et al.* 2013).

Les populations de Fous de Bassan ont augmenté depuis les années 1970 à la suite de l'interdiction de l'insecticide DDT, qui avait causé une baisse du taux d'éclosion du fait de l'amincissement de la coquille des œufs (Elliott *et al.* 1988; Chardine *et al.* 2013). La tendance plus récente stable ou à la baisse est liée à un faible succès de la reproduction, qui serait le résultat d'une disponibilité réduite de leur principale proie, le maquereau *Scomber scombrus* (voir dans *Interactions entre prédateurs et proies* à la section 11.4.2), en raison du réchauffement des températures océaniques et de la surpêche. (Van Beveren *et al.* 2020; Montevecchi *et al.* 2021; d'Entremont *et al.* 2022).

Les déclinés depuis les années 1990 des espèces qui se nourrissent à la surface de la mer sont probablement attribuables à deux facteurs : la baisse de la disponibilité des poissons proies en raison de changements à grande échelle des conditions océanographiques et la réduction de la disponibilité des rejets de poissons à cause de la fermeture de la pêche du poisson de fond (Mallory 2011; Wilhelm *et al.* 2016, Descamps *et al.* 2017; Langlois Lopez *et al.* 2022).

10.5 Lacunes dans la recherche et incertitudes

Le suivi systématique des populations du Canada Atlantique est conçu pour certaines espèces ou certains emplacements afin de détecter les changements dans les tendances des populations, le cas échéant; il est donc habituellement axé sur les principales colonies d'oiseaux de mer. Les espèces qui sont largement dispersées et qui nichent dans des colonies à faible densité sont beaucoup plus difficiles à suivre, tout comme les oiseaux de mer qui utilisent la zone en dehors de la saison de reproduction, comme les populations de Guillemots de Brünnich nichant dans l'Arctique et plusieurs espèces de puffins. Les tendances de 62 % des oiseaux de mer canadiens sont inconnues car ils nichent à l'extérieur du Canada ou dans des régions éloignées de l'Arctique (ICOAN Canada 2019).

Les résultats du suivi de la colonie sont également incertains en raison des défis et des coûts inhérents au dénombrement des oiseaux de mer dans les colonies. Les espèces qui nichent dans des terriers sont difficiles à dénombrer et les périodes de réexamen de nombreuses colonies sont irrégulières et souvent très longues, surtout dans les régions éloignées, ce qui accroît l'incertitude entourant les tendances.

10.6 Notes techniques

Les trajectoires représentées sur la figure 10.3-1 ont été estimées à l'aide de modèles additifs généralisés hiérarchiques (*sensu* Smith et Edwards 2021) qui partagent l'information entre les colonies dans la mesure où les données le confirment. En bref, les interceptions au niveau de la colonie sont estimées indépendamment, mais les coefficients de spline décrivant les profils du changement temporel sont traités comme des effets aléatoires au niveau de la colonie. Lorsque les données indiquent que les trajectoires sont semblables entre les colonies, les estimations des coefficients de spline sont partiellement regroupées et la précision est meilleure. Les modèles ont été adaptés selon des méthodes bayésiennes, mises en œuvre avec JAGS v4.3.0 en interface avec R v3.6.2 à l'aide du progiciel jagsUI. Le code R est disponible sur GitHub à l'adresse https://github.com/davidiles/Status_of_Birds_seabird_analysis_2022 [en anglais seulement].

La trajectoire et la tendance « moyennes » globales chez les espèces (tableau 10.3-1) ont été calculées en convertissant les estimations de la variation en pourcentage au niveau de l'espèce en une valeur à l'échelle logarithmique, en calculant la moyenne arithmétique de ces estimations, puis en les convertissant de nouveau en une échelle de pourcentage. Cela permet de s'assurer que les mesures de la variation proportionnelle de la population sont symétriques autour de zéro avant de calculer la moyenne (voir les méthodes dans ECCO 2019).

10.7 Références

- Chardine, J.W., Rail, J.-F., et Wilhelm, S. 2013. Population dynamics of Northern Gannets in North America, 1984–2009. *J. Field Ornithol.* 84: 187–192.
- COSEPAC. 2020. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'Océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) (population de l'Atlantique) au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiii + 82 p.
- Davoren, G.K., et Montevecchi, W.A. 2003. Signals from seabirds indicate changing biology of capelin stocks. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 258: 253–261.

- d'Entremont, K.J.N., Guzzwell, L.M., Wilhelm, S.I., Friesen, V.L., Davoren, G.K., Walsh, C.J., et Montevecchi, W.A. 2022. Northern Gannets (*Morus bassanus*) breeding at their southern limit struggle with prey shortages as a result of warming waters. *ICES J. Mar. Sci.* 79: 50–60.
- Descamps, S., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Irons, D.B., Merkel, F., Robertson, G.J., Yoccoz, N.G., Mallory, M.L., Montevecchi, W.A., Boertmann, D., Artukhin, Y., Chritensen-Dalsgaard, S., Erikstad, K.-E., Gilchrist, H.G., Labansen, A.L., Lorentsen, S.-H., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Rail, J.-F., Renner, H.M., Strøm, H., Systad, G.H., Wilhelm, S.I., et Zelenskaya, L. 2017. Circumpolar dynamics of a marine top-predator track ocean warming rates. *Global Change Biol.* 23: 3770–3780.
- Diamond, A.W., McNair, D.B., Ellis, J.C., Rail, J.-F., Whidden, E.S., Kratter, A.W., Courchesne, S.J., Pokras, M.A., Wilhelm, S.I., Kress, S.W., Farnsworth, A., Iliff, M.J., Jennings, S.H., Brown, J.D., Ballard, J.R., Schweitzer, S.H., Okoniewski, J.C., Gallegos, J.B., et Stanton, J.D. 2020. Two unprecedented auk wrecks in the northwest Atlantic in winter 2012/13. *Mar. Ornithol.* 48: 185–204.
- Dias, M.P., Martin, R., Pearmain, E.J., Burfield, I.J., Small, C., Phillips, R.A., Yates, O., Lascelles, B., Borboroglu, P.G., et Croxall, J.P. 2019. Threats to seabirds: A global assessment. *Biol. Cons.* 237: 525–537.
- Elliott, J.E., Norstrom, R.J., et Keith, J.A. 1988. Organochlorines and eggshell thinning in northern gannets (*Sula bassanus*) from Eastern Canada, 1968–1984. *Environ. Pollut.* 52: 81–102.
- ECCC. 2019. Site Web de la Situation de oiseaux du Canada, version des données de 2019. <https://faune-especes.canada.ca/situation-oiseaux/index.aspx?sY=2019&sL=f>
- Fitzsimmons, M.G., Rector, M.E., McKay, D.W., et Storey, A.E. 2017. High growth and low corticosterone in food-supplemented Atlantic puffin *Fratercula arctica* chicks under poor foraging condition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 565: 217–226.
- Gaston, A.J., Woo, K., et Hipfner, J.M. 2003. Trends in forage fish populations in Northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling Thick-billed Murres *Uria lomvia*. *Arctic.* 56: 227–233.
- Gaston, A.J., Bertram, D.F., Boyne, A.W., Chardine, J.W., Davoren, G., Diamond, A.W., Hedd, A., Montevecchi, W.A., Hipfner, J.M., Lemon, M.J.F., Mallory, M.L., Rail, J.-F., et Robertson, G.J. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environ. Rev.* 17: 267–286.
- Gjerdrum, C., Ronconi, R.A., Turner, K.L., et Hamer, T.E. 2021. Bird strandings and bright lights at coastal and offshore industrial sites in Atlantic Canada. *Avian Conserv. Ecol.* 16(1): 22.
- IOCAN. 2019. L'état des populations d'oiseaux du Canada, 2019. Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa. 12p.
- Krug, D.M., Frith, R., Wong, S.N.P., Ronconi, R.A., Wilhelm, S.I., O'Driscoll, N.J., et Mallory, M.L. 2021. Marine pollution in fledged Leach's storm-petrels (*Hydrobates leucorhous*) from Baccalieu Island, Newfoundland and Labrador, Canada. *Mar. Pollut. Bull.* 162: 111842.
- Langlois Lopez S., Bond, A.L., O'Hanlon, N.J., Wilson, J.M., Vitz, A., Mostello, C.S., Hamilton, F., Rail, J.-F., Welch, L., Boettcher, R., Wilhelm, S.I., Anker-Nilssen, T., Daunt, F., et Masden, E. 2022. Global population and conservation status of the Great Black-backed Gull *Larus marinus*. *Bird Conserv. Int.* 1–11.
- Lucas, Z., Horn, A., et Freedman, B. 2012. Beached bird surveys on Sable Island, Nova Scotia, 1993 to 2009, show a decline in the incidence of oiling. *Proc. N. S. Inst. Sci.* 47: 91–129.

- Mallory, M.L. 2011. The Northern Fulmar (*Fulmarus glacialis*) in Arctic Canada: ecology, threats, and what it tells us about marine environmental conditions. *Environ. Rev.* 14: 187–216.
- Montevecchi, W.A., Regular, P.M., Rail, J.-F., Power, K., Mooney, C., d'Entremont, K.J.N., Garthe, S., Guzzwell, L., et Wilhelm, S.I. 2021. Ocean heat wave induces breeding failure at the southern breeding limit of the Northern Gannet *Morus bassanus*. *Mar. Ornithol.* 49: 71–78.
- Panjabi, A.O., Easton, W.E., Blancher, P.J., Shaw, A.E., Andres, B.A., Beardmore, C.J., Camfield, A.F., Demarest, D.W., Dettmers, R., Keller, R.H., Rosenberg, K.V., et Will, T. 2019. Avian Conservation Assessment Database, version 2019. Partners in Flight Technical Series No. 8.
- Rail, J.-F. 2021. Le fou de Bassan – Une espèce sentinelle du golfe, 4^e édition, Suivi de l'état du Saint-Laurent. ECCC
- Regular, P., Montevecchi, W., Hedd, A., Robertson, G., et Wilhelm, S. 2013. Canadian fishery closures provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations. *Biol. Lett.* 9: 20130088.
- Smith, A.C., et Edwards, B.P. 2021. North American Breeding Bird Survey status and trend estimates to inform a wide range of conservation needs, using a flexible Bayesian hierarchical generalized additive model. *Ornithol. Appl.* 123: duaa065.
- Van Beveren, E., Marentette, J.R., Smith, A., Castonguay, M., et Duplisea, D.E. 2020. Evaluation of Rebuilding Strategies for northwestern Atlantic Mackerel (NAFO Subareas 3 and 4). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/021: v + 56 p.
- Wilhelm, S.I., Robertson, G.J., Ryan, P.C., Tobin, S.F., et Elliot, R.D. 2009. Re-evaluating the use of beached bird oiling rates to assess long-term trends in chronic oil pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 58: 249–255.
- Wilhelm, S.I., Rail, J.-F., Regular, P.M., Gjerdrum, C., et Robertson, G.J. 2016. Large-scale changes in abundance of breeding Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-backed Gulls (*Larus marinus*) relative to reduced fishing activities in southeastern Canada. *Waterbirds* 39: 136–142.
- Wilhelm, S.I., Hedd, A., Robertson, G.J., Mailhiot, J., Regular, P.M., Ryan, P.C., et Elliot, R.D. 2020. The world's largest breeding colony of Leach's Storm-petrel *Hydrobates leucorhous* has declined. *Bird Conserv. Int.* 30: 40–57.
- Wilhelm, S.I., Dooley, S.M., Corbett, E.P., Fitzsimmons, M.G., Ryan, P.C., et Robertson, G.J. 2021. Effects of land-based light pollution on two species of burrow-nesting seabirds in Newfoundland and Labrador, Canada. *Avian Conserv. Ecol.* 16(1): 12.

11. PERSPECTIVES ÉCOSYSTÉMIQUES

Les écosystèmes océaniques sont dynamiques, influencés à la fois par des processus naturels (p. ex. saisonnalité et climat) et des activités humaines (pêche, aménagement du littoral, exploitation des ressources). Les écosystèmes des eaux canadiennes de l'Atlantique ne font pas exception; en effet, leurs composantes physiques, chimiques et biologiques changent actuellement, à des vitesses et à des échelles différentes. Ces changements varient à l'intérieur des biorégions et entre celles-ci. Les changements climatiques sont considérés comme le principal facteur influençant bon nombre de ces changements, mais interagissent également avec d'autres facteurs passés et contemporains. Les pressions des changements climatiques ont une incidence négative dans de nombreux cas, mais certaines espèces peuvent profiter des changements écosystémiques, en partie parce que les conditions de l'habitat leur deviennent plus favorables ou que les facteurs de stress anthropiques diminuent (pression réduite de la pêche).

Pour comprendre l'influence de plusieurs facteurs de changement, il faut adopter une approche écosystémique de la recherche et du suivi, qui peut servir à améliorer les mesures de gestion et de conservation pour l'avenir. L'établissement des connexions entre les écosystèmes marins afin d'élaborer des outils et des approches pour améliorer la gestion des ressources marines est une entreprise complexe qui nécessite de connaître les nombreux liens entre les composantes des écosystèmes (p. ex. Leslie et McLeod 2007; Mills *et al.* 2013; Painting et Forster 2013; Armoškaite *et al.* 2020; Dahlin *et al.* 2021). Bien que le MPO continue de travailler à l'adoption d'une perspective écosystémique plus complète, cela demeure difficile, car les connaissances actuelles sur l'état et les tendances sont inégales entre les groupes d'espèces.

De nombreuses incertitudes subsistent quant à la compréhension et à la prévision des effets indirects des changements climatiques sur l'écologie des écosystèmes de l'Atlantique : les interactions entre prédateurs et proies (dans les réseaux trophiques démersaux en raison des changements dans l'abondance du sébaste, du homard, de la crevette et du crabe), la concurrence entre les espèces avec le déplacement des aires de répartition, les changements dans la productivité primaire et secondaire des habitats pélagiques, la propagation des espèces aquatiques envahissantes et les changements subséquents dans les services écosystémiques (stockage et exportation du carbone, érosion côtière). Les progrès de notre compréhension de l'écologie des espèces, la disponibilité accrue de données environnementales pertinentes et de cadres de modélisation avancés amélioreront nos connaissances, nous permettant de prévoir avec plus d'exactitude la réaction probable des espèces aux facteurs de stress anthropiques et aux changements climatiques qui modifient leurs écosystèmes.

Dans ce chapitre, nous présentons des études de cas qui mettent en évidence les liens entre les différentes composantes de l'écosystème des eaux canadiennes de l'Atlantique. Ces sections de recherches ciblées examinent plusieurs grands thèmes liés aux effets directs des changements climatiques sur les espèces marines ou à l'interaction entre plusieurs facteurs de stress anthropiques, quantifiant l'emplacement ou le rôle écologique des habitats importants, ainsi qu'aux effets indirects des changements environnementaux sur les relations prédateur-proie et les réseaux trophiques. L'une de ces sections porte également sur les applications novatrices des méthodes technologiques modernes pour générer de nouvelles connaissances et découvertes et mieux fournir des avis scientifiques sur les eaux canadiennes de l'Atlantique.

11.1. Changements climatiques

Les conséquences des changements climatiques sur le biote marin peuvent être profondes, touchant directement la croissance, la reproduction et la survie des espèces et les conditions de leur habitat. Les conditions environnementales modifiées peuvent entraîner des expansions ou des contractions de l'aire de répartition, ainsi que d'autres changements de la composition de la communauté et des modifications des interactions entre prédateurs et proies et des réseaux trophiques.

Le réchauffement des eaux de surface et des fonds marins, la réduction de la durée, de la couverture de surface et du volume de la glace de mer, la diminution de l'épaisseur de la couche intermédiaire froide, l'augmentation de l'acidité et le déclin de l'oxygène sont autant de preuves des changements climatiques dans les écosystèmes des eaux canadiennes de l'Atlantique. Certaines mesures (la température de la surface de la mer) suivent les tendances du réchauffement causées par les changements climatiques observées dans l'atmosphère et d'autres (les températures de l'eau au fond) découlent des changements de la circulation à l'échelle du bassin dans l'Atlantique Nord-Ouest, qui font varier les proportions relatives des eaux provenant des différentes origines, modifiant les conditions de l'habitat.

Des effets des changements climatiques, directs ou indirects, ont été observés pour le biote marin à tous les niveaux trophiques et dans tous les groupes fonctionnels. Cette section met en évidence de manière détaillée les réactions de certaines espèces aux modifications de leur environnement physique et chimique directement liées aux changements climatiques.

- Le réchauffement des eaux côtières et des températures estivales de la surface de la mer dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique a entraîné une augmentation de la productivité et de la biomasse du homard d'Amérique, qui se traduit par des débarquements records pour cette importante pêche dans les dernières années.
- Dans le nord du golfe du Saint-Laurent, près de la tête du chenal Laurentien, la hausse de la température des eaux du fond coïncide avec une zone de pH bas et de grave hypoxie, réduisant l'habitat des crustacés d'eaux froides comme le crabe des neiges.
- La perte de glace de mer accroît la mortalité des petits du phoque du Groenland, ce qui peut se répercuter sur l'abondance de la population et provoquer des changements dans la répartition des blanchons. Les impacts des changements climatiques sur les autres espèces de phoques sont nuancés.

11.1.1 Le réchauffement des températures côtières entraîne une augmentation de la productivité du homard d'Amérique

Denis Chabot¹, Stephanie Boudreau², Victoria Howse³, Sanaollah Zabihi-Seissan⁴, Helen Gurney-Smith⁵, Brady Quinn⁵

¹ Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

² Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

⁵ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

Le homard d'Amérique (*Homarus americanus*) est une espèce d'eaux tempérées. Il peut vivre dans des eaux atteignant une température inférieure à 0 °C et des eaux chaudes allant jusqu'à environ 25 °C, mais il préfère des températures entre 13 à 19 °C (Chabot *et al.* 2013). C'est pourquoi la récente tendance au réchauffement décrite dans Galbraith *et al.* (2021) pour les eaux côtières du nord du golfe du Saint-Laurent est considérée comme l'une des explications du gain de productivité du homard dans cette région, en particulier dans les parties autrefois les plus froides (comme la Côte-Nord et les environs de l'île d'Anticosti, MPO 2019a–c). De même, la température estivale de la surface de la mer a augmenté depuis 1981 sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, menant à des conditions de l'habitat océanographique plus favorables au homard (MPO 2021a).

L'augmentation de la taille réglementaire minimale enregistrée à la fin des années 1990 et au début des années 2000 est une autre raison possible de l'augmentation de la productivité du homard d'Amérique dans le nGSL. Elle a provoqué une augmentation de la taille moyenne des homards visés par les pêches commerciales (MPO 2019a–c) et probablement aussi de la proportion de homards qui se reproduisent au moins une fois avant d'être prélevés par la pêche. Malgré cette mesure, des questions se posent quant à la viabilité à long terme de la pêche dans d'autres régions, car très peu de nouvelles recrues échappent à la pêche et deviennent de grands individus qui pourraient contribuer à la prochaine génération, comme dans le sGSL (Rondeau *et al.* 2015). Cependant, en 2022, la taille réglementaire minimale de la carapace permise pour la pêche commerciale du homard dans certaines parties du GSL est passée de 77 mm à 79 mm et devrait passer à 81 mm en 2023, réduisant ainsi le prélèvement des petits homards lors des activités de pêche commerciale menées dans cette région.

Les taux de développement et de mue des larves de homard d'une région septentrionale du nord du golfe du Saint-Laurent où les eaux étaient plus froides par le passé ont révélé une réaction différente à la température par rapport aux autres régions méridionales où les eaux étaient autrefois plus chaudes (Quinn *et al.* 2013), suggérant une éventuelle adaptation thermique locale ou acclimatation chez les homards. Par la suite, on a démontré que ces différences ont une incidence sur les effets potentiels de la variation de la température de l'eau, y compris le réchauffement, sur le développement des larves de homard (Quinn et Rochette 2015), ainsi que la possible dispersion des larves et la connectivité entre les sous-populations (Quinn *et al.* 2022). Une étude génétique a confirmé que les homards présentent une variation des marqueurs moléculaires associés à l'adaptation au froid dans toute leur aire de répartition (Benestan *et al.* 2016). Le homard d'Amérique est pêché à l'aide de pièges appâtés, un type d'engin considéré comme ayant un impact faible à modéré sur l'écosystème. Toutefois, on connaît peu les répercussions de la pêche sur les espèces non ciblées capturées dans les casiers, y compris celles qui peuvent aussi être légalement conservées pour servir d'appât ou être vendus (p. ex. le chaboisseau à épines courtes, *Myoxocephalus scorpius*, le crabe commun, *Cancer irroratus*, et la tanche-tautogue, *Tautoglabrus adspersus*, dans le sGSL) (Rondeau *et al.* 2015).

Le changement mondial a été principalement associé à l'augmentation de la production de homard d'Amérique dans le bassin de l'Atlantique jusqu'à présent, mais la situation pourrait changer à l'avenir, en particulier à la limite sud de l'aire de répartition de l'espèce ou dans les zones particulièrement chaudes (Rheuban *et al.* 2017; Goode *et al.* 2019; Greenan *et al.* 2019). Le réchauffement des eaux a des effets négatifs sur la survie, le rendement et la mue des larves de homard (Quinn 2017), tout en conduisant à des tailles plus petites à maturité chez les adultes (Le Bris *et al.* 2017). Il accroît la sensibilité des homards aux maladies, cause un déséquilibre sérique et réduit l'immunocompétence (Chabot *et al.* 2013; Shields 2017). De plus, l'acidification et le réchauffement des océans causent des effets négatifs observés et prévus sur les larves, les juvéniles et les adultes de l'espèce, ce qui a des conséquences sur le recrutement, l'abondance et le potentiel de capture pour les pêches (Waller *et al.* 2016; Menu-Courey *et al.* 2019; Klymasz-Swartz *et al.* 2019; Noisette *et al.* 2021; Tai *et al.* 2021).

11.1.2 Impacts à court et à longs terme du réchauffement des températures sur le crabe des neiges

Denis Chabot¹, Stephanie Boudreau², Victoria Howse³, Sanaollah Zabihi-Seissan⁴

¹ Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

² Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

Le crabe des neiges est une espèce sténotherme « froide » qui préfère des températures inférieures à 4 °C (Dionne *et al.* 2003; Dawe *et al.* 2012). La température a un effet important sur sa production, sa survie aux premiers stades du cycle de vie et son recrutement subséquent dans les pêches (Foyle *et al.* 1989; Dawe *et al.* 2008; Marcello *et al.* 2012). Dans la plage acceptable, les températures plus élevées se traduisent par de plus grands adultes des deux sexes, probablement en raison d'une diminution de l'intervalle entre les mues. Les crabes des neiges peuvent alors atteindre un ou plusieurs stades supplémentaires dans les eaux chaudes (3 °C) plutôt que dans les eaux froides (0 °C) (Sainte-Marie *et al.* 2008; Burmeister et Sainte-Marie 2010; Dawe *et al.* 2012; Sainte-Marie *et al.* 2021). Cependant, les effets sur le crabe des neiges devraient être négatifs lorsque les eaux du fond dépassent 3 ou 4 °C, comme le démontre une diminution importante de la population accompagnant une incursion d'eaux chaudes dans la partie ouest du plateau néo-écossais (PNE) en 2011–2012 (Zisserson et Cook 2017). Ainsi, les estimations de la biomasse peuvent s'améliorer avec le réchauffement des températures du fond jusqu'au moment où elles s'effondrent lorsque la tolérance thermique de l'espèce est dépassée.

La nature cyclique de cette pêche, avec des périodes de bon recrutement dans la pêche entrecoupées de périodes de mauvais recrutement, complique l'établissement de liens entre la température et l'abondance ou la biomasse. Par exemple, il n'y a aucune indication de changement à l'échelle de l'écosystème qui atténuerait la tendance récente à la hausse des débarquements sur le PNE (MPO 2021b). Les conditions climatiques récentes et les indices de l'abondance des prérecrues laissent entrevoir des perspectives favorables pour le recrutement dans la biomasse exploitable au cours des deux à quatre prochaines années dans la plupart des zones d'évaluation des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. La tendance actuelle de l'oscillation de l'Atlantique Nord suggère une amélioration des perspectives environnementales pour le crabe des neiges à court terme pour la même région (MPO 2022a). Par ailleurs, la tendance au réchauffement dans les chenaux profonds du GSL (Galbraith *et al.* 2021) a réduit la surface du fond favorable au crabe des neiges dans certaines zones d'évaluation du nGSL (MPO 2021c). L'étroite plage de températures tolérée par le crabe des neiges donne à penser

que cette pêche subira les effets négatifs de la tendance à long terme du réchauffement prévue compte tenu des changements climatiques (Chabot *et al.* 2013; MPO 2022a).

11.1.3 La variabilité de l'état des glaces a des effets négatifs sur la reproduction du phoque du Groenland

Garry B. Stenson¹, Mike O. Hammill², Shelley L.C. Lang¹, Charmain D. Hamilton¹, Veronique Lesage², Xavier Bordeleau², Cornelia E. den Heyer³, Laura J. Feyrer³, Jack W. Lawson¹, Hilary B. Moors-Murphy³, Stephanie Ratelle⁴, Angelia S.M. Vanderlaan³

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

Le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) est un pinnipède migrateur de taille moyenne, présent dans les régions du plateau continental de l'Atlantique Nord. En été, on le retrouve dans l'est de l'Arctique canadien et au Groenland; les animaux migrent vers le sud à l'automne, dans le golfe du Saint-Laurent (GSL) ou le nord-est de Terre-Neuve, pour l'hivernage et la mise bas (Stenson et Hammill 2014). Les phoques du Groenland ont besoin d'une glace de première année, moyenne à épaisse, de la fin du mois de février à la mi-mars (Stenson *et al.* 2020a). Les changements de l'état des glaces peuvent avoir un impact important sur les phoques du Groenland, une espèce dépendante de la glace; si la couverture ou l'épaisseur de la glace n'est pas suffisante pendant les 12 jours de la période d'allaitement ou pendant les trois à quatre semaines qui suivent le sevrage, lorsque les jeunes phoques développent leur capacité physiologique de plonger, la glace peut se briser pendant les tempêtes et les jeunes de l'année risquent alors de se noyer (figure 11.1-1; Stenson et Hammill 2014). Hammill et ses collaborateurs (2021) ont constaté que, bien que la couverture de glace ait varié considérablement d'une année à l'autre, il y a eu un changement majeur des conditions de la glace de mer à la fin des années 1990, avec une tendance importante à la baisse de la couverture de glace annuelle dans le GSL. L'étendue de la glace au large du sud du Labrador et du nord-est de Terre-Neuve a également diminué, mais l'impact a été considéré comme moindre en raison de l'étendue de la zone. Hammill et ses collaborateurs (2021) ont estimé que la mortalité totale des blanchons liée à la glace a atteint 50 % en 2010 et 75 % en 2011, du fait de la réduction de la couverture de glace dans les deux régions (figure 11.1-2). Des années répétées avec une augmentation de la mortalité liée à la glace pourraient avoir de graves conséquences sur l'ensemble de la population qui pourraient passer inaperçues pendant plus d'une décennie, compte tenu de la fréquence actuelle des relevés sur la production de blanchons.

Les phoques du Groenland ne font que mettre bas sur la glace; par conséquent, les changements de l'état des glaces sont susceptibles de modifier la répartition des phoques du Groenland reproducteurs. Par exemple, Stenson et Hammill (2014) ont découvert que les femelles mettaient bas dans des zones où il y avait de la glace appropriée en dehors de leurs zones de mise bas habituelles si les zones habituelles ne contenaient pas de glace. Cependant, si elles en contenaient une petite quantité, les femelles les utilisaient pour donner naissance, même si la glace était trop mince pour soutenir les petits, ce qui entraînait une mortalité élevée des petits. En 2017, le mauvais état des glaces dans le sud du golfe du Saint-Laurent a causé un effondrement presque complet de la production de blanchons, seulement 2 % de la production totale dans l'Atlantique Nord-Ouest se trouvant dans une zone qui, habituellement, en représente de 25 à 30 %. Les données probantes donnent à penser que certaines femelles se sont déplacées sur la glace au large du sud du Labrador et du nord-est de Terre-Neuve pour mettre bas (Stenson *et al.* 2020a). On ne sait pas si ces femelles continueront d'utiliser cette

zone ou si elles retourneront dans le golfe du Saint-Laurent (Stenson *et al.* 2020a). La fréquence croissante des années où l'état des glaces est mauvais pourrait faire disparaître la composante reproductrice la plus méridionale dans le golfe du Saint-Laurent.



Figure 11.1-1. Jeunes de l'année du phoque du Groenland noyés après qu'une tempête ait détruit la glace sur laquelle ils étaient nés dans le nord du golfe du Saint-Laurent en mars 2010. (Crédit photo : G. Stenson).

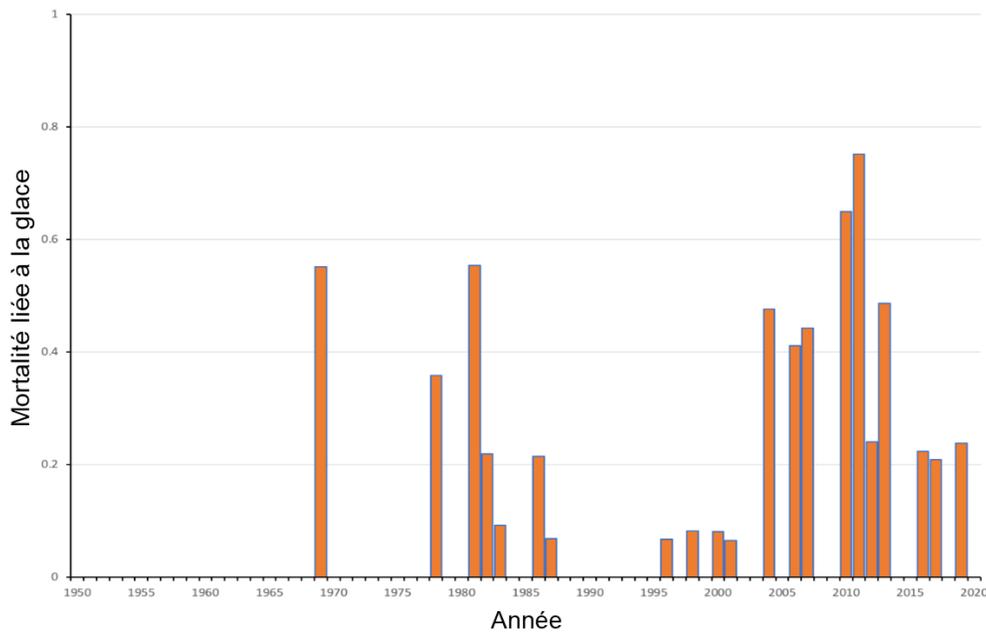


Figure 11.1-2. Estimation de la mortalité liée à la glace des jeunes de l'année du phoque du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest (1952 à 2019) en fonction de l'état des glaces dans le golfe du Saint-Laurent et au large de Terre-Neuve. Adapté de Hammill *et al.* (2021).

Les changements écosystémiques dans l'Atlantique Nord-Ouest ont également eu une incidence sur la dynamique des populations de phoques du Groenland en provoquant des changements de l'état corporel et des taux de reproduction subséquents. Les phoques du Groenland semblent acquérir une partie de leurs réserves d'énergie en se nourrissant l'été dans les régions arctiques, mais ils atteignent leur poids maximal en février après s'être nourris dans les régions du sud à l'automne (Chabot *et al.* 1996; Chabot et Stenson 2002; Stenson 2013). Environ 50 % de la consommation des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest a lieu sur le plateau de Terre-Neuve au sud du 55 °N (Stenson 2013). Par conséquent, les changements de la disponibilité des proies dans les régions de l'Arctique et du sud peuvent avoir des effets sur la capacité des phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest d'obtenir l'énergie nécessaire au succès de la reproduction. Depuis le début des années 1980, les taux de gestation tardive chez les femelles matures ont diminué, tandis que la variabilité interannuelle a augmenté, de 20 % à plus de 80 %. Depuis la fin des années 1980, les femelles avortaient leur fœtus prématurément certaines années (Stenson *et al.* 2016). Durant la même période, l'abondance des phoques du Groenland a plus que triplé et les taux de croissance ont diminué (Chabot *et al.* 1996; Hammill et Sauvé 2017; Hammill *et al.* 2021). Stenson et ses collaborateurs (2016) ont constaté que, bien que le déclin général de la fécondité soit le reflet de processus dépendants de la densité associés à l'augmentation de l'effectif de la population, l'importante variabilité interannuelle de la fécondité était due à des taux variables d'avortements en fin de gestation qui étaient liés à des changements de l'abondance du capelan (*Mallotus villosus*) et de la couverture de glace au milieu de l'hiver. La biomasse du capelan sur le plateau de Terre-Neuve est influencée par des changements de la période du recul de la glace qui, à leur tour, modifient le moment de la prolifération de la productivité primaire (Buren *et al.* 2014; Lewis *et al.* 2019). On peut en déduire que l'étendue de la glace au milieu de l'hiver reflète les conditions environnementales qui influencent diverses espèces dont les phoques du Groenland se nourrissent. Hammill et ses collaborateurs (2021) ont constaté que leur modèle de population était mieux ajusté à la production de blanchons observée en supposant que les taux de reproduction annuels étaient une fonction d'un indice composé de diverses variables environnementales (p. ex. la température de la surface de la mer, l'étendue de la glace, la température du fond, la température de l'air) (Colbourne *et al.* 2016) qui reflètent une capacité de charge changeante dans l'écosystème.

Dans leur examen des changements de l'état corporel sur les 40 dernières années, Stenson et ses collaborateurs (2020b) ont remarqué que l'état relatif moyen des femelles gravides est toujours demeuré élevé, tandis que celui des femelles non gravides et immatures varie considérablement et affiche un déclin général depuis 2000. Bien que l'état corporel ne semble pas influencer directement les taux de fécondité, il a influé sur le taux d'avortements tardifs; des réductions relativement faibles de l'état moyen ont entraîné des taux d'avortements beaucoup plus élevés. Stenson et ses collaborateurs (2020b) ont également constaté que l'état corporel était lié à l'abondance du capelan et à l'étendue de la glace au milieu de l'hiver. Ils ont suggéré qu'à mesure que l'état général de la population se dégrade, les femelles en mesure d'acquérir une énergie suffisante (état corporel) poursuivent leur gestation alors que celles qui ne peuvent pas voient leur gestation se terminer prématurément.

Pour les autres espèces de pinnipèdes des eaux canadiennes de l'Atlantique, les répercussions des changements de l'état des glaces sont nuancées. Les déclinés observés de la couverture de glace ont eu des impacts limités sur les phoques gris (*Halichoerus grypus*), contrairement à leurs effets sur les phoques du Groenland. Dans le GSL, les phoques gris mettaient bas, pour la plus grande part, sur la banquise dérivante entre l'Île-du-Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse. Bien que les changements initiaux dans la disponibilité de glace convenable pour la mise bas aient entraîné des taux de mortalité plus élevés chez les jeunes phoques de l'année nés sur la glace, la répartition de la mise bas a considérablement changé au cours de la dernière

décennie, la majorité des blanchons naissant maintenant sur des îles du sud du golfe du Saint-Laurent (den Heyer *et al.* 2021). Ainsi, le déclin de la glace n'a pas eu de répercussions importantes à long terme pour cette espèce. En ce qui concerne le phoque à capuchon (*Cystophora cristata*) et le phoque annelé (*Pusa hispida*), le déclin de la glace stable devrait avoir un effet négatif à la fois sur la survie des petits et sur l'abondance ou la répartition de leurs proies. Au contraire, les changements de la couverture de glace hivernale ne devraient pas avoir d'incidence importante sur la reproduction des phoques communs, puisqu'ils se reproduisent normalement au printemps (de mai à juillet). Le déclin de la couverture de glace pourrait leur ouvrir de nouveaux habitats et se traduire par une expansion de leur aire de répartition vers le nord (Woollett *et al.* 2000; Bajzak *et al.* 2013).

11.2 Divers facteurs de stress

Les facteurs anthropiques du changement sont les activités humaines terrestres ou océaniques qui génèrent des facteurs de stress ayant des répercussions mesurables sur les milieux ou les espèces côtiers et extracôtiers. Les facteurs de stress varient selon les échelles spatiale et temporelle, ce qui finit par modifier la qualité ou la quantité des composantes valorisées de l'écosystème et avoir une incidence sur la structure et les fonctions de l'écosystème. Les réactions des espèces à divers facteurs de stress en interaction peuvent être complexes, se combinant de façons différentes et inattendues (additives, antagonistes, synergiques), compliquant l'évaluation de leurs impacts. Quoiqu'il en soit, les conséquences écologiques de plusieurs facteurs de stress peuvent être profondes, y compris les répercussions potentielles sur le cycle de vie et les habitats des espèces, les changements dans la répartition ou l'abondance, les interactions modifiées avec les prédateurs et les proies, ainsi que le flux d'énergie dans les réseaux trophiques.

De nombreux facteurs passés et contemporains agissent sur les écosystèmes de l'Atlantique (p. ex. l'enrichissement en éléments nutritifs, les espèces envahissantes, la pollution, les modifications de l'utilisation des terres et la fragmentation de l'habitat), mais la pêche demeure l'un des plus répandus et dominants. Le changement climatique lui-même représente un mélange complexe de facteurs de stress (p. ex. changement des températures, acidification, couverture de glace de mer, élévation du niveau de la mer, circulation océanique, chimie des océans) qui se superposent à un paysage marin de plus en plus anthropique.

La description et la compréhension du réseau complexe d'activités humaines et des facteurs de stress qu'elles engendrent sont essentielles à la réussite de l'atténuation de leurs effets nocifs. La présente section met en lumière des recherches récentes qui cernent ou quantifient certaines des répercussions directes et indirectes des facteurs de stress marins anthropiques, l'interaction entre eux ou les efforts continus de gestion et de conservation qui visent à réduire leurs effets dans l'ensemble des écosystèmes des eaux canadiennes de l'Atlantique.

- Les déclin des stocks de crevettes nordiques dans le nord du golfe du Saint-Laurent sont liés aux effets concomitants des changements environnementaux (réchauffement des eaux du fond, diminution de l'oxygène, augmentation de l'acidification) et des altérations du réseau trophique (augmentation de la pression de la prédation, diminution de l'abondance et de la valeur nutritive des espèces proies).
- Les saumons atlantiques font face à des menaces dans les milieux d'eau douce et marins, y compris la surpêche, la perte et la dégradation de l'habitat, les obstacles à la migration, l'aquaculture des salmonidés, les maladies et les parasites et une faible survie en milieu marin, qui causent divers degrés d'effets négatifs sur les populations des eaux canadiennes de l'Atlantique.

- La perte de la couverture de zostère et de la biomasse du varech dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais due aux effets combinés du réchauffement climatique et des espèces envahissantes – ainsi que de l’enrichissement en éléments nutritifs résultant de changements de l’utilisation des terres, pour la zostère – peut réduire la qualité et la quantité de l’habitat côtier pour les espèces importantes pour les pêches commerciales qui y sont associées.
- La mise en œuvre de diverses mesures de gestion pour atténuer les multiples facteurs de stress découlant des activités de pêche commerciale canadiennes (p. ex. prises accessoires, empêchement, surpêche) a réduit le risque de mortalité excessive des populations de requins pélagiques.

11.2.1 Un environnement de plus en plus stressant pour les stocks de crevettes nordiques dans le golfe du Saint-Laurent

Denis Chabot

Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

De 2017 à 2020, les débarquements de crevette nordique (*Pandalus borealis*) étaient égaux ou nettement inférieurs à la moyenne dans toutes les biorégions. Les indices des relevés ont suivi les mêmes tendances que les débarquements, lorsqu’ils étaient disponibles, atteignant des valeurs égales ou inférieures aux creux historiques dans le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (PTNL) (voir la figure 6.3-2). On croit que les effets environnementaux directs et indirects des changements écosystémiques (p. ex. changements de la pression de la prédation, de l’abondance et de la valeur nutritive des espèces proies) ont contribué à ces déclin.

En 2018, on pensait que les changements environnementaux avaient déjà commencé à avoir des répercussions négatives sur la crevette nordique dans le nGSL (Bourdages *et al.* 2022). La crevette nordique est une espèce sténotherme « froide » (petite plage thermique) qui préfère des températures de 0 à 5 °C (Shumway *et al.* 1985; Garcia 2007). L’eau des chenaux profonds de l’estuaire du Saint-Laurent (ESL) et du golfe du Saint-Laurent (GSL) a une teneur faible en oxygène dissous (Gilbert *et al.* 2005) et est devenue plus chaude et plus hypoxique au cours des dernières années (Mucci *et al.* 2011; Blais *et al.* 2021a; Galbraith *et al.* 2021). Il est probable que le passage récent de l’effort de pêche vers des eaux de fond moins profondes de l’ESL, qui sont plus froides et mieux oxygénées, a été causé par la détérioration de la qualité de l’habitat dans le chenal profond de cette zone de pêche située dans le nGSL (Bourdages *et al.* 2022), en particulier les conditions de très grave hypoxie observées depuis 2010 dans cette région (Blais *et al.* 2021a). On pense aussi que le réchauffement lui-même a un effet négatif sur la crevette nordique (Bourdages *et al.* 2022) et que bien que l’espèce tolère une importante hypoxie (le seuil léthal pour les femelles est de 16 % de saturation à 5 °C et de 22 % de saturation à 8 °C; Dupont-Prinet *et al.* 2013), l’aggravation de l’hypoxie combinée à un réchauffement et une acidification supplémentaires devraient avoir un impact négatif sur son taux de mortalité, son aire de répartition et son abondance (Stortini *et al.* 2017; Chemel *et al.* 2020).

L’impact de la prédation par le sébaste était probablement mineur avant 2018; cependant, la récente augmentation massive de la biomasse du sébaste dans le nGSL (figure 7.3-6) a probablement joué un rôle dans la diminution récente de la biomasse selon les relevés. Le sébaste est un prédateur connu de la crevette nordique, bien que seuls les gros poissons (plus de 25 cm) s’en nourrissent abondamment (Brown-Vuillemin *et al.* 2022). D’autres prédateurs

ont pu avoir eu un impact sur l'abondance de la crevette au cours des dernières années (voir la section 6.5, *Lacunes dans la recherche et incertitudes*).

Le sébaste est une espèce longévive et les cohortes très abondantes de 2011 à 2013 sont maintenant assez grandes pour manger des crevettes, de sorte que la prédation sera probablement une source importante de mortalité de la crevette pendant de nombreuses années. Les changements dans la communauté zooplanctonique peuvent également modifier la qualité et le moment de la disponibilité des aliments pour les niveaux trophiques supérieurs, y compris la crevette nordique (MPO 2021d). On prévoit la poursuite du réchauffement et de l'acidification, ainsi que l'aggravation de l'hypoxie, d'ici la seconde moitié du siècle (Loder *et al.* 2013) et leurs effets sur la crevette nordique dans le GSL devraient continuer (Dupont-Prinet *et al.* 2013; Stortini *et al.* 2017).

11.2.2 Saumon atlantique dans les biorégions du sud du golfe du Saint-Laurent et du plateau néo-écossais menacé par plusieurs facteurs de stress dans les habitats marins et d'eau douce

Cindy Breau¹, Eric Brunsdon², David C. Hardie², Derek Hogan³, Nick Kelly⁴, Dustin Raab², Andrew Taylor²

¹ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

² Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, French Village (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

Le MPO et le MRNF (2009) et le COSEPAC (2010) ont fourni une liste détaillée des menaces en mer et en eau douce pesant sur les populations de saumons atlantiques des eaux canadiennes de l'Atlantique. Les populations de saumons atlantiques présentes dans les rivières qui se jettent dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) sont confrontées à des menaces semblables, bien que les niveaux d'impact peuvent différer d'une population à l'autre. En revanche, chacune des quatre unités désignables de la biorégion du plateau néo-écossais (PNE) (l'intérieur de la baie de Fundy, l'extérieur de la baie de Fundy, les hautes terres du sud et l'est du Cap-Breton) est soumise à des menaces uniques qui ont des effets négatifs variables sur les populations de saumons atlantiques.

Les menaces d'une importance particulière pour le sGSL en eau douce sont l'obstruction du passage du poisson (routes et ponceaux), les températures élevées de l'eau en été et le faible débit des cours d'eau, les espèces envahissantes et les pratiques forestières. Dans de nombreux cours d'eau du sGSL, des obstacles au passage du poisson empêchent les poissons diadromes d'atteindre les frayères dans les cours d'eau d'amont (Breau 2012). Dans un environnement qui se réchauffe rapidement, les températures élevées de l'eau et les périodes de faible débit des cours d'eau provoquent un stress physiologique chez le saumon atlantique et même des mortalités (Breau 2013). Des espèces envahissantes comme le brochet maillé (*Esox niger*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) ont été trouvées dans certaines rivières, et l'achigan à petite bouche est établi dans les réseaux des rivières Miramichi et Margaree (Biron 2018). Bien que les pratiques forestières aient suivi les règlements provinciaux, les activités ont grandement modifié le paysage de la région, provoquant des changements dans les processus hydrologiques, la qualité de l'eau et le régime des éléments nutritifs qui peuvent entraîner des conditions de l'eau défavorables, comme l'eutrophisation, l'hypoxie et l'anoxie (Hardy *et al.* 2012).

Pour les populations de saumons atlantiques de l'intérieur de la baie de Fundy, qui sont en voie de disparition, les changements écosystémiques dans le milieu marin sont les plus

préoccupants et constituent probablement la principale menace qui restreint leur rétablissement. Toutefois, si la survie en milieu marin devait s'améliorer, les menaces en eau douce pourraient également devenir plus préoccupantes (Amiro *et al.* 2008).

De nombreuses menaces pèsent sur les populations de saumons atlantiques de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014a). Les barrages hydroélectriques, la pêche illicite et le braconnage constituent la plus grande menace dans le milieu d'eau douce. Dans le milieu marin, les changements environnementaux/écosystémiques, l'aquaculture des salmonidés, le phénomène de réduction des populations et les maladies/parasites sont considérés comme des menaces préoccupantes.

Dans les hautes terres du sud (sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, ZPS 21), l'acidification, l'altération de l'hydrologie, les espèces de poissons envahissantes, la fragmentation de l'habitat et la pêche illicite ou le braconnage sont considérés comme des menaces préoccupantes dans le milieu dulcicole (Bowlby *et al.* 2014; MPO 2013). Les espèces envahissantes comme le brochet maillé et l'achigan à petite bouche sont devenues largement répandues et abondantes dans les hautes terres du sud (MPO 2013). Dans le milieu marin, les changements écosystémiques et l'aquaculture des salmonidés sont considérés comme des menaces à risque élevé. Il existe des éléments probants indiquant que les changements climatiques sont responsables d'un décalage de tout l'écosystème le long de l'est du PNE et on pense qu'un décalage semblable est également en cours dans la partie ouest (Bowlby *et al.* 2014).

Pour l'est du Cap-Breton, la pêche illicite et le braconnage en eau douce et l'aquaculture des salmonidés, les changements écosystémiques et les maladies et les parasites dans le milieu marin ont été jugés comme des menaces préoccupantes de haut niveau. Dans l'est du Cap-Breton, on a signalé des cas de pêche illicite et de braconnage à l'aide de filets maillants et d'engins de pêche récréative (Gibson *et al.* 2014). La production aquacole dans cette région porte principalement sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), ce qui réduit le risque d'introgression génétique du saumon atlantique d'élevage dans les populations sauvages. Cependant, les fugitifs d'autres régions peuvent migrer dans la région et avoir une incidence négative en raison de la faible population. De plus, l'abondance des prédateurs est plus élevée autour des parcs marins, entraînant une augmentation des taux de prédation et du transfert de maladies et de parasites aux poissons sauvages. Les truites arc-en-ciel échappées des exploitations aquacoles peuvent également faire concurrence au saumon atlantique et se nourrir de ses stades juvéniles, exerçant un stress supplémentaire sur les populations (Bowlby *et al.* 2014). Étant donné les preuves qu'un changement de l'écosystème marin entraîne la mortalité dans l'ensemble de l'aire de répartition du saumon atlantique, il est probable que la mortalité en mer des populations de l'est du Cap-Breton augmente également (Gibson *et al.* 2014).

11.2.3 Les facteurs naturels et anthropiques influent sur la qualité de l'habitat de la zostère

Jeffrey Barrell¹, Robert Gregory², Grace Murphy³, Melisa C. Wong³

¹ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

² Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

La charge en éléments nutritifs demeure l'une des principales menaces humaines pour les herbiers de zostère (*Zostera marina*) dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, en particulier ceux situés dans le golfe du Saint-Laurent (GSL). La couverture de zostère dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) a été liée à la charge en azote (en particulier les nitrates), avec des

déclins significatifs de la zostère dans les estuaires à forte teneur en nitrates-N (van den Heuvel *et al.* 2019; Coffin *et al.* 2021). Une étude sur le terrain distincte dans le sGSL n'a pas permis d'observer une réduction de la couverture et de la biomasse de la zostère avec une charge totale en azote plus élevée, mais d'autres signes d'eutrophisation (p. ex. une augmentation de la couverture algale et de l'azote dans les tissus de la zostère) étaient présents dans les sites où les estimations de la charge en azote étaient plus élevées (McIver *et al.* 2019). Les herbiers de zostère du plateau néo-écossais (PNE) présentent généralement un risque plus faible de déclin dû à un apport excessif d'éléments nutritifs, car les estimations de la charge totale en azote modélisées pour la région sont beaucoup plus faibles que pour le golfe du Saint-Laurent (Nagel *et al.* 2018; Kelly *et al.* 2021).

L'excès d'éléments nutritifs peut provenir de nombreuses sources, comme le ruissellement terrestre, les dépôts atmosphériques, la pollution industrielle et les exploitations aquacoles de poissons à nageoires. Les estimations récentes de l'importance des éléments nutritifs dissous rejetés par les exploitations aquacoles de poissons à nageoires en Nouvelle-Écosse, ainsi que de l'incidence négative de ces intrants sur la zostère, sont nuancées. McIver et ses collaborateurs (2018) ont estimé que les apports d'azote d'une pisciculture de la baie de Port Mouton pourraient doubler la concentration de fond dans la baie et augmenter de 14 % la charge annuelle en azote d'origine humaine dans la baie. Une étude sur le terrain menée dans la même baie a révélé que la couverture de zostère diminuait considérablement aux emplacements plus proches de la pisciculture (Cullain *et al.* 2018). En revanche, Filgueira et ses collaborateurs (2021) indiquent qu'il est peu probable que l'apport excessif d'éléments nutritifs provenant de l'élevage de poissons à nageoires dans la baie de Port Mouton ait eu une incidence sur la couverture de zostère et ils ont estimé que la charge en éléments nutritifs provenant de l'élevage était inférieure au seuil qui serait toxique pour la zostère. Étant donné que ces études ont toutes été menées dans la même baie, d'autres recherches sont nécessaires pour évaluer les réactions de la zostère à l'aquaculture des poissons à nageoires dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique afin de déterminer les tendances générales. Il est intéressant de noter qu'il n'y a pas d'aquaculture des poissons marins dans le golfe du Saint-Laurent et que, dans les zones où elle est présente (p. ex. le sud de Terre-Neuve, la baie de Fundy, le plateau néo-écossais), le chevauchement potentiel est limité, car l'aquaculture est habituellement pratiquée dans des eaux trop profondes pour la croissance de la zostère.

Des études récentes ont examiné le lien entre les facteurs environnementaux liés à la charge en éléments nutritifs et à la fois la couverture de zostère et l'état trophique (si un estuaire est considéré comme oligotrophe ou eutrophe) des estuaires occupés par la zostère (Coffin *et al.* 2018; van den Heuvel *et al.* 2019; Coffin *et al.* 2021). La quantité d'oxygène dissous dans un estuaire a été désignée comme un indicateur fiable que les gestionnaires des écosystèmes peuvent utiliser dans des programmes économiques de surveillance de la charge en éléments nutritifs afin d'estimer l'état trophique et d'orienter la prise de décisions (Coffin *et al.* 2018, 2021). De plus, des seuils de la charge en azote qui fournissent des estimations de la diminution de la zostère à différentes quantités des nitrates-N ont été établis pour le GSL (Coffin *et al.* 2021). Ces seuils seront utiles en gestion des écosystèmes pour déterminer les zones à risque et veiller à maintenir la charge en azote inférieure aux quantités nécessaires en vue de réduire la perte de zostère.

Des études récentes menées dans les eaux canadiennes de l'Atlantique ont également porté sur les processus physiques qui influent sur la répartition de la zostère et la structure des herbiers. La température de l'eau, la disponibilité de la lumière, la dynamique des éléments nutritifs et le mouvement de l'eau ont tous été étroitement liés à la croissance et à la productivité de la zostère (Cullain *et al.* 2018, Namba *et al.* 2018; van den Heuvel *et al.* 2019;

Krumhansl *et al.* 2021, Vercaemer *et al.* 2021), comme pour la zostère à d'autres endroits, au Canada et à l'étranger. Les herbiers de zostère dans les eaux chaudes, peu profondes et protégées qui sont soumises à des épisodes de réchauffement solaire ont généralement une productivité et une résilience inférieures à celles des herbiers présents dans les eaux plus profondes et plus froides qui sont bien renouvelées (Krumhansl *et al.* 2021). Les températures qui demeurent au-dessus de 23 °C sont particulièrement problématiques pour la zostère, car la respiration commence à dépasser la photosynthèse, ce qui nuit à la croissance de la zostère, à sa survie et à son bilan carbone global. Ces températures sont courantes dans les herbiers de zostère peu profonds et où le renouvellement de l'eau est mauvais de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et du sud du golfe du Saint-Laurent (van den Heuvel *et al.* 2019; Krumhansl *et al.* 2020; Coffin *et al.* 2021, Wong et Dowd 2021b). De plus, les herbiers de zostère des eaux canadiennes de l'Atlantique connaissent un large éventail de conditions de lumière sous-marine liées à la profondeur de l'eau, à la glace de mer hivernale et à la turbidité de l'eau causée par les épisodes de vent, la remise en suspension des sédiments, le ruissellement ou les proliférations de plancton (Namba *et al.* 2018; Murphy *et al.* 2021; Krumhansl *et al.* 2020, Wong et Dowd 2021b). Les plants de zostère réagissent généralement à la lumière réduite en modifiant leur croissance, leur physiologie et leur morphologie afin d'améliorer la photosynthèse et de réduire la charge respiratoire (Wong *et al.* 2021).

11.2.4 Réduction de la mortalité potentielle des requins due aux pêches dans les eaux canadiennes de l'Atlantique

Heather Bowlby

Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Par rapport aux poissons osseux, les requins ont une longue durée de vie, arrivent à maturité à un âge plus avancé et ont relativement peu de petits. Ces caractéristiques les rendent vulnérables à la pression de la pêche et les populations sont relativement lentes à augmenter une fois leur effectif réduit (MPO 2017). Des mesures de gestion récentes ont limité le risque de mortalité des requins dans les pêches canadiennes, notamment des règlements qui interdisent l'ablation des nageoires (retrait des nageoires et rejet de la carcasse du requin; Campana *et al.* 2004) et le commerce des ailerons en vertu de la *Loi sur les pêches* modernisée [projet de loi C-68], des restrictions supplémentaires sur les engins de pêche et des changements aux exigences de déclaration pour les espèces inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (grand requin blanc, *Carcharodon carcharias*), ainsi que des restrictions des débarquements pour les prises accessoires de requins puisque la majorité des prises peuvent être relâchées vivantes (Bowlby *et al.* 2021). Cependant, il est encore très important de comprendre les prises accessoires, surtout compte tenu de la diversité des pêches qui interceptent les requins.

La pêche commerciale de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) était limitée avant 1955, mais elle a augmenté avec l'expansion de la pêche dirigée dans les années 1960 (Campana *et al.* 2007). Les flottilles étrangères pêchant dans les eaux canadiennes ont débarqué d'importantes quantités d'aiguillat dans les années 1970, culminant juste en dessous de 10 000 tonnes en 1974. Depuis 1977, les débarquements commerciaux des États-Unis représentent la majeure partie des prises déclarées dans l'Atlantique Nord. Entre 1998 et 2008, les débarquements des flottilles canadiennes ont augmenté d'un ordre de grandeur, atteignant un sommet de 3 578 tonnes en 2001 pour une moyenne de 2 300 tonnes. La plupart des poissons ont été capturés dans le cadre de la pêche dirigée de l'aiguillat commun à la palangre, avec des quantités moindres provenant de la pêche au filet maillant et au chalut à panneaux. La pêche dirigée de l'aiguillat commun est inactive depuis 2012 et les débarquements de toutes les

pêches canadiennes ont été très faibles (moins de 100 tonnes; MPO 2020b; Fowler et Bowlby 2022).

Les maraîches (*Lamna nasus*) étaient abondamment récoltées dans les eaux côtières de l'Atlantique par des flottilles internationales dans les années 1960. La participation canadienne à la pêche a commencé en 1994, avec des quotas établis en 1998. En 2016, une condition de permis a été ajoutée pour la flottille de palangriers pélagiques, exigeant que toutes les maraîches vivantes soient relâchées de la manière qui blesse le moins le requin. Les débarquements de maraîche sont demeurés bien en deçà du quota de 185 tonnes après la fermeture de la pêche en 2013 (Campana *et al.* 2015). Les débarquements sont tombés à moins de 1 000 tonnes en 1970, lorsque la pêche s'est effondrée (Campana *et al.* 2015) après une forte hausse de 1 900 tonnes en 1961 à plus de 9 000 tonnes en 1964.

En 1995, un quota non restrictif de 250 tonnes par année a été mis en œuvre pour le requin-taube bleu (*Isurus oxyrinchus*); ce quota a été réduit à 100 tonnes en raison de préoccupations de conservation (Campana *et al.* 2006; Showell *et al.* 2017). Seuls les navires du Canada, du Japon et des îles Féroé sont connus pour avoir capturé des quantités importantes de requin-taube bleu dans les eaux canadiennes, bien que la contribution des navires étrangers aux prises soit négligeable depuis 1999 (Campana *et al.* 2004). Depuis 2020, tous les débarquements de requin-taube bleu par de grandes flottilles pélagiques ont été interdits et toutes les prises accessoires doivent être rejetées en mer (Bowlby *et al.* 2020). En 2021, cette interdiction a été étendue à toutes les pêches du poisson de fond et aux engins fixes menées dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

11.2.5 Dynamique du varech dans un état écosystémique modifié

John O'Brien, Kira Krumhansl

Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

On prévoit que la hausse de la température de l'eau aura une incidence sur la répartition, la structure, la productivité et la résilience des peuplements de varech dans le monde entier (Harley *et al.* 2012). Le réchauffement de la température de l'eau de mer influence directement les algues en causant des dommages cellulaires qui diminuent la résistance des lames (Simonson *et al.* 2015) et réduisent la croissance et la survie (Simonson *et al.* 2015, Wilson *et al.* 2015). La hausse de la température a aussi des répercussions indirectes sur le varech en facilitant un établissement plus élevé (Saunders et Metaxas 2007, 2008) et la croissance d'un bryozoaire envahissant (*Membranipora membranacea*) sur les lames (Saunders et Metaxas 2009a). Ceci entraîne une couverture plus étendue et des éclosions plus importantes (Saunders et Metaxas 2008; Scheibling et Gagnon 2009) par le bryozoaire qui réduit la résistance des lames et accroît leur rupture pendant les tempêtes (Krumhansl *et al.* 2011). La défoliation du varech causée par *M. membranacea* et le réchauffement facilitent également la colonisation par les concurrents du varech, y compris les algues courtes (O'Brien et Scheibling 2018a) et les algues envahissantes comme le *Codium fragile fragile* et l'algue dentée, *Fucus serratus* (Scheibling et Gagnon 2006; Filbee-Dexter *et al.* 2016). Une fois ces concurrents établis, il est très difficile d'inverser les changements dans la structure de l'écosystème.

À la suite d'une défoliation à grande échelle des peuplements de varech, divers mécanismes de rétroaction mènent à un faible rétablissement du varech et favorisent la persistance de l'état écosystémique dégradé (O'Brien 2018). Dans les habitats dégradés, la faible densité des adultes reproducteurs limite les spores de varech disponibles (O'Brien et Scheibling 2016) et les vastes tapis de petites algues courtes piègent de grandes quantités de sédiments inorganiques (Filbee-Dexter *et al.* 2016) et inhibent les premiers stades du cycle de vie du varech (O'Brien et

Scheibling 2018a). Les prairies denses de *C. fragile* peuvent aussi prévenir la recolonisation par le varech (Scheibling et Gagnon 2006). De ce fait, les niveaux chroniquement bas de recrutement des jeunes sporophytes de varech pourraient persister (O'Brien et Scheibling 2018b). La prolifération des petites algues courtes a entraîné un changement global spectaculaire de l'architecture de l'habitat de l'écosystème du varech, défini par une réduction de la hauteur, de la biomasse et de l'étendue de l'espace de l'habitat du couvert d'algues (Pessarodona *et al.* 2021). Compte tenu de la disponibilité limitée du substrat rocheux dur dans les habitats dominés par les petites algues courtes, les spores de varech qui se déposent et s'établissent jusqu'à une taille macroscopique sont souvent directement fixées à ces algues qui tapissent le fond marin (Burek *et al.* 2018). Les varechs ainsi fixés risquent davantage d'être délogés pendant les tempêtes automnales et hivernales, car ils atteignent une plus grande taille en raison de la faible résistance de leur fixation (Burek *et al.* 2018). Les jeunes varechs dans les habitats dominés par ce tapis connaissent également une mortalité et une perte de tissus élevées en raison des effets de l'incrustation par *M. membranacea* et du broutage par l'abondant escargot, *Lacuna vincta* (O'Brien et Scheibling 2018a). À l'instar de *M. membranacea*, les perforations causées par le broutage de *L. vincta* affaiblissent les tissus du varech et augmentent le taux de rupture et d'érosion des lames (Krumhansl et Scheibling 2011a, b; Krumhansl *et al.* 2011). À mesure que le varech devient plus clairsemé, les escargots peuvent brouter plus intensément leur source de nourriture de prédilection (O'Brien *et al.* 2015). De plus, le broutage préférentiel des tissus reproducteurs infligé par *L. vincta* pourrait exacerber les contraintes de disponibilité des spores de varech (O'Brien et Scheibling 2016).

Les modèles prédisent généralement la contraction de la limite sud de l'aire de répartition et certaines expansions du varech vers le nord de la région nord-ouest de l'Atlantique (Assis *et al.* 2018; Khan *et al.* 2018; Wilson *et al.* 2019), avec des contractions globales de l'aire de répartition prévues pour les deux espèces dominantes de varech dans un scénario de maintien du statu quo (34 % pour *Laminaria digitata* et 21 % pour *Saccharina latissima*, Wilson *et al.* 2019). Les limites sud de l'aire de répartition de *L. digitata* et de *S. latissima* devraient se déplacer vers le nord dans le golfe du Maine, dans la baie de Fundy (Wilson *et al.* 2019) ou remonter aussi loin que Terre-Neuve au nord (Assis *et al.* 2018). Les modèles prédisent que la qualité de l'habitat du varech devrait minimalement diminuer sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Saint-Laurent (Assis *et al.* 2018; Khan *et al.* 2018; Wilson *et al.* 2019). Dans un scénario optimiste d'atténuation des changements climatiques, les pertes de varech devraient être considérablement réduites (Assis *et al.* 2018; Wilson *et al.* 2019).

Les hausses prévues de la température de l'océan devraient également accroître la croissance de la population de *M. membranacea*, qui influe négativement sur l'abondance du varech (Denley *et al.* 2019). Les espèces de varech prédominantes dans la région ont une sensibilité différente à la défoliation résultant des effets de *M. membranacea* (Saunders et Metaxas 2009b) et à la dégradation et à la perte de tissus induites par le réchauffement (Simonson *et al.* 2015). Si de telles réactions propres à l'espèce entraînent des changements dans la composition relative des communautés de varech, cela pourrait améliorer le potentiel de reproduction et l'importance des éclosions de bryozoaires du fait de la fécondité plus élevée chez les espèces plus résistantes (Denley et Metaxas 2017; Denley *et al.* 2019). Le réchauffement prévu et les hausses connexes de l'abondance de *M. membranacea* et de l'activité de broutage, ainsi que les augmentations importantes de la hauteur des vagues, devraient réduire la biomasse du varech, avec des répercussions à long terme sur la production détritique et l'exportation des écosystèmes de varech dans la région (Krumhansl *et al.* 2014).

11.3 Habitat

L'habitat contient l'ensemble des ressources et des facteurs physiques et biologiques présents dans une zone et nécessaires à la survie et à la reproduction d'une espèce. Des battures sédimentaires intertidales aux zones pélagiques en haute mer en passant par les canyons rocheux des grands fonds, les eaux canadiennes de l'Atlantique comprennent divers habitats côtiers et extracôtiers. Certaines espèces sont elles-mêmes des habitats biogènes (varech, zostère, éponges, coraux), offrant un abri, de la nourriture et un refuge à d'autres espèces. Les recherches qui déterminent et délimitent les habitats clés peuvent favoriser la biodiversité marine, contribuer aux efforts de conservation et de rétablissement des espèces inscrites en vertu de la LEP et mener à la création de zones d'importance écologique ou biologique (ZIEB).

En général, l'information permettant d'évaluer l'état et les tendances des habitats à de vastes échelles spatiales dans l'ensemble des eaux canadiennes de l'Atlantique est limitée. Cette section met en lumière les recherches sur l'importance et la détermination des habitats infratidaux et extracôtiers pour les espèces des eaux canadiennes de l'Atlantique.

- Les forêts de varech et les herbiers de zostère fournissent de nombreuses fonctions et services écosystémiques et sont d'importants habitats biogènes dans le cycle de vie des poissons et des crustacés d'importance commerciale.
- Des couloirs de transit importants et des aires d'alimentation et de socialisation pour les rorquals bleus en voie de disparition ont été localisés dans le golfe du Saint-Laurent et à la lisière du plateau continental.
- Afin de réduire le risque de collision avec des navires dans l'estuaire du Saint-Laurent pour les rorquals communs, les rorquals à bosse, les petits rorquals et les rorquals bleus, la mise en œuvre de mesures de gestion supplémentaires devrait tenir compte des zones à l'intérieur et autour du chenal Laurentien dans l'estuaire du Saint-Laurent.

11.3.1 Le varech et la zostère, des pourvoyeurs d'habitats biogènes

Jeffrey Barrell¹, Robert Gregory², Kira A. Krumhansl³, Grace Murphy³, John O'Brien³, Melisa C. Wong³

¹ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

² Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Les forêts de varech et les herbiers de zostère fournissent de nombreuses fonctions et services écosystémiques, agissant à titre d'ingénieurs des écosystèmes clés dans les régions côtières. En ce qui concerne les peuplements de varech, les services les plus précieux sont le soutien des pêches commerciales, le piégeage du carbone et l'élimination des éléments nutritifs, qui ont récemment été évalués à 165 200 dollars par hectare par année dans l'Atlantique Nord (Eger *et al.* 2023). Les habitats de zostère filtrent l'eau, stabilisent les sédiments et servent de zone tampon riveraine (MPO 2009). Ils jouent également un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs, ainsi que dans la production et l'exportation de détritiques (Heck *et al.* 2008). Il a été démontré que la perturbation de la zostère a des conséquences écologiques beaucoup plus importantes que la perte des autres espèces formant un habitat dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, car il n'est pas facile de remplacer les services écosystémiques fournis par sa structure biogène dans les sédiments meubles. C'est pourquoi le MPO (2009) a désigné la zostère comme une espèce d'importance écologique dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Les habitats de varech et de zostère sont tous deux très productifs. Les peuplements de varech ont des taux élevés de productivité primaire et secondaire à l'échelle locale et dans les habitats adjacents grâce aux habitats qu'ils fournissent et à l'exportation de carbone (Krumhansl et Scheibling 2012); les herbiers de zostère fournissent une production secondaire élevée d'invertébrés macrobenthiques endofauniques et épifauniques, ainsi que d'épiphytes (Wong 2018). La production secondaire et la diversité des invertébrés benthiques (endofaune et épifaune d'au moins 500 µm) sont généralement plus élevées dans les herbiers de zostère que dans les sédiments nus adjacents (Wong 2018; Wong et Dowd 2021a).

Les herbiers de zostères abritent aussi généralement de fortes densités et une grande diversité de poissons et d'invertébrés comparativement aux habitats non végétalisés situés à proximité (Joseph *et al.* 2013; Cote *et al.* 2013; Wong et Dowd 2015; Wong *et al.* 2016). La comparaison entre les herbiers de zostère et de macroalgues (*Ulva* spp.) montre que la diversité des invertébrés était plus élevée dans les herbiers de zostère, qui offrent des conditions environnementales plus stables (Coffin *et al.* 2018). La zostère joue également un rôle d'aire de croissance pour d'importantes espèces visées par des pêches commerciales et récréatives, comme la morue franche juvénile (*Gadus morhua*), la morue du Groenland (*Gadus macrocephalus*), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*), des espèces fourragères comme la tanche-tautogue (*Tautogolabrus adspersus*) et des invertébrés comme le crabe commun (*Cancer irroratus*) (Laurel *et al.* 2003; Wong et Dowd 2015; Lunzmann-Cooke *et al.* 2021). La complexité structurelle des herbiers de zostère offre des refuges contre la prédation (Gorman *et al.* 2009) et des sources d'aliments plus riches. Les peuplements de varech sont également importants pour les poissons et les crustacés pêchés commercialement, qui les utilisent pendant leurs stades juvéniles ou tout au long de leur vie. Ces espèces comprennent la morue franche, le poulamon (*Microgadus tomcod*), la merluche blanche, le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), le crabe commun et le crabe nordique (*Cancer borealis*).

Enfin, plusieurs entreprises récoltent le varech et d'autres algues à l'état sauvage ou les cultivent en aquaculture dans les eaux canadiennes de l'Atlantique pour les utiliser dans des produits à base d'algues marines destinés à la consommation humaine, à l'alimentation animale et à l'agriculture. La plupart des animaux ne mangent pas la zostère vivante dans les eaux

canadiennes de l'Atlantique; cependant, la Bernache du Canada (*Branta canadensis*) et d'autres bernaches broutent sur des quantités importantes de zostère, leurs nombres étant corrélés avec la disponibilité de la zostère (Seymour *et al.* 2002).

11.3.2 Détermination d'habitats importants pour le rorqual bleu de l'Atlantique, une espèce en voie de disparition

Shelley L.C. Lang¹, Veronique Lesage², Charmain D. Hamilton¹, Garry B. Stenson¹, Mike O. Hammill², Xavier Bordeleau², Cornelia E. den Heyer³, Laura J. Feyrer³, Jack W. Lawson¹, Hilary B. Moors-Murphy³, Stephanie Ratelle⁴, Angelia S.M. Vanderlaan³

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

La population de rorquals bleus de l'Atlantique (*Balaenoptera musculus*) est inscrite comme espèce en voie de disparition par COSEPAC et sous la *Loi sur les espèces en péril* et son abondance est estimée à quelques centaines d'individus (Sears et Calambokidis 2002). Jusqu'à récemment, on connaissait mal l'aire de répartition ou l'habitat essentiel de l'espèce dans les eaux canadiennes, et leur détermination avait été définie comme un objectif important dans le programme de rétablissement (Beauchamp *et al.* 2009). La principale activité des rorquals bleus dans les eaux canadiennes est l'alimentation, leurs proies principales étant le krill arctique (*Thysanoessa* spp.) et le krill nordique (*Meganyctiphanes norvegica*) (Gavrilchuk *et al.* 2014). On a repéré des habitats importants dans les eaux canadiennes de l'Atlantique en combinant les aires de répartition antérieures et actuelles du rorqual bleu avec des zones de concentration du krill observées ou estimées (Lesage *et al.* 2018).

Les résultats ont permis de déterminer quatre zones importantes de quête de nourriture ou de socialisation qui semblent être exploitées presque toute l'année (figure 11.3-1). Les données de marquage par satellite ont également permis de localiser d'importants corridors de transit avec une forte connectivité entre les zones où l'activité est concentrée (figure 11.3-1; Lesage *et al.* 2017). Les analyses des enregistrements des instruments de surveillance acoustique passive déployés dans les eaux canadiennes de l'Atlantique devraient fournir des renseignements supplémentaires sur la présence du rorqual bleu dans les régions où les efforts de recherche étaient limités auparavant, mais où d'importantes concentrations de krill ont été localisées (Lesage *et al.* 2018). L'importance relative des eaux profondes au large du plateau continental et l'emplacement et les limites des aires d'hivernage demeurent incertains.

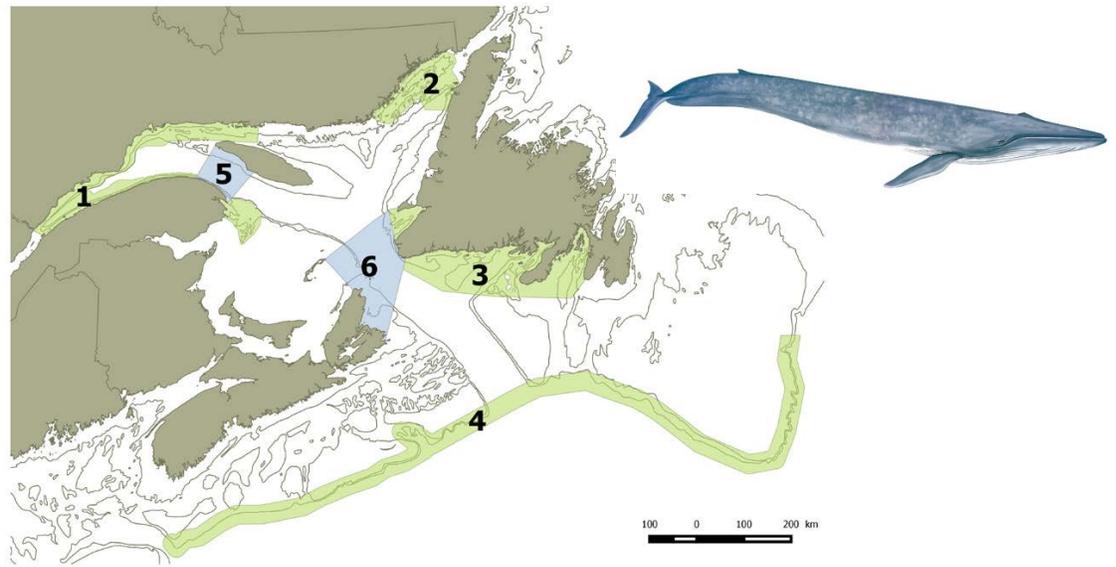


Figure 11.3-1. Zones dans les eaux canadiennes de l'Atlantique déterminées comme importantes pour le rorqual bleu. Aires de quête de nourriture ou de socialisation (en vert) : 1) estuaire maritime du Saint-Laurent/nord-ouest du golfe du Saint-Laurent, 2) cuvette de Mécatina/tête du chenal Esquiman, 3) sud et sud-ouest de Terre-Neuve, 4) bordure du plateau continental. Aires de transit (en bleu) : 5) détroit d'Honguedo, 6) détroit de Cabot. Adapté de Lesage *et al.* (2018).

11.3.3 Détermination des zones importantes pour les mysticètes dans l'estuaire du Saint-Laurent

Shelley L.C. Lang¹, Veronique Lesage², Charmain D. Hamilton¹, Garry B. Stenson¹, Mike O. Hammill², Xavier Bordeleau², Cornelia E. den Heyer³, Laura J. Feyrer³, Jack W. Lawson¹, Hilary B. Moors-Murphy³, Stephanie Ratelle⁴, Angelia S.M. Vanderlaan³

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

L'estuaire du Saint-Laurent (ESL) est à la fois un habitat important pour les mammifères marins et une voie maritime majeure. Des milliers de navires commerciaux traversent l'estuaire chaque année, ainsi que des traversiers, des bateaux de plaisance et des navires d'observation des baleines (Chion *et al.* 2009). Ce chevauchement des activités des navires et des baleines crée un risque accru de collisions avec des navires pour les mammifères marins; ces collisions sont une cause importante de mortalité et de blessures pour de nombreuses espèces de baleines (Jensen et Silber 2003). Afin de réduire le risque de collision dans l'ESL, des mesures de protection volontaires provisoires (y compris des zones de ralentissement, d'évitement et de prudence) ont été mises en œuvre dans le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent et ses environs en 2013 afin de compléter les règlements existants du parc (Chion *et al.* 2018). Pour déterminer la pertinence de ces mesures de protection et guider les futurs efforts de planification spatiale marine, on a utilisé les données tirées de plus de 25 ans de relevés systématiques, d'activités d'observation des baleines et de programmes de science citoyenne pour définir les zones importantes dans l'estuaire du Saint-Laurent pour les rorquals communs, les rorquals à bosse, les petits rorquals et les rorquals bleus (Martins *et al.* 2022; Mosnier *et al.* 2022). Ces analyses ont indiqué que la tête du chenal Laurentien et ses talus nord et sud

étaient des zones importantes pour les rorquals communs, les rorquals à bosse et les petits rorquals et que le chenal Laurentien, entre Les Escoumins et Forestville, était une zone importante pour les rorquals bleus (figures 11.3-2 et 11.3-3). Les résultats serviront à définir les futures aires protégées et à élaborer des règlements supplémentaires visant à éviter le risque et la gravité des collisions avec des navires dans l'estuaire du Saint-Laurent.

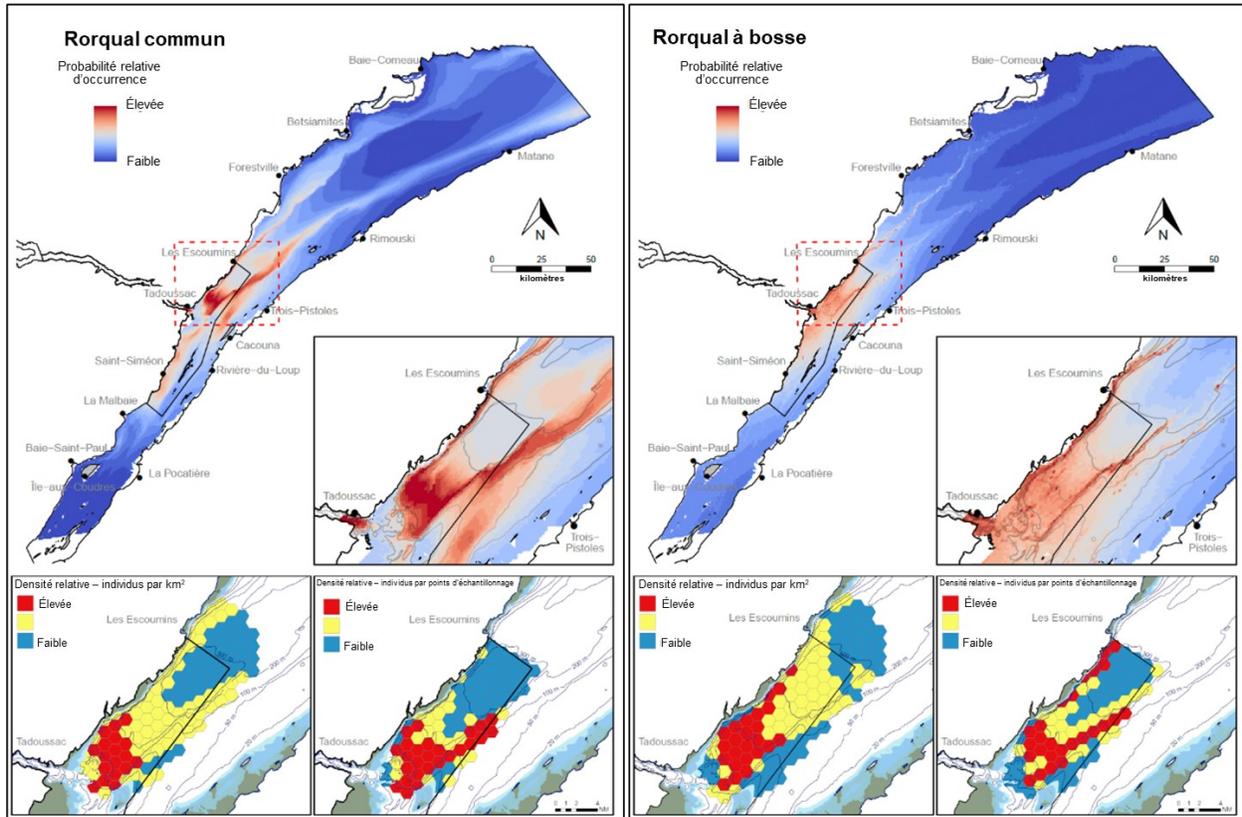


Figure 11.3-2. Les graphiques du haut pour le rorqual commun (à gauche) et le rorqual à bosse (à droite) montrent la probabilité relative d'occurrence dans l'estuaire du Saint-Laurent à partir d'un modèle spatial intégrant des renseignements provenant des relevés effectués par un navire du MPO et des relevés aériens (1995 à 2017). Les graphiques du bas illustrent la densité relative prévue à partir d'un modèle spatial intégrant l'information provenant des relevés systématiques effectués par un bateau de Parcs Canada (2006 à 2011) (à gauche) et du programme de surveillance des activités d'observation des baleines (1994 à 2018) (à droite). Les limites du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent sont indiquées par la ligne noire épaisse. Adapté de MPO (2022b).

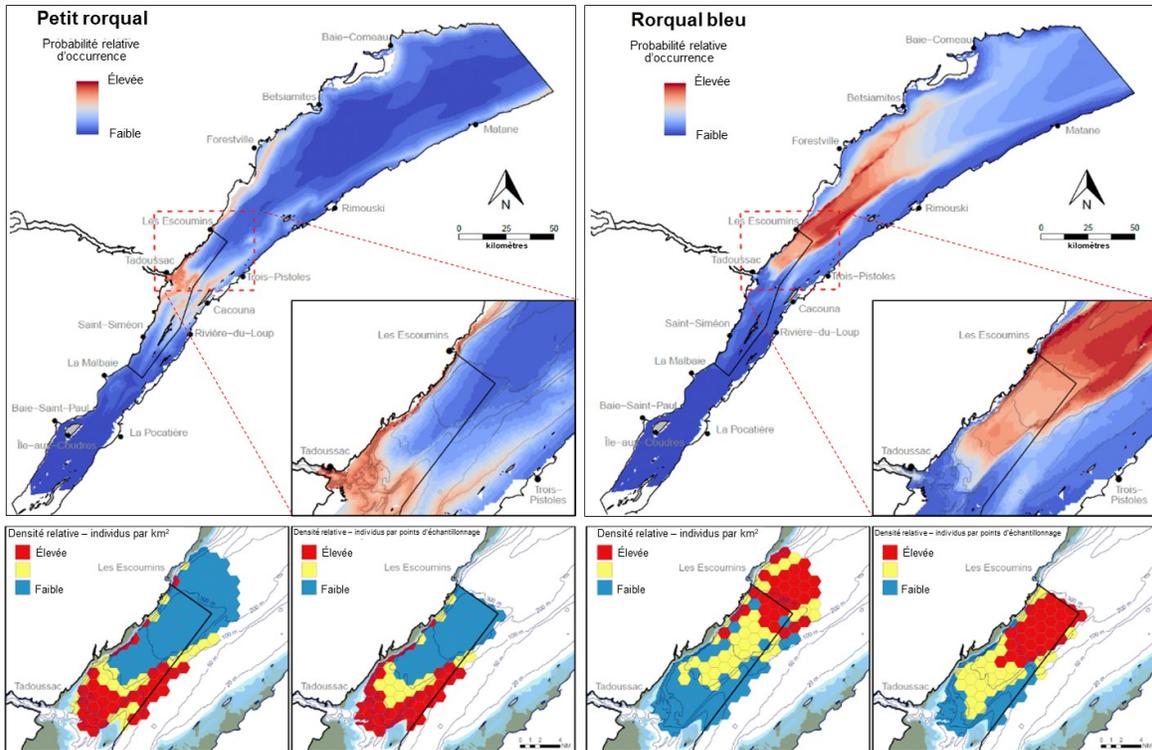


Figure 11.3-3. Les graphiques du haut pour le petit rorqual (à gauche) et le rorqual bleu (à droite) montrent la probabilité relative d'occurrence dans l'estuaire du Saint-Laurent à partir d'un modèle spatial intégrant des renseignements provenant des relevés effectués par un navire du MPO et des relevés aériens (1995 à 2017). Les graphiques du bas illustrent la densité relative prévue à partir d'un modèle spatial intégrant l'information provenant des relevés systématiques effectués par un bateau de Parcs Canada (2006 à 2011) (à gauche) et du programme de surveillance des activités d'observation des baleines (1994 à 2018) (à droite). Les limites du parc marin du Saguenay–Saint-Laurent sont indiquées par la ligne noire épaisse. Adapté de MPO (2022b).

11.4 Interactions entre prédateurs et proies

Les relations entre prédateurs et proies jouent un rôle important dans la structuration des écosystèmes. Les prédateurs influent directement sur la dynamique de leurs proies en réduisant le nombre d'individus, ou indirectement en influençant les comportements d'atténuation des risques qui modifient la façon dont les proies interagissent avec leur environnement. La dynamique entre les prédateurs et les proies se répercute donc en cascade dans les communautés, touchant la productivité, la biodiversité, le cycle des éléments nutritifs, le stockage du carbone et d'autres processus écosystémiques.

Des éléments probants de plus en plus nombreux donnent à penser que les influences climatiques et anthropiques sur les écosystèmes marins peuvent modifier la dynamique des populations de proies, les aires de répartition des espèces et le chevauchement entre prédateurs et proies. La présente section met en lumière deux situations relevées dans les eaux canadiennes de l'Atlantique où les interactions entre prédateurs et proies ont changé au cours des dernières années.

- La variabilité interannuelle et décennale de la composition de la communauté zooplanctonique et de *Calanus* spp. en particulier a modifié la répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord, planctonophage, dans les eaux canadiennes de l'Atlantique.

Ainsi, la baleine noire de l'Atlantique Nord est passée de ses aires d'alimentation habituelles sur le plateau néo-écossais vers le golfe du Saint-Laurent, où elle est exposée à un risque accru de blessures ou de décès résultant des empêtements dans des engins de pêche ou des collisions avec des navires.

- Le déclin de l'abondance et les décalages de l'aire de répartition des poissons fourrages, comme le maquereau et le hareng de l'Atlantique, ont été associés à de mauvaises conditions de reproduction, à un faible succès de la reproduction et à une réduction de la survie des adultes chez leurs oiseaux de mer prédateurs.

11.4.1 Changements dans l'aire de répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord et de ses proies dans l'ouest de l'Atlantique Nord

Kevin A. Sorochan¹, Garry B. Stenson², Véronique Lesage³, Catherine L. Johnson¹, Shelley L.C. Lang², Stéphane Plourde³

¹ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

² Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

³ Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

La baleine noire de l'Atlantique Nord (figure 11.2-8) vient dans les eaux canadiennes de l'Atlantique pour se nourrir, allaiter ses petits, s'accoupler et socialiser. Des blessures graves et des décès causés par des collisions avec des navires et l'empêchement dans des cordages d'engins de pêche ont nui au rétablissement de cette espèce en voie de disparition et ont menacé sa population restante (Knowlton et Kraus 2001; van der Hoop *et al.* 2017; Moore *et al.* 2021; Knowlton *et al.* 2022). Il est urgent de déterminer les processus qui influent sur la répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans l'ensemble de son aire de répartition connue, qui englobe les eaux au large du sud-est des États-Unis jusqu'aux eaux canadiennes de l'Atlantique. Cette information aidera à définir les zones prioritaires pour la mise en œuvre de mesures de gestion visant à réduire les risques anthropiques liés à la pêche et aux activités des navires.



Figure 11.4-1. Baleine noire de l'Atlantique Nord (à gauche) et stade avancé du copépode *Calanus hyperboreus* avec un prosome de 4,8 mm (à droite). Crédit photo : M. Andrew J. Wright, Ph.D., région des Maritimes du MPO, photo prise en vertu de tous les permis pertinents (à gauche), et région du Québec du MPO (à droite).

La répartition de ses proies est une source importante de variation de l'aire de répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord au large du nord-est des États-Unis et des eaux canadiennes de l'Atlantique (Pendleton *et al.* 2009; Plourde *et al.* 2019; Record *et al.* 2019). La baleine noire de l'Atlantique Nord se nourrit de zooplancton et les copépodes du genre *Calanus* sont une

source alimentaire importante (Pershing et Stamieszkin 2020; figure 11.4-1). L'espèce subarctique *Calanus finmarchicus* est abondante dans le golfe du Maine et au nord de celui-ci, tandis que les espèces arctiques *Calanus hyperboreus* et *Calanus glacialis* sont surtout abondantes au nord du plateau néo-écossais (PNE) (Conover 1988; Sorochan *et al.* 2019). Plusieurs études ont indiqué que la baleine noire de l'Atlantique Nord se nourrit des stades tardifs de *C. finmarchicus* dans le golfe du Maine et l'ouest du PNE (Mayo et Marx 1990; Beardsley *et al.* 1996; Baumgartner *et al.* 2003; Davies *et al.* 2013). Les stades tardifs de *C. hyperboreus* sont probablement une proie importante de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent (GSL) en raison de leur abondance et de leur teneur énergétique relativement élevée (Lehoux *et al.* 2020). La baleine noire de l'Atlantique Nord a besoin de densités élevées de proies, qui se trouvent dans des agrégations localisées, pour que la quête de nourriture soit profitable (Kenney *et al.* 1986; Baumgartner et Mate 2003; Gavrilchuk *et al.* 2021). La dynamique des agrégations de proies, qui sont déterminées par l'interaction de processus biologiques et physiques (p. ex. Sorochan *et al.* 2021), influencent probablement la répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord.

La répartition des détections de baleines noires de l'Atlantique Nord a considérablement changé dans l'ouest de l'Atlantique Nord dans les années 2010 (Davis *et al.* 2017; Davies *et al.* 2019; Record *et al.* 2019; Meyer-Gutbrod *et al.* 2022; figure 11.4-2). À la fin des années 2010, les détections acoustiques ont augmenté dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) (Simard *et al.* 2019) et l'identification photographique des individus à partir des relevés aériens a indiqué que le GSL était un habitat important pour environ 40 % de la population (Crowe *et al.* 2021). Le changement de répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord a été associé à une augmentation du nombre de mortalités d'origine anthropique (Davies et Brillant 2019), avec plusieurs décès en 2017 et 2019 dans le GSL (Daoust *et al.* 2018; Bourque *et al.* 2020). L'écologie de la quête de nourriture de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le GSL n'a pas été étudiée aussi intensivement que dans d'autres zones d'alimentation connues du golfe du Maine et de l'ouest du PNE. Selon de premières études sur la répartition spatiale de *Calanus* spp. et la bioénergétique de la baleine noire de l'Atlantique Nord, le sGSL est probablement un habitat propice pour la quête de nourriture (Plourde *et al.* 2019; Gavrilchuk *et al.* 2021), mais il pourrait être insuffisant pour soutenir les femelles allaitantes et gravides certaines années (Gavrilchuk *et al.* 2021; figure 11.4-3). La présence d'habitats de quête de nourriture pouvant convenir dans le sGSL est confirmée par le nombre élevé d'observations dans cette sous-région lors des récents relevés systématiques (MPO 2019d, 2020a). Gavrilchuk et ses collaborateurs (2021) ont signalé une variation annuelle importante de la couverture de l'habitat de quête de nourriture potentiellement convenable pour la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le sGSL. Ces variations sont influencées par le niveau de la population régionale en amont du sGSL et le transport de *Calanus* spp. (Brennan *et al.* 2019, 2021). À l'échelle de l'ouest de l'Atlantique Nord, le changement de la répartition de l'espèce a été lié à un changement des conditions environnementales (Record *et al.* 2019; Sorochan *et al.* 2019; Meyer-Gutbrod *et al.* 2021). Comparativement aux années 2000, les eaux des plateaux de l'ouest de l'Atlantique Nord dans les années 2010 étaient généralement caractérisées par des températures océaniques plus élevées, une plus faible abondance de *C. finmarchicus*, une plus grande abondance des espèces de zooplancton autres que des copépodes et une plus faible biomasse de zooplancton (p. ex. MPO 2021e). Plusieurs études ont établi un lien entre les variations climatiques dans l'océanographie de l'ouest de l'Atlantique Nord, y compris la prédominance changeante de l'eau fraîche et douce du talus du Labrador (associée au courant du Labrador) et de l'eau chaude et salée du talus chaud (associée au Gulf Stream), et la variation interannuelle et décennale des niveaux de population de *C. finmarchicus* dans le golfe du Maine (Licandro *et al.* 2001; Greene *et al.* 2003; MERCINA 2004, 2012; Meyer-Gutbrod *et al.* 2021). Les changements d'échelle annuels et décennaux de l'abondance des proies peuvent

influencer la reproduction de la baleine noire de l'Atlantique Nord (Meyer-Gutbrod et Greene 2014; Meyer-Gutbrod *et al.* 2021) et, pendant les périodes de faible reproduction, la mortalité d'origine anthropique peut entraîner une baisse importante des effectifs globaux (Meyer-Gutbrod et Greene 2018).

Il a été démontré que la variation interannuelle de l'abondance de *C. finmarchicus* dans le golfe du Maine et sur le plateau néo-écossais était négativement corrélée avec la température de l'océan (Licandro *et al.* 2001; Record *et al.* 2019; Sorochan *et al.* 2019). Les températures océaniques relativement élevées observées dans l'ouest de l'Atlantique Nord dans les années 2010 sont le résultat d'un réchauffement rapide depuis environ 2005 (Brickman *et al.* 2018; Seidov *et al.* 2021). Le réchauffement récent a été attribué aux changements de positionnement et des méandres du Gulf Stream (Chen *et al.* 2020; Meyer-Gutbrod *et al.* 2021; Gonçalves Neto *et al.* 2021) et à une augmentation de la prévalence des anomalies chaudes de la subsurface qui semblent s'être propagées vers l'ouest à partir de la queue des bancs de Terre-Neuve (Brickman *et al.* 2018). La variation interdécennale de la température peut être attribuée à la variabilité naturelle et au réchauffement d'origine anthropique de la planète. Le réchauffement des océans et le déplacement vers le nord de la position du Gulf Stream observés à la fin des années 2000 et dans les années 2010 (Seidov *et al.* 2021) sont conformes à l'hypothèse selon laquelle l'affaiblissement de la circulation méridienne de retournement de l'Atlantique (AMOC), associé à l'augmentation du CO₂ atmosphérique mondial, a contribué à l'accroissement du réchauffement dans l'ouest de l'Atlantique Nord (Saba *et al.* 2016). Bien que les mécanismes exacts responsables de la variation de l'environnement physique et du niveau de population de *C. finmarchicus* ne soient pas encore bien compris, les changements des conditions environnementales, y compris le réchauffement de la température des océans, pourraient avoir une incidence sur la répartition et l'abondance du zooplancton ainsi que sur l'habitat convenable pour la baleine noire de l'Atlantique Nord dans les prochaines décennies (Grieve *et al.* 2017; Ross *et al.* 2021). Si la répartition des proies continue de se déplacer vers le nord dans l'Atlantique Nord (p. ex. Reygondeau et Beaugrand 2011; Chust *et al.* 2014), la répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord pourrait également continuer à changer. On pourrait ainsi avoir davantage de détections à des latitudes plus élevées, y compris sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Bien que des baleines noires de l'Atlantique Nord n'aient été signalées qu'occasionnellement dans les eaux au large de Terre-Neuve (p. ex. Lien *et al.* 1989), plusieurs détections ont eu lieu au large de Terre-Neuve à l'été et à l'automne 2021 (J. Lawson, comm. pers.).

La variabilité interannuelle et décennale de la circulation, de l'hydrographie et de la composition de la communauté zooplanctonique peut avoir des conséquences importantes sur les planctonophages, y compris la baleine noire de l'Atlantique Nord. Le MPO mène une surveillance océanique soutenue de ces variables environnementales et de la présence de baleines noires de l'Atlantique Nord qui est essentielle pour évaluer et atténuer les changements environnementaux futurs pour ces baleines et d'autres espèces de niveau trophique supérieur.

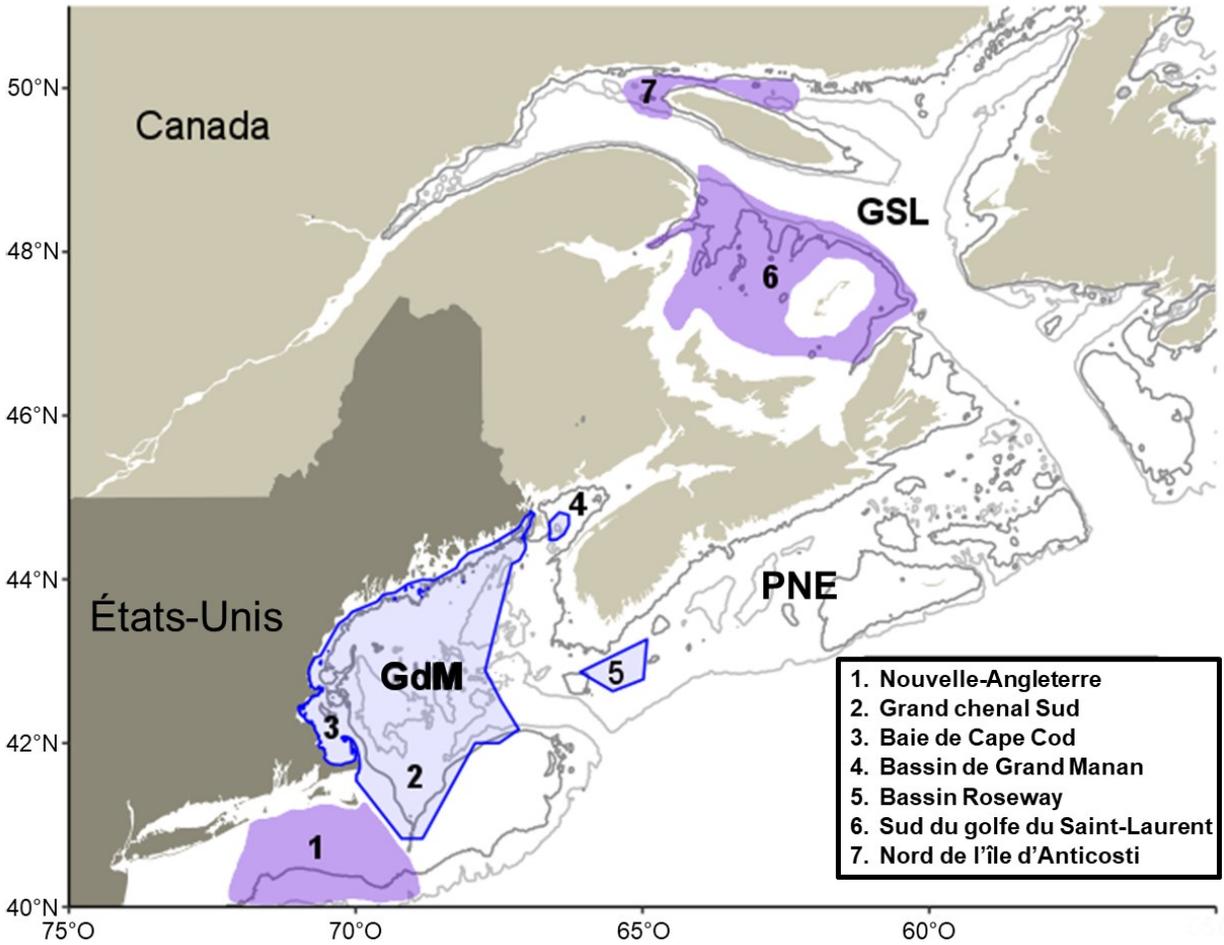


Figure 11.4-2. Zones de quête de nourriture de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), y compris les zones « habituelles » dans l'habitat essentiel désigné (zones 2 à 5 en bleu) et schéma des zones où *E. glacialis* a été détectée fréquemment de 2017 à 2021 (zones 1, 6 et 7 en violet). GdM (golfe du Maine).

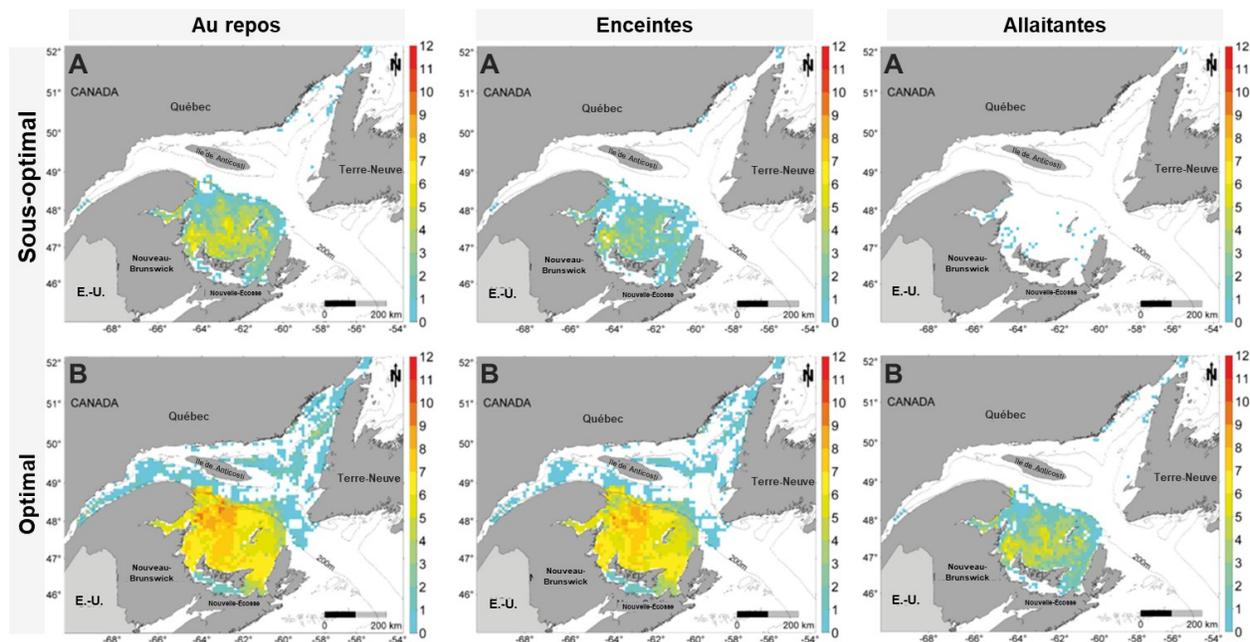


Figure 11.4-3. Habitat de quête de nourriture convenable persistant dans le golfe du Saint-Laurent de juin à septembre entre 2006 et 2017 pour les baleines noires de l'Atlantique Nord au repos, enceintes et allaitantes dans (A) un scénario de quête de nourriture sous-optimal (faible gain d'énergie pour des dépenses énergétiques élevées) et (B) un scénario de quête de nourriture optimal (gain d'énergie élevé pour des dépenses énergétiques faibles). L'échelle indique le nombre d'années pendant lesquelles une cellule donnée de la grille contenait au moins une tranche de 10 mètres de profondeur offrant une densité de proies convenable. Adapté de Gavrilchuk *et al.* (2021).

11.4.2 Les populations d'oiseaux de mer réagissent à la disponibilité réduite des poissons fourrages

Sabina I. Wilhelm¹, Jean-François Rail²

¹ Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région de l'Atlantique, Mount Pearl (Terre-Neuve-et-Labrador)

² Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région du Québec (Québec)

En tant que prédateurs de niveau trophique supérieur, les oiseaux de mer font partie intégrante d'un écosystème sain et sont d'importants indicateurs des changements de l'abondance et de la répartition des poissons fourrages dont ils dépendent (p. ex. figure 11.4-4) (Davoren et Montevecchi 2003; Gaston *et al.* 2003). Par exemple, les oisillons du Fou de Bassan (*Morus bassanus*) élevés sur l'île Bonaventure (Québec), la plus grande colonie de Fous de Bassan en Amérique du Nord, tirent la majeure partie de leur énergie nutritive du maquereau (*Scorpaenopsis scorpaenoides* L.) (Rail *et al.* 2013). Les Fous de Bassan (figure 4.11-1) connaissent un faible succès reproductif depuis 2009, bien en deçà du niveau requis pour maintenir une population stable, marquant la fin d'une période de croissance de la population (Guillemette *et al.* 2018). Les mauvaises conditions de reproduction sont attribuées à la faible disponibilité de la nourriture, elle-même liée aux déclinés récents des stocks et aux changements de la répartition du maquereau dans le golfe du Saint-Laurent (MPO 2021f; Smith *et al.* 2020). La fermeture de la pêche commerciale du maquereau et de la pêche à l'appât en 2022 offre une occasion unique d'étudier l'incidence de la fermeture sur le rétablissement des stocks en suivant la santé

des populations de Fous de Bassan, des indicateurs bien documentés de la santé du golfe du Saint-Laurent.



Figure 11.4-4. Étant donné leur forte dépendance à l'égard des populations de poissons, les oiseaux de mer comme ce Petit Pingouin (*Alca torda*) sont d'excellents indicateurs de la santé générale du milieu océanique. Crédit photo : Christina Petalas.

Plus au sud, dans la baie de Fundy, le déclin des stocks de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) se répercute sur la plus importante colonie reproductrice d'oiseaux de mer du golfe du Maine, l'île Machias Seal. Les alcidés et les sternes qui occupent ce site dépendent du hareng de l'Atlantique pour élever leurs petits, mais depuis le début des années 2000, ils ont modifié leur régime alimentaire en passant à des proies de moindre qualité (comme les lançons juvéniles *Ammodytes dubius*, les euphausiacés, les crustacés et d'autres poissons larvaires), ce qui a réduit le succès de la reproduction (Gaston *et al.* 2009). De ce fait, le nombre de sternes présentes dans la plus grande colonie du golfe du Maine s'est effondré en 2006 et demeure faible (Gaston *et al.* 2009; Scopel et Diamond 2017). De plus, le déclin de l'abondance du hareng de l'Atlantique a été lié à une réduction de la survie des adultes chez le Macareux moine (*Fratercula arctica*), suscitant des inquiétudes générales quant à la durabilité de la reproduction de l'espèce dans le golfe du Maine (Breton et Diamond 2014). La hausse des températures de l'eau dans la baie de Fundy et certains niveaux de prises autorisées sont préoccupants pour la persistance à long terme des populations reproductrices de hareng de l'Atlantique (Melvin

et al. 2009). Les zones sans prélèvement autour des importantes colonies d'oiseaux de mer peuvent être efficaces pour réduire la concurrence pour les poissons fourrages entre les oiseaux de mer et les pêches commerciales (Soanes *et al.* 2016; Bogdanova *et al.* 2014; Guillemette *et al.* 2018). Toutefois, il est possible que les avantages à long terme pour les populations passent par une limitation des quotas de prises régionaux afin de maintenir les stocks de poissons fourrages au-dessus du tiers de la biomasse enregistrée (Cury *et al.* 2011; Guillemette *et al.* 2018).

11.5 Innovations scientifiques pour mieux comprendre les écosystèmes

Les scientifiques améliorent continuellement leur façon d'apprendre et d'étudier les écosystèmes des eaux canadiennes de l'Atlantique. De nouvelles méthodes et de nouveaux outils d'échantillonnage et de détection ont permis aux chercheurs d'obtenir des données plus détaillées et plus fréquentes; ils fournissent aussi de nouveaux types d'observations pour améliorer notre compréhension des espèces et des habitats. Ces approches complémentaires et collaboratives peuvent fournir aux chercheurs des données à haute résolution avec moins d'efforts, rendant l'information plus complète et plus précise, augmentant l'efficacité de l'analyse et permettant même de détecter de nouvelles espèces.

Cette section met en évidence l'application de technologies visant à fournir de meilleurs avis scientifiques pour la conservation et la protection des espèces et des habitats marins ou à améliorer la surveillance à grande échelle et à long terme.

- La surveillance acoustique passive, les relevés visuels et acoustiques effectués par des navires et la modélisation des déplacements individuels ont été combinés pour déterminer les aires de quête de nourriture et de transit entre les canyons qui sont importantes toute l'année pour les baleines à bec communes le long du talus continental.
- La technologie d'analyse de particules par imagerie FlowCam® et les approches de métacodage à barres de l'ADN environnemental amélioreront la détection et la quantification de l'impact des facteurs de stress humains sur le réseau trophique côtier.
- L'application du codage à barres de l'ADN et de l'analyse complémentaire des spicules sur des spécimens difficiles à identifier a permis d'identifier et de nommer de nouvelles espèces d'éponges dans le golfe du Saint-Laurent, et il sera ainsi possible de déterminer les habitats clés à protéger contre les activités entrant en contact avec le fond et de favoriser la biodiversité.
- Un nouvel indice climatique vise à décrire les conditions environnementales sur le plateau de Terre-Neuve, assurant la continuité dans la production d'avis pour la gestion des pêches et l'état de l'écosystème.

11.5.1 Déterminer la connectivité de l'habitat de la baleine à bec commune dans l'est du plateau néo-écossais selon une approche reposant sur plusieurs méthodes

Shelley L.C. Lang¹, Veronique Lesage², Charmain D. Hamilton¹, Joy Stanistreet³, Laura J. Feyrer³, Hilary B. Moors-Murphy³, Garry B. Stenson¹, Mike O. Hammill², Xavier Bordeleau², Cornelia E. den Heyer³, Jack W. Lawson¹, Stephanie Ratelle⁴, Angelia S.M. Vanderlaan³

¹ Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

² Pêches et Océans Canada, région du Québec, Mont-Joli (Québec)

³ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴ Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

La population de baleines à bec communes (*Hyperoodon ampullatus*) du plateau néo-écossais (PNE), en voie de disparition, est principalement présente à la limite orientale du PNE, au large de la Nouvelle-Écosse (Wimmer et Whitehead 2004). Les canyons du Gully, Shortland et Haldimand ont été désignés comme habitat essentiel de la population en 2016 (figure 11.5-1; MPO 2016). Même si l'on savait que les individus se déplaçaient entre ces canyons (Wimmer et Whitehead 2004; O'Brien et Whitehead 2013), on connaissait mal la mesure dans laquelle ils utilisaient les zones situées entre ces trois canyons. La surveillance acoustique passive, les relevés visuels et acoustiques effectués par des navires et la modélisation des déplacements individuels ont été utilisés pour examiner la répartition des baleines à bec communes et leur utilisation de l'habitat dans et entre les habitats essentiels désignés (Stanistreet *et al.* 2021). Les baleines à bec communes sont présentes toute l'année dans les zones entre les canyons, qui représentent un habitat important pour la quête de nourriture, et elles passent souvent d'un canyon à l'autre (figure 11.5-1). Des efforts de surveillance acoustique ont été déployés le long des rives du PNE et des bancs de Terre-Neuve, et des modèles de répartition de l'espèce sont en cours d'élaboration pour cette population. Ensemble, ces efforts permettront de mieux comprendre la présence et les activités de quête de nourriture de cette population en voie de disparition dans l'ensemble de son aire de répartition.

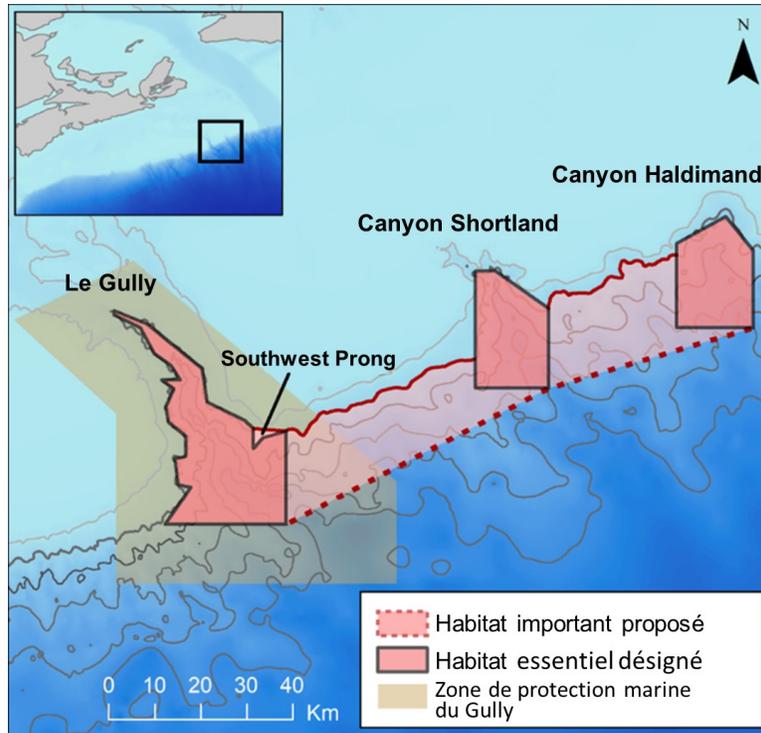


Figure 11.5-1. Habitat essentiel actuellement désigné pour la baleine à bec commune et habitat important proposé dans les zones situées entre les canyons de l'est du plateau néo-écossais. Adapté de Stanistreet *et al.* (2021).

11.5.2 Optimisation des systèmes de métacodage à barres de l'ADN environnemental et d'imagerie des particules pour suivre la dynamique du zooplancton dans les écosystèmes côtiers sensibles du Canada

Anaïs Lacoursière-Roussel¹, Thomas Guyondet²

¹ Pêches et Océans Canada, région des Maritimes, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

² Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

Le plancton est à la base des réseaux trophiques marins. Il est essentiel de comprendre l'impact des activités humaines sur la dynamique du plancton pour soutenir l'aquaculture, les pêches et les autres formes de vie marine. La chaîne alimentaire peut être perçue comme un moteur qui transfère de l'énergie ou de la biomasse entre les niveaux trophiques (Lindeman 1942). L'impact aux niveaux trophiques supérieurs (poissons, oiseaux, mammifères) nécessite de comprendre les flux d'énergie locaux dans les communautés pélagiques, où les interactions entre prédateurs et proies et les limites physiologiques à l'échelle de la taille sont des renseignements essentiels pour définir la longueur des chaînes alimentaires marines et l'efficacité trophique (Andersen 2019).

Le zooplancton est le principal maillon entre les producteurs primaires et les poissons. Cependant, pour caractériser la dynamique du réseau trophique, il faut suivre la biomasse, la taille et la structure communautaire du zooplancton. Une collecte intensive d'échantillons est nécessaire à cette fin; cependant, elle peut être difficile en raison de la grande variabilité naturelle des propriétés de la colonne d'eau et des cycles saisonniers des communautés de zooplancton. Pour comprendre la dynamique des océans afin de guider la prise de décisions

durables en milieu marin, il faut donc caractériser le zooplancton à haute fréquence, une activité souvent associée à des coûts plus élevés en raison de l'augmentation de la main-d'œuvre et du temps.

Le Programme de surveillance de l'aquaculture (PSA) du MPO vise à établir un lien entre la variabilité à long terme des spectres de la taille de la biomasse du zooplancton et les facteurs environnementaux afin de comprendre comment la conchyliculture et la variabilité climatique influent sur le flux d'énergie dans le réseau trophique marin. On connaît mal les répercussions directes et indirectes possibles de la conchyliculture sur le zooplancton. Hélas, le dénombrement, l'identification et la mesure de la taille au moyen de méthodes habituelles (la microscopie) exigent trop de ressources pour une application de routine et on a donc tenté d'élaborer des méthodes plus efficaces. Le Programme de surveillance de l'aquaculture met ainsi actuellement à l'essai et optimise une combinaison de nouvelles technologies pour trouver une approche de surveillance efficace et économique du zooplancton et pour déterminer le risque d'impact de la conchyliculture sur les niveaux trophiques supérieurs. En plus d'utiliser les paramètres traditionnels de la biomasse et la cytométrie de flux (nanoplancton et bactérioplancton, 2 à 20 µm), le Programme de surveillance de l'aquaculture teste et optimise actuellement deux technologies récentes et complémentaires pour les eaux côtières canadiennes : le métacodage à barres de l'ADN environnemental (ADNe) et l'imagerie des systèmes de particules (micro- et macro-FlowCam[®], 50 à 600 µm et 250 µm à 5 mm).

La surveillance de l'ADNe est une méthode qui permet de détecter des traces de l'ADN des organismes sous forme cellulaire ou extracellulaire dans l'eau de mer à partir de sources comme les matières fécales, les muqueuses sécrétées, les gamètes et les cellules cutanées (Thomsen *et al.* 2012; Lacoursière-Roussel et Deiner 2021). L'ADNe est différent de l'ADN ou de la métagénomique, qui renvoient habituellement au matériel génétique extrait d'organismes. Le métacodage à barres de l'ADNe peut compléter les méthodes conventionnelles – et surmonter leurs limites – en ciblant différentes espèces, en échantillonnant une plus grande diversité et en augmentant la résolution des identifications taxonomiques (voir l'examen dans Deiner *et al.* 2018). L'ADNe offre également la possibilité de caractériser la biodiversité des plus petits aux plus grands animaux marins en n'échantillonnant que quelques litres d'eau de mer. L'intégration de l'analyse de l'ADNe à la surveillance de la biodiversité côtière pourrait contribuer à normaliser la surveillance de la biodiversité et la détection précoce des décalages des espèces (Abbott *et al.* 2021). Les concentrations d'ADNe dans l'eau varient grandement dans le temps, probablement sous l'effet de processus biologiques et physiques (Leduc *et al.* 2019; Sevellec *et al.* 2021). Il est donc essentiel de comprendre la dynamique temporelle de l'ADNe pour optimiser les stratégies de surveillance et interpréter les modèles de biodiversité à long terme. Nous évaluons l'approche du métacodage à barres de l'ADNe en tant qu'outil potentiel pour surveiller la composition de la communauté de zooplancton et l'abondance relative des espèces en l'associant à des relevés par échantillonnage directs (p. ex. la taxonomie sur les échantillons de traits de filet à plancton). Nous étudions également les variations temporelles de la détectabilité de l'ADNe à différentes échelles temporelles (saisonniers, annuelles) dans diverses régions du Canada afin de déduire les facteurs biotiques et abiotiques régionaux qui modifient la détection des indices de l'ADNe du zooplancton. Ces résultats contribueront à notre connaissance générale de la dynamique temporelle de l'ADNe.

L'utilisation de technologies d'imagerie automatisées permet de générer des volumes sans précédent de données d'imagerie du plancton. FlowCam[®] offre une solution de rechange rapide à la microscopie manuelle pour surveiller les mesures physiques du plancton, calculer le biovolume, la distribution des tailles et la classification semi-automatisée des organismes. La technologie d'analyse de particules FlowCam[®] Imaging combine les avantages de l'imagerie

numérique et de la microscopie en un seul instrument pour mesurer la taille et la forme des particules microscopiques dans un milieu fluide (figure 11.5-2). La précision des mesures physiques est puissante et peut s'appliquer à de grands échantillons si le logiciel est bien formé à la diversité locale. La classification des organismes nécessite une phase initiale de construction d'une bibliothèque d'images pour former les algorithmes à reconnaître des taxons spécifiques. Dans le but d'élaborer un programme de surveillance à long terme, le Programme de surveillance de l'aquaculture a créé plus de 125 bibliothèques d'images depuis 2019, couvrant quatre baies en Nouvelle-Écosse, trois baies à l'Île-du-Prince-Édouard, une baie à Terre-Neuve et une baie en Colombie-Britannique. Sur les quatre emplacements, plus de 165 échantillons ont été prélevés et traités par FlowCam®. Afin de différencier les spectres de taille par taxon ou stade biologique, le Programme de surveillance de l'aquaculture a actuellement créé des bibliothèques d'images par région du MPO (49 bibliothèques dans les Maritimes, 45 dans le Golfe, 33 à Terre-Neuve et 46 dans le Pacifique). Chaque bibliothèque est d'abord formée par l'imagerie de la collection de spécimens identifiée par les taxonomistes. Pour améliorer la rapidité et l'exactitude du système de classification au fil du temps, nous avons mis en œuvre une procédure normalisée dans laquelle les bibliothèques peuvent être mises à jour dans le temps à mesure que les échantillons sont ajoutés. L'amélioration des images dans les bibliothèques pourrait améliorer l'efficacité de cet outil et réduire le tri manuel des images. Les efforts internationaux visant à améliorer l'exactitude des systèmes automatisés existants d'imagerie et de classification du plancton s'intensifient (p. ex. Kerr *et al.* 2020), améliorant ainsi notre capacité à détecter et à quantifier l'impact potentiel des facteurs de stress humains sur le réseau trophique côtier.

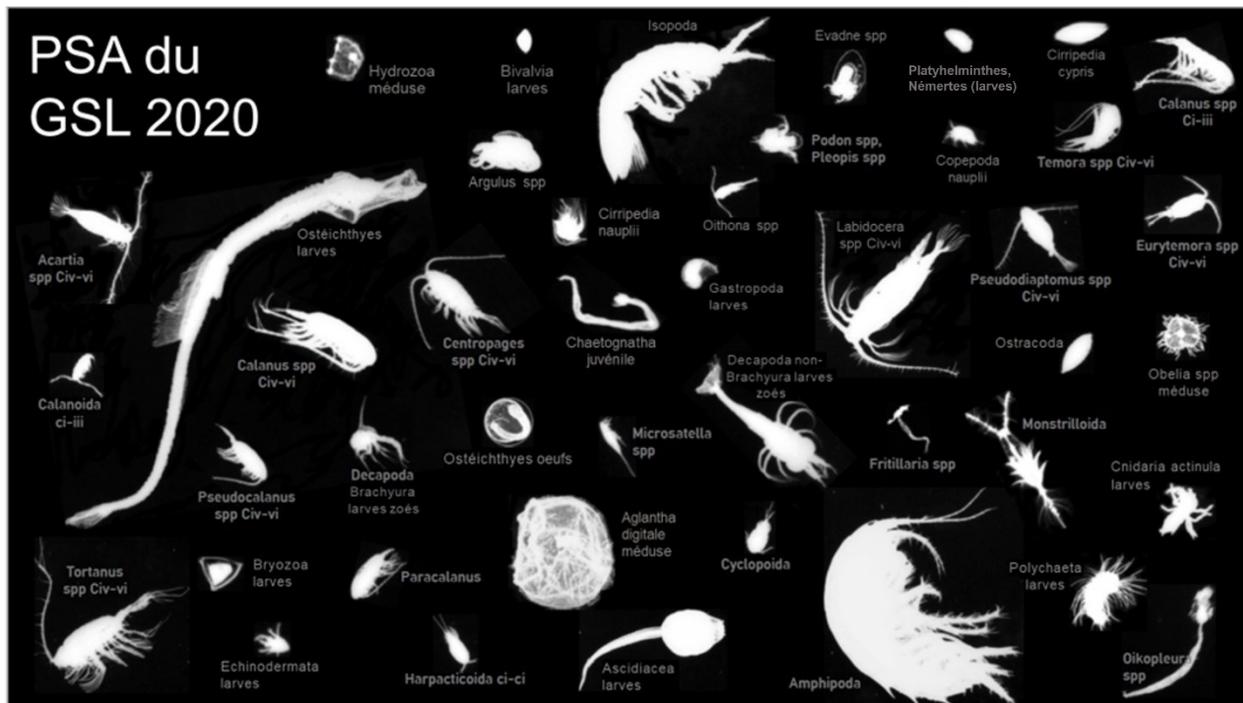


Figure 11.5-2. Richesse des espèces déterminée à l'aide des images FlowCam® dans le golfe du Saint-Laurent.

11.5.3 Enrichir les connaissances taxinomiques sur les éponges dans le golfe du Saint-Laurent en utilisant la morphologie et les analyses d'ADN

Curtis Dinn

Pêches et Océans Canada, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

Les éponges (phylum des porifères) sont des animaux relativement simples qui constituent une base solide pour de nombreux écosystèmes marins. Les éponges, comme les coraux, peuvent créer un habitat vivant complexe (Miller *et al.* 2012; Hawkes *et al.* 2019) et plusieurs espèces de l'est du Canada ont récemment été identifiées comme étant d'importants ingénieurs des écosystèmes, vulnérables aux dommages causés par la pêche (Beazley *et al.* 2013; Kenchington *et al.* 2015). Les éponges filtrent également les petites matières organiques de l'eau environnante pour se nourrir. À titre d'exemple du rôle important des éponges dans les écosystèmes aquatiques, l'élimination théorique des éponges de la région du Bonnet Flamand au large de Terre-Neuve-et-Labrador a été comparée à l'élimination de la capacité de filtrage d'une grande usine de traitement des eaux, dont la valeur monétaire est estimée à des centaines de millions de dollars par année (Pham *et al.* 2019).

Il existe plus de 9 000 espèces d'éponges dans le monde (de Voogd *et al.* 2022), avec des formes de croissance et des cycles de vie variés (Hooper et Van Soest 2002). Étant donné que les espèces d'éponges diffèrent considérablement de par leur physiologie (Leys et Meech 2006), leur taux de croissance (Schippers *et al.* 2012) et leur capacité de filtrage (Weisz *et al.* 2008; Leys *et al.* 2011), il est crucial de connaître la répartition des différentes espèces d'éponges pour mieux comprendre comment prévenir les dommages à l'écosystème causés par la pêche et l'activité industrielle.

Alors que la plupart des espèces animales peuvent être facilement identifiées par leur taille et leur forme, les éponges croissent sans symétrie ni profil prévisible. En tant qu'animaux filtreurs, les éponges peuvent croître de manière à profiter des courants et de l'écoulement de l'eau (Bidder 1923; Vogel 1977; Palumbi 1984). Cela donne des formes de croissance qui diffèrent même à l'intérieur d'une espèce. C'est pourquoi les éponges sont considérées comme particulièrement difficiles à identifier au niveau de l'espèce uniquement par des moyens visuels. La plupart des éponges ont toutefois des squelettes minéraux uniques qui diffèrent souvent d'une espèce à l'autre. Ces squelettes sont formés de silice (verre) ou de carbonate de calcium, et les différents éléments du squelette sont appelés des spicules. L'isolement et la mesure des spicules peuvent aider un taxonomiste à identifier de nombreuses espèces d'éponges. Les mesures des spicules nécessitent un microscope – parfois, des microscopes électroniques à balayage très puissants sont nécessaires pour visualiser plus de spicules microscopiques.

Le MPO réalise des relevés annuels indépendants de la pêche dans le golfe du Saint-Laurent depuis 1971, mais les éponges recueillies au cours de ces relevés ont été en grande partie enregistrées au niveau du phylum. Certaines espèces d'éponges sont notoirement difficiles à identifier sur le terrain (Hooper et Van Soest 2002) et il est difficile d'identifier de nombreux spécimens prélevés au chalut sans des guides détaillés ou des travaux en laboratoire. De ce fait, une grande partie des données disponibles pour les prises d'éponges dans ces relevés sont réduites au poids des prises du phylum dans son ensemble. Bien que la biomasse des éponges soit un bon indicateur pour délimiter l'habitat important des éponges, il est essentiel de mieux connaître la répartition de chaque espèce et les associations des espèces afin de mieux comprendre comment les éponges influent sur les fonctions des écosystèmes locaux, le renouvellement des éléments nutritifs et la résilience aux perturbations.

Depuis 2018, le groupe de conservation marine de la région du Golfe du MPO dirige un projet visant à identifier les espèces d'éponges recueillies dans le cadre de plusieurs relevés dans le golfe du Saint-Laurent. Les éponges ont été photographiées, des morceaux ont été traités pour mesurer les spicules et le codage à barres de l'ADN a été effectué sur les spécimens difficiles à identifier. Ces travaux ont permis de rédiger un guide de terrain des éponges du golfe du Saint-Laurent qui comprend 46 taxons d'éponges différents (p. ex. figure 11.5-3) (Dinn 2020a). Ces travaux ont également permis de nommer de nouvelles espèces, dont deux éponges incrustantes de la famille des Crellidae (Goodwin *et al.* 2021) et une nouvelle espèce du sous-genre récemment décrit *Haliclona (Flagellia)* (Dinn 2020b). De plus, on a comparé quatre éponges en éventail de l'Atlantique présentes dans l'est du Canada afin de prévenir une plus grande confusion entre ces espèces (Dinn *et al.* 2020). L'une des quatre éponges en éventail a été renommée parce qu'elle était auparavant placée dans le mauvais genre, ce qui a été révélé par l'analyse des spicules et de l'ADN. D'autres éponges sont décrites, y compris une nouvelle espèce d'éponge largement répartie dans le nord-ouest de l'Atlantique. Un rapport sur l'histoire de l'identification des éponges dans la région de 1971 à aujourd'hui est également en cours de préparation pour décrire la nécessité d'identifier les espèces à l'avenir.

Ce travail contribue au programme des objectifs de conservation marine, qui vise à protéger 30 % des océans du Canada d'ici 2030. À l'heure actuelle, les zones de coraux et d'éponges représentent 38 des 59 autres mesures efficaces de conservation par zone (AMCEZ) dans les eaux canadiennes (MPO 2021g). Il est essentiel de déterminer l'habitat important des coraux et des éponges pour décider des zones supplémentaires à protéger contre les activités entrant en contact avec le fond afin d'assurer l'utilisation continue de nos précieux écosystèmes marins.

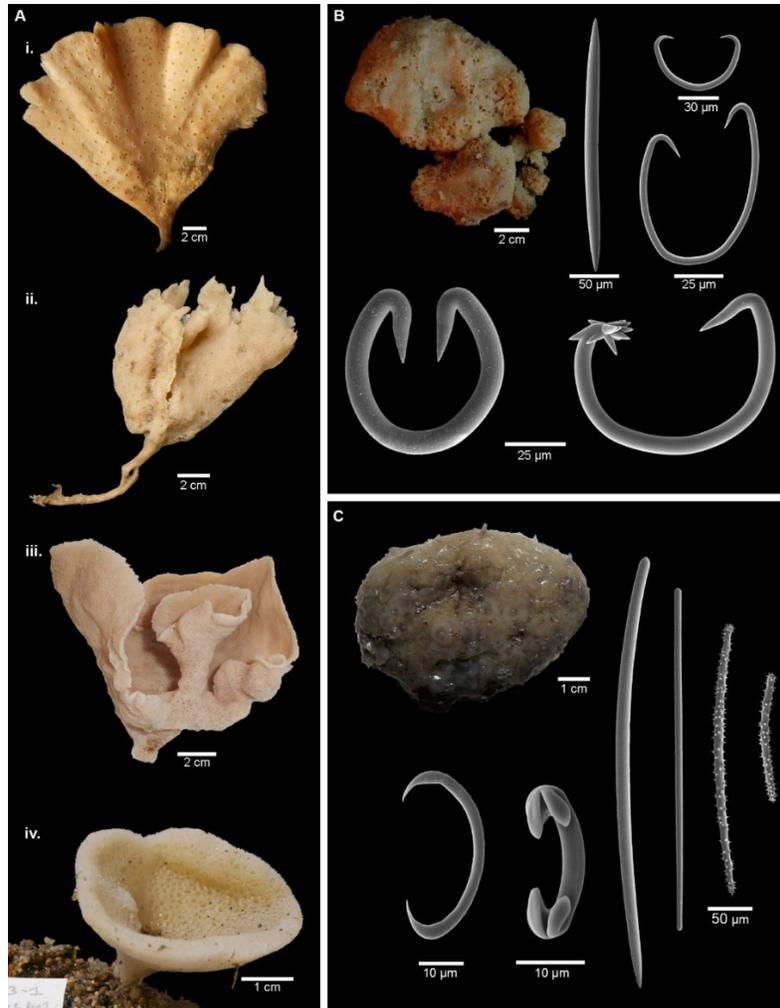


Figure 11.5-3. Exemples d'espèces d'éponges identifiées de 2018 à 2021. A. Éponges en éventail de l'est du Canada décrites dans Dinn *et al.* (2020), i. *Cladocroce spatula*, ii. *Semisuberites cribrosa*, iii. *Plicatellopsis bowerbanki*, iv. *Axinella arctica*. B. Spécimen et spicules de *Haliclona (Flagellia) xenomorpha*, une nouvelle espèce décrite dans Dinn (2020b). C. Spécimen et spicules de *Crella (Pytheas) cutis*, l'une des deux nouvelles espèces décrites dans Goodwin *et al.* (2021).

11.5.4 Un nouvel indice climatique pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

Frédéric Cyr

Pêches et Océans Canada, région de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve)

Les indices climatiques sont de simples descripteurs de l'état de l'environnement dans une région ou un écosystème donné. Ils intègrent généralement un certain nombre de contributions provenant de différentes variables ou différents aspects du climat de la région d'intérêt. Les indices climatiques utiles et accessibles sont des éléments d'information clés pour les études écologiques et environnementales et la recherche sur le climat et les pêches. Les indices

climatiques sont également des éléments d'information utiles pour la mise en œuvre d'une approche écosystémique de la gestion des pêches.

Au MPO, les indices climatiques (aussi appelés indices composites; voir le chapitre 2, *Océanographie physique*) se trouvent souvent dans les rapports annuels sur l'état de l'océan produits dans le cadre du Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA) (p. ex. MPO 2021). Dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador (T.-N.-L.), ces indices sont utilisés, par exemple, pendant diverses évaluations des stocks de ressources marines commerciales (Koen-Alonso *et al.* 2010; MPO 2014b) pour estimer les fluctuations des stocks de mammifères marins (MPO 2020; Hammill *et al.* 2021; Stenson *et al.* 2020c) ou la productivité de l'écosystème dans son ensemble (OPANO 2017, 2018).

Cyr et Galbraith (2021) ont présenté un nouvel indice climatique pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (PTNL) (disponible en ligne, voir Cyr et Galbraith 2020). L'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (ICTNL) vise à décrire les conditions environnementales sur les PTNL et dans tout l'Atlantique Nord-Ouest (figures 11.5-4, 11.5-5). Il se compose de la moyenne de 10 anomalies normalisées, ou sous-indices, calculées annuellement : l'oscillation de l'Atlantique Nord en hiver, la température de l'air, l'importance de la saison des glaces de mer, le nombre d'icebergs, la température saisonnière de la surface de la mer, la température et la salinité moyennes verticales à la station 27 du PMZA, la température au centre de la couche intermédiaire froide (CIF) en été à la station 27 du PMZA, la superficie de la CIF en été sur trois sections hydrographiques du PMZA et la température du fond sur les PTNL. L'indice va de 1951 à 2020 et sera mis à jour chaque année. Il assure également la continuité dans la production d'avis pour la gestion des pêches et l'état de l'écosystème sur les PTNL, pour lesquels on utilisait un indice semblable, mais récemment abandonné.

L'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador met en évidence les différents régimes qui prévalent sur les PTNL et dans l'Atlantique Nord-Ouest depuis 1951. Par exemple, les années 1960 se distinguent comme la décennie la plus chaude de toute la période 1951-2020, bien qu'elle soit fortement influencée par les anomalies de la CIF. Les quelques décennies suivantes se sont progressivement refroidies jusqu'au début des années 1990, 1991 étant l'année la plus froide enregistrée depuis 1951. La tendance au réchauffement qui a suivi le début des années 1990 a atteint un pic en 2010-2011 (selon l'enregistrement) et a été suivie d'un refroidissement récent qui a culminé en 2015. Cette période froide observée récemment sur les PTNL (de 2014 à 2017 environ) a été la période la plus froide depuis le début des années 1990 et a coïncidé avec l'intensification de la convection dans la mer du Labrador, qui a créé le plus grand volume d'eau de la mer du Labrador depuis le début des années 1990 (Yashayaev et Loder 2017).

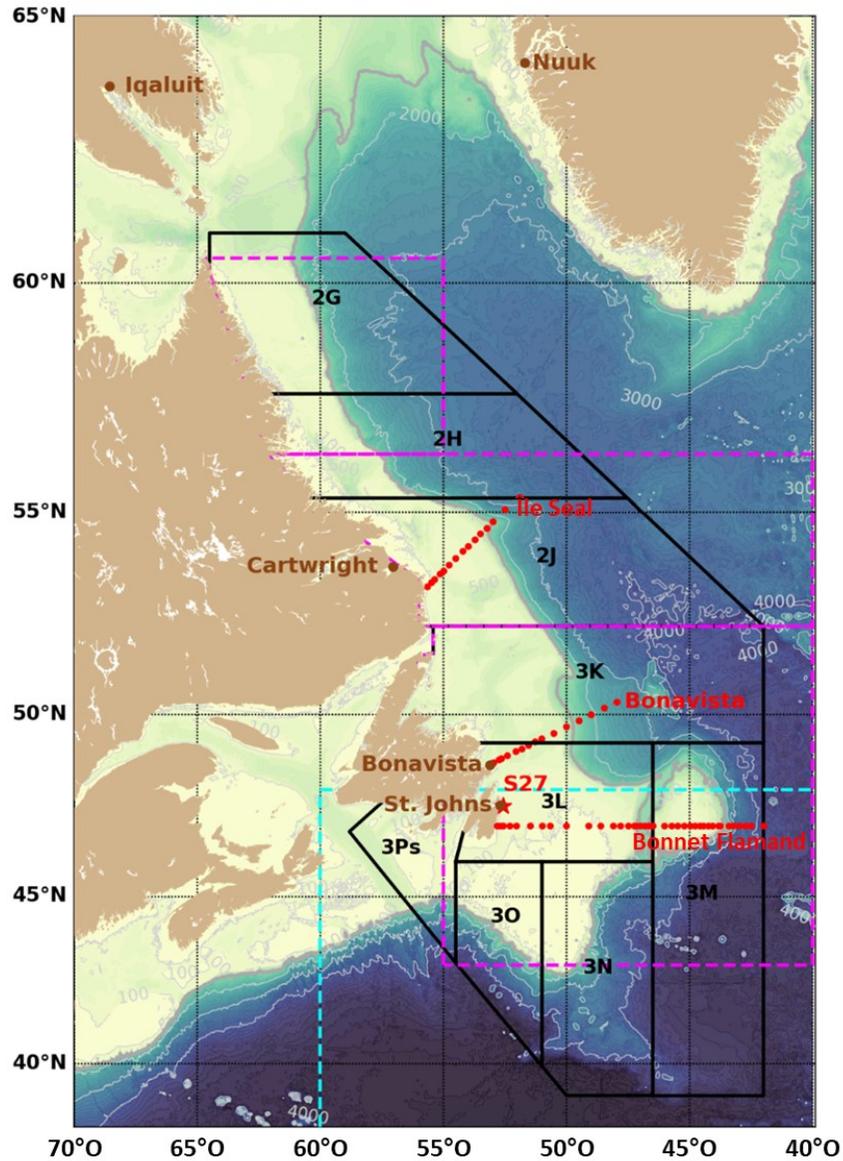


Figure 11.5-4. Carte et principales caractéristiques bathymétriques de l'ouest de l'océan Atlantique Nord. Les divisions de l'OPANO (sous-zones 2 et 3) sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador sont tracées. Les sections hydrographiques du PMZA de l'île Seal, de la baie de Bonavista et du Bonnet Flamand sont indiquées par les points rouges. La station hydrographique 27 à long terme du PMZA est mise en évidence par une étoile rouge. Les cinq stations utilisées pour la série chronologique de la température de l'air sont indiquées en brun. Les trois régions utilisées pour les calculs de la glace de mer sont tracées à l'aide de lignes tiretées magenta : le plateau du nord du Labrador, le plateau du sud du Labrador et le plateau de Terre-Neuve, respectivement, du nord au sud. La région utilisée par la Patrouille internationale de glace pour les observations d'icebergs au sud de 48°N est représentée par une ligne tiretée cyan. Le rebord du plateau continental est délimité par une ligne plus épaisse et plus foncée correspondant à l'isobathe de 1 000 mètres (utilisé pour découper la température de la surface de la mer et la température du fond). Adapté de Cyr et Galbraith (2021).

11.6 Références

- Abbott, C., Coulson, M., Gagné, N., Lacoursière-Roussel, A., Parent, G.J., Bajno, R., Dietrich, C., et May-McNally, S. 2021. Lignes directrices sur l'utilisation des analyses ciblées d'ADN environnemental (ADNe) pour la gestion des espèces aquatiques envahissantes et des espèces en péril. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/019: iv + 46 p.
- Amiro, P.G., Brazner, J.C., et Giorno, J.L. 2008. Assessment of the recovery potential for the Atlantic salmon designatable unit inner Bay of Fundy: Threats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/058: iv + 17 p.
- Andersen, K.H. 2019. Chapter Two. Size Spectrum Theory. *Dans Fish Ecology, Evolution, and Exploitation: A New Theoretical Synthesis. Édité par K.H. Andersen.* Princeton, Princeton University Press. 15–37.
- Armoškaitė, A., Puriņa, I., Aigars, J., Strāķe, S., Pakalniete, K., Frederiksen, P., Schröder, L., et Hansen, H.S. 2020. Establishing the links between marine ecosystem components, functions and services: An ecosystem service assessment tool. *Ocean Coast. Manag.* 193: 105229.
- Assis, J., Araújo, M.B., et Serrão, E.A. 2018. Projected climate changes threaten ancient refugia of kelp forests in the North Atlantic. *Glob. Change Biol.* 24: e55–e66.
- Baumgartner, M.F., et Mate, B.R. 2003. Summertime foraging ecology of North Atlantic right whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 264: 123–135.
- Baumgartner, M.F., Cole, T.V.N., Clapham, P.J., et Mate, B.R. 2003. North Atlantic right whale habitat in the lower Bay of Fundy and on the SW Scotian Shelf during 1999–2001. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 264: 137–154.
- Baumgartner, M.F., Mayo, C.A., et Kenney, R.D. 2007. Enormous carnivores, microscopic food, and a restaurant that's hard to find. *Dans The Urban Whale: North Atlantic Right Whales at the crossroads. Édité par S. Kraus and R.M. Rolland.* Harvard University Press, Cambridge, USA. 138–171.
- Beardsley, R.C., Epstein, A.W., Chen, C., Wishner, K.F., Macaulay, M.C., et Kenney, R.D. 1996. Spatial variability in zooplankton abundance near feeding right whales in the Great South Channel. *Deep. Res. Part II* 43: 1601–1625.
- Beauchamp, J., Bouchard, H., de Margerie, P., Otis, N., et Savaria, J.-Y. 2009. Programme de rétablissement du rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), population de l'Atlantique Nord-Ouest au Canada, Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*, Pêches et Océans Canada, Québec. vi + 64 p.
- Beazley, L.I., Kenchington, E.L., Murillo, F.J., et Sacau, M. 2013. Deep-sea sponge grounds enhance diversity and abundance of epibenthic megafauna in the Northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 1471–1490.
- Benestan, L., Quinn, B.K., Laporte, M., Maaroufi, H., Clark, F.K., Greenwood, S.J., Rochette, R., and Bernatchez, L. 2016. Seascape genomics provides evidence for thermal adaptation and current-mediated population structure in American lobster (*Homarus americanus*). *Mol. Ecol.* 25: 5073–5092.
- Bernier, R.Y., Jamieson, R.E., et Moore, A.M. (éds.). 2018. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 3167: iii + 159 p.
- Bidder, G.P. 1923. Memoirs: The Relation of the form of a Sponge to its Currents. *J. Cell Sci.* s2–67: 293–324.

- Biron, M. 2018. Review of the control and monitoring activities for Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) in Miramichi Lake, New Brunswick, in 2009 to 2017. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3166: ix + 38 p.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devred, E., Clay, S., Lehoux, C., et Devine, L. 2021a. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/060: iv + 70 p.
- Blais, M., Galbraith, P.S., Plourde, S., Devine, L., et Lehoux, C. 2021. Les conditions océanographiques chimiques et biologiques dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 2019. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/002: iv + 68 p.
- Bogdanova, M.I., Wanless, S., Harris, M.P., Lindström, J., Butler, A., Newell, M.A., Sato, K., Watanuki, Y., Parsons, M., et Daunt, F. 2014. Among-year and within-population variation in foraging distribution of European shags *Phalacrocorax aristotelis* over two decades: Implications for marine spatial planning. Biol. Cons. 170: 292–299.
- Bourdages, H., Brassard, C., Chamberland, J.-M., Desgagnés, M., Galbraith, P., Isabel, L., et Senay, C. 2022. Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2021 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/011: iv + 96 p.
- Bourque, L., Wimmer, T., Lair, S., Jones, M., et Daoust, P.-Y. 2020. Incident report: North Atlantic right whale mortality event in eastern Canada, 2019. Canadian Wildlife Health Cooperative and Marine Animal Response Society, 210 p.
- Bowlby, H.D., Horsman, T., Mitchell, S.C., et Gibson, A.J.F. 2014. Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Habitat Requirements and Availability, Threats to Populations, and Feasibility of Habitat Restoration. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/006: vi + 155 p.
- Bowlby, H.D., Coates, P.J., Joyce, W.N., et Simpson, M.R. 2020. Évaluation du potentiel de rétablissement du requin-taupe bleu (*Isurus oxyrinchus*) – Unité désignable de l'Atlantique Nord. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/025: v + 80 p.
- Bowlby, H.D., Benoît, H.P., Joyce, W., Sulikowski, J., Coelho, R., Domingo, A., Cortés, E., Hazin, F., Macias, D., Biais, G., Santos, C., et Anderson, B. 2021. Beyond post-release mortality: inferences on recovery periods and natural mortality from electronic tagging data for discarded lamnid sharks. Front. Mar. Sci. 8: 619190.
- Breau, C. 2012. Status of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks in rivers of Nova Scotia flowing into the Gulf of St. Lawrence (SFA 18). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/147: v + 54 p.
- Breau, C. 2013. Knowledge of fish physiology used to set water temperature thresholds for in-season closures of Atlantic salmon (*Salmo salar*) recreational fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/163: iii + 24 p.
- Brennan, C.E., Maps, F., Gentleman, W.C., Plourde, S., Lavoie, D., Chassé, J., Lehoux, C., Krumhansl, K.A., et Johnson, C.L. 2019. How transport shapes copepod distributions in relation to whale feeding habitat: Demonstration of a new modelling framework. Prog. Oceanogr. 171: 1–21.
- Brennan, C.E., Maps, F., Gentleman, W.C., Lavoie, D., Chassé, J., Plourde, S., et Johnson, C.L. 2021. Ocean circulation changes drive shifts in *Calanus* abundance in North Atlantic right whale foraging habitat: A model comparison of cool and warm year scenarios. Prog. Oceanogr. 197: 102629.

- Breton A.R., et Diamond, A.W. 2014. Annual survival of adult Atlantic Puffins *Fratercula arctica* is positively correlated with Herring *Clupea harengus* availability. *Ibis* 156: 35–47.
- Brickman, D., Hebert, D., et Wang, Z. 2018. Mechanism for the recent ocean warming events on the Scotian Shelf of eastern Canada. *Cont. Shelf Res.* 156: 11–22.
- Brown-Vuillemin, S., Chabot, D., Nozères, C., Tremblay, R., Sirois, P., et Robert, D. 2022. Diet composition of redfish (*Sebastes* sp.) during periods of population collapse and massive resurgence in the Gulf of St. Lawrence. *Front. Mar. Sci.* 9: 963039.
- Burek, K.E., O'Brien, J.M., et Scheibling, R.E. 2018. Wasted effort: recruitment and persistence of kelp on algal turf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 600: 3–19.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N., et Montevecchi, W.A. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. *PLoS One* 9: e87589.
- Burmeister, A., et Sainte-Marie, B. 2010. Pattern and causes of a temperature-dependent gradient of size at terminal moult in snow crab (*Chionoecetes opilio*) along West Greenland. *Polar Biol.* 33: 775–788.
- Campana, S.E., Marks, L., et Joyce, W. 2004. Biology, Fishery and Stock Status of Shortfin Mako Sharks (*Isurus oxyrinchus*) in Atlantic Canadian Waters. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/094: i + 29 p.
- Campana, S.E., Brasner, J., et Marks, L. 2006. Assessment of the Recovery Potential of Shortfin Mako Sharks in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/091: iii + 20 p.
- Campana, S.E., Gibson, A.J.F., Marks, L., Joyce, W., Rulifson, R., et Dadswell, M. 2007. Stock structure, life history, fishery and abundance indices for spiny dogfish (*Squalus acanthias*) in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/089: iv + 132.
- Campana, S.E., Fowler, M., Houlihan, D., Joyce, W., Showell, M., Simpson, M., Miri, C., et Eagles, M. 2015. Recovery Potential Assessment for Porbeagle (*Lamna nasus*) in Atlantic Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/041: iv + 45 p.
- Chabot, D., et Stenson, G.B. 2002. Growth and seasonal fluctuations in size and condition of male Northwest Atlantic harp seals *Phoca groenlandica*: an analysis using sequential growth curves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227: 25-42.
- Chabot, D., Stenson, G.B., et Cadigan, N.G. 1996. Short-and long- term fluctuations in the size and condition of harp seal (*Phoca groenlandica*) in the Northwest Atlantic. *NAFO Sci. Coun. Studies* 26: 15–32.
- Chabot, D., Guénette, S., et Stortini, C. 2013. Chapter 4: A review of the physiological susceptibility of commercial species of fish and crustaceans of the northwest Atlantic to changes in water temperature, dissolved oxygen, pH and salinity. *Dans Climate change impacts, vulnerabilities and opportunities analysis of the Marine Atlantic Basin. Édité par N.L. Shackell, B.J.W. Greenan, P. Pepin, D. Chabot, and A. Warburton.* *Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3012: 83–168.
- Chemel, M., Noisette, F., Chabot, D., Guscelli, E., Leclerc, L., et Calosi, P. 2020. Good News–Bad News: combined ocean change drivers decrease survival but have no negative impact on nutritional value and organoleptic quality of the Northern shrimp. *Front. Mar. Sci.* 7: 1–13.

- Chen, Z., Kwon, Y.-O., Chen, K., Fratantoni, P., Gawarkiewicz, G., et Joyce, T.M. 2020. Long-Term SST Variability on the Northwest Atlantic Continental Shelf and Slope. *Geophys. Res. Lett.* 47: 1–11.
- Chion, C., Turgeon, S., Michaud, R., Landry, J.-A., et Parrott, L. 2009. Portrait de la navigation dans le Parc Marin du Saguenay—Saint-Laurent. Caractérisation des activités sans prélèvement de ressources entre le 1er mai et le 31 octobre 2007. Présenté à Parcs Canada. 86 p.
- Chion, C., Turgeon, S., Cantin, G., Michaud, R., Ménard, N., Lesage, V., Parrott, L., Beaufile, P., Clermont, Y., et Gravel, C. 2018. A voluntary conservation agreement reduces the risks of lethal collisions between ships and whales in the St. Lawrence Estuary (Québec, Canada): From co-construction to monitoring compliance and assessing effectiveness. *PLoS One* 13: e0202560.
- Chust, G., Castellani, C., Licandro, P., Ibaibarriaga, L., Sagarminaga, Y., et Irigoien, X. 2014. Are *Calanus* spp. shifting poleward in the North Atlantic? A habitat modelling approach. *ICES J. Mar. Sci.* 71: 241–253.
- Coffin, M.R., Courtenay, S.C., Knysh, K.M., Pater, C.C., et van den Heuvel, M.R. 2018. Impacts of hypoxia on estuarine macroinvertebrate assemblages across a regional nutrient gradient. *FACETS* 3: 23–44.
- Coffin, M.R.S., Poirier, L.A., Clements, J.C., Dickson, E., Guyondet, T., et van den Heuvel, M.R. 2021. Dissolved oxygen as a Marine Environmental Quality (MEQ) measure in upper estuaries of the southern Gulf of St. Lawrence: Implications for nutrient management and eelgrass (*Zostera marina*) coverage. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2021/056: iv + 27 p.
- Colbourne, E., Holden, J., Senciall, D., Bailey, W., Snook, S., et Higdon, J. 2016. Physical Oceanographic Conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2015. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/079: v + 40 p.
- Conover, R.J. 1988. Comparative life histories in the genera *Calanus* and *Neocalanus* in high latitudes of the northern hemisphere. *Hydrobiologia* 167: 127–142.
- COSEPAC. 2010. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le Saumon atlantique, *salmo salar*, population du Nunavik, population du Labrador, population du nord-est de Terre-Neuve, population du sud de Terre-Neuve, population du sud-ouest de Terre-Neuve, population du nord-ouest de Terre-Neuve, population de l'est de la Côte-Nord du Québec, population de l'ouest de la Côte-Nord du Québec, population de l'île d'Anticosti, population de l'intérieur du Saint-Laurent, population du lac Ontario, population de la Gaspésie-sud du golfe Saint-Laurent, population de l'est du Cap-Breton, population des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse, population de l'intérieur de la baie de Fundy, population de l'extérieur de la baie de Fundy, au Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. i + 162 p.
- Cote, D., Gregory, R.S., Morris, C.J., Newton, B.H., et Schneider, D.C. 2013. Elevated habitat quality reduces variance in fish community composition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 440: 22–28.
- Crowe, L.M., Brown, M.W., Corkeron, P.J., Hamilton, P.K., Ramp, C., Ratelle, S., Vanderlaan, A.S.M., et Cole, T. 2021. In plane sight: a mark-recapture analysis of North Atlantic right whales in the Gulf of St. Lawrence. *Endanger. Species Res.* 46: 227–251.
- Cullain, N., McIver, R., Schmidt, A.L., et Lotze, H.K. 2018. Spatial variation of macroinfaunal communities associated with *Zostera marina* beds across three biogeographic regions in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 41: 1381–1396.

- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J.-P., Shannon, L., et Sydeman, W.J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion – One-third for the birds. *Science* 334: 1703–1706.
- Cyr, F., et Galbraith, P.S. 2020. Newfoundland and Labrador climate index. Federated Research Data Repository. <https://doi.org/10.20383/101.0301>
- Cyr, F., et Galbraith, P.S. 2021. A climate index for the Newfoundland and Labrador shelf. *Earth Syst. Sci. Data* 13: 1807–1828.
- Dahlin, K.M., Zarnetske, P.L., Read, Q.D., Twardochleb, L.A., Kamoske, A.G., Cheruvellil, K.S., et Soranno, P.A. 2021. Linking terrestrial and aquatic biodiversity to ecosystem function across scales, trophic levels, and realms. *Front. Environ. Sci.* 9: 692401.
- Daoust, P.-Y., Courture, E.L., Wimmer, T., et Bourque, L. 2018. Incident Report: North Atlantic right whale mortality event in the Gulf of St. Lawrence, 2017. Canadian Wildlife Health Cooperative, Marine Animal Response Society, and Fisheries and Oceans Canada. 256 p.
- Davies, K.T.A., et Brillant, S.W. 2019. Mass human-caused mortality spurs federal action to protect endangered North Atlantic right whales in Canada. *Mar. Policy* 104: 157–162.
- Davies, K.T.A., Ross, T., et Taggart, C.T. 2013. Tidal and subtidal currents affect deep aggregations of right whale prey, *Calanus* spp., along a shelf-basin margin. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 479: 263–282.
- Davies, K.T.A., Brown, M.W., Hamilton, P.K., Knowlton, A.R., Taggart, C.T., et Vanderlaan, A.S.M. 2019. Variation in North Atlantic right whale *Eubalaena glacialis* occurrence in the Bay of Fundy, Canada, over three decades. *Endanger. Species Res.* 39: 159–171.
- Davis, G.E., Baumgartner, M.F., Bonnell, J.M., Bell, J., Berchok, C., Bort Thornton, J., Brault, S., Buchanan, G., Charif, R.A., Cholewiak, D., Clark, C.W., Corkeron, P.J., Delarue, J., Dudzinski, K., Hatch, L., Hildebrand, J., Hodge, L., Klinck, H., Kraus, S., Martin, B., Mellinger, D.K., Moors-Murphy, H., Nieukirk, S., Nowacek, D.P., Parks, S., Read, A.J., Rice, A.N., Risch, D., Širović, A., Soldevilla, M., Stafford, K., Stanistreet, J.E., Summers, E., Todd, S., Warde, A., et Van Parijs, S.M. 2017. Long-term passive acoustic recordings track the changing distribution of North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*) from 2004 to 2014. *Sci. Rep.* 7: 13460.
- Davoren, G.K., et Montevecchi, W.A. 2003. Signals from seabirds indicate changing biology of capelin stocks. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 258: 253–261.
- Dawe, E.G., Parsons, D.G., et Colbourne, E.B. 2008. Relationships of sea ice extent and bottom water temperature with abundance of snow crab (*Chionoecetes opilio*) on the Newfoundland-Labrador Shelf. *ICES CM* 2008: B02.
- Dawe, E.G., Mullaney, D.R., Moriyasu, M., et Wade, E. 2012. Effects of temperature on size-at-terminal molt and molting frequency in snow crab *Chionoecetes opilio* from two Canadian Atlantic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 469: 279–296.
- Deiner, K., Bik, H., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., Bista, I., Lodge, D., de Vere, N., Pfrender, M., et Bernatchez, L. 2018. Environmental DNA metabarcoding: transforming how we survey animal and plant communities. *Mol. Ecol.* 26: 5872–5895.
- Denley, D., et Metaxas, A. 2017. Effects of intrinsic and extrinsic factors on reproduction of an ecologically significant invasive bryozoan: implications for invasion success. *Mar. Biol.* 164: 1–10.

- Denley, D., Metaxas, A., et Fennel, K. 2019. Community composition influences the population growth and ecological impact of invasive species in response to climate change. *Oecologia* 189: 537–548.
- de Voogd, N.J., Alvarez, B., Boury-Esnault, N., Carballo, J.L., Cárdenas, P., Díaz, M.-C., Dohrmann, M., Downey, R., Hajdu, E., Hooper, J.N.A., Kelly, M., Klautau, M., Manconi, R., Morrow, C.C., Pisera, A.B., Ríos, P., Rützler, K., Schönberg, C., Vacelet, J., et van Soest, R.W.M. 2022. World Porifera Database. Accédé le 13 septembre 2022. Disponible sur ce site Internet : <https://www.marinespecies.org/porifera>
- DFO et MRNF. 2009. Conservation Status Report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Québec: PART II – Anthropogenic Considerations. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. 2870: 175 p.
- Dinn, C. 2020a. Sponges of the Gulf of St. Lawrence: Field and Laboratory Guide. Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3198: vi + 118 p.
- Dinn, C. 2020b. A new species of *Haliclona* (*Flagellia*) Van Soest, 2017 (Porifera, Demospongiae, Heteroscleromorpha) from the Gulf of St. Lawrence, Canada. *Zootaxa* 4778: 391–395.
- Dinn, C., Leys, S.P., Roussel, M., et Méthé, D. 2020. Geographic range extensions of stalked, flabelliform sponges (Porifera) from eastern Canada with a new combination of a species of *Plicatellopsis* in the North Atlantic. *Zootaxa* 4755: 301–321.
- Dionne, M., Sainte-Marie, B., Bourget, E., et Gilbert, D. 2003. Distribution and habitat selection of early benthic stages of snow crab *Chionoecetes opilio*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 259: 117–128.
- Dupont-Prinet, A., Pillet, M., Chabot, D., Hansen, T., Tremblay, R., et Audet, C. 2013. Northern shrimp (*Pandalus borealis*) oxygen consumption and metabolic enzyme activities are severely constrained by hypoxia in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 448: 298–307.
- Eger, A., Marzinelli, E., Baes, R., Blain, C., Blamey, L., Carnell, P., Choi, C.G., Hessian-Lewis, M., Kim, K.Y., Lorda, J. Moore, P., Nakamura, Y., Pontier, O., Smale, D., Steinberg, P., et Verges, A. 2023. The economic value of fisheries, blue carbon, and nutrient cycling in global marine forests. *EcoEvoRxiv* [Preprint].
- Filbee-Dexter, K., Feehan, C.J., et Scheibling, R.E. 2016. Large-scale degradation of a kelp ecosystem in an ocean warming hotspot. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 543: 141–152.
- Filgueira, R., Guyondet, T., Thupaki, P., Reid, G.K., Howarth, L.M., et Grant, J. 2021. Inferring the potential for nitrogen toxicity on seagrass in the vicinity of an aquaculture site using mathematical models. *J. Environ. Manage.* 282: 111921.
- Fowler, G.M., et Bowlby, H.D. 2022. Modifications des indices du relevé et conséquences pour l'évaluation de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) dans l'Atlantique Nord-Ouest. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2022/024. iv + 74 p.
- Foyle, T.P., O'Dor, R.K., et Elner, R.W. 1989. Energetically defining the thermal limits of the snow crab. *J. Exp. Biol.* 145: 371–393.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D., et Lafleur, C. 2021. Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/045. iv + 84 p.

- Garcia, E.G. 2007. The northern shrimp (*Pandalus borealis*) offshore fishery in the Northeast Atlantic. *Adv. Mar. Biol.* 52: 147–266.
- Gaston, A.J., Woo, K., et Hipfner, J.M. 2003. Trends in forage fish populations in Northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling Thick-billed Murres *Uria lomvia*. *Arctic.* 56: 227–233.
- Gaston, A.J., Bertram, D.F., Boyne, A.W., Chardine, J.W., Davoren, G., Diamond, A.W., Hedd, A., Montevecchi, W.A., Hipfner, J.M., Lemon, M.J.F., Mallory, M.L., Rail, J.-F., et Robertson, G.J. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environ. Rev.* 17: 267–286.
- Gavrilchuk, K., Lesage, V., Ramp, C., Sears, R., Bérubé, M., Bearhop, S., et Beauplet, G. 2014. Trophic niche partitioning among sympatric baleen whale species during the period following the collapse of groundfish stocks in the Northwest Atlantic. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 497: 285–301.
- Gavrilchuk, K., Lesage, V., Fortune, S.M.E., Trites, A.W., et Plourde, S. 2021. Foraging habitat of North Atlantic right whales has declined in the Gulf of St. Lawrence, Canada, and may be insufficient for successful reproduction. *Endanger. Species Res.* 44: 113–136.
- Gibson, A.J.F., Horsman, T.L., Ford, J.S., et Halfyard, E.A. 2014. Recovery Potential Assessment for Eastern Cape Breton Atlantic Salmon (*Salmo salar*): Habitat requirements and availability, threats to populations, and feasibility of habitat restoration. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/071: vii + 141 p.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A., et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: the northwest Atlantic connection. *Limnol Oceanogr.* 50: 1654–1666.
- Gonçalves Neto, A., Langan, J.A., et Palter, J.B. 2021. Changes in the Gulf Stream preceded rapid warming of the Northwest Atlantic shelf. *Commun. Earth Environ.* 2: 74.
- Goode, A.G., Brady, D.C., Steneck, R.S., et Wahle, R.A. 2019. The brighter side of climate change: How local oceanography amplified a lobster boom in the Gulf of Maine. *Glob. Change Biol.* 25: 3906–3917.
- Goodwin, C., Dinn, C., Nefedova, E., Nijhof, F., Murillo, F.J., et Nozères, C. 2021. Two new species of encrusting sponge (Porifera, family Crellidae) from eastern Canada. *Can. J. Zool.* 99: 760–772.
- Gorman, A.M., Gregory, R.S., et Schneider, D.C. 2009. Eelgrass patch size and proximity to the patch edge affect predation risk of recently settled age 0 cod (*Gadus*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 371: 1–9.
- Greenan, B.J.W., Shackell, N.L., Ferguson, K., Greyson, P., Cogswell, A., Brickman, D., Wang, Z., Cook, A., Brennan, C.E., et Saba, V.S. 2019. Climate Change Vulnerability of American Lobster Fishing Communities in Atlantic Canada. *Front. Mar. Sci.* 6: 579.
- Greene, C.H., Pershing, A.J., Conversi, A., Planque, B., Hannah, C., Sameoto, D., Head, E., Smith, P.C., Reid, P.C., Jossi, J., Mountain, D., Benfield, M.C., Wiebe, P.H., et Durbin, E. 2003. Trans-Atlantic responses of *Calanus finmarchicus* populations to basin-scale forcing associated with the North Atlantic Oscillation. *Prog. Oceanogr.* 58: 301–312.
- Grieve, B.D., Hare, J.A., et Saba, V.S. 2017. Projecting the effects of climate change on *Calanus finmarchicus* distribution within the U.S. Northeast Continental Shelf. *Sci. Rep.* 7: 6264.

- Guijarro Garcia, E. 2007. The Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) Offshore Fishery in the Northeast Atlantic. *Adv. Mar. Biol.* 52: 147–266.
- Guillemette, M., Grégoire, F., Bouillet, D., Rail, J.-F., Bolduc, F., Caron, A., et Pelletier, D. 2018. Breeding failure of seabirds in relation to fish depletion: Is there one universal threshold of food abundance? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 587: 235–245.
- Hammill, M.O., et Sauvé, C. 2017. Growth and condition in harp seals: evidence of density-dependent and density-independent influences. *ICES J. Mar. Sci.* 74: 1395–1407.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Mosnier, A., et Doniol-Valcroze, T. 2021. Tendances de l'abondance du phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) dans l'Atlantique Nord-Ouest, 1952-2019. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2021/006. iv + 33 p.
- Han, G., Colbourne, E., Pepin, P., et Xie, Y. 2015. Statistical Projections of Ocean Climate Indices off Newfoundland and Labrador. *Atmos. Ocean* 53: 556–570.
- Han, G., Ma, Z., Long, Z., Perrie, W., et Chassé, J. 2019. Climate Change on Newfoundland and Labrador Shelves: Results From a Regional Downscaled Ocean and Sea-Ice Model Under an A1B Forcing Scenario 2011–2069. *Atmos. Ocean* 57: 3–17.
- Hardy, M., Ferron, C., Mullins, C., Trottier, J., Joseph, V., et Vaché, M. 2012. Vulnerabilities of Ecosystem Components within the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Gulf Reg. Oceans Mgmt. Ser.* 2012/01: viii + 163 p.
- Harley, C.D.G., Anderson, K.M., Demes, K.W., Jorve, J.P., Kordas, R.L., Coyle, T.A., et Graham, M.H. 2012. Effects of climate change on global seaweed communities. *J. Phycol.* 48: 1064–1078.
- Hawkes, N., Korabik, M., Beazley, L., Rapp, H.T., Xavier, J.R., et Kenchington, E. 2019. Glass sponge grounds on the Scotian Shelf and their associated biodiversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 614: 91–109.
- Heck, K.L., Carruthers, T.J., Duarte, C.M., Hughes, A.R., Kendrick, G., Orth, R.J., et Williams, S.W. 2008. Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. *Ecosystems* 11: 1198–1210.
- Hooper, J.N.A., et Van Soest, R.W.M. (éds.). 2002. *Systema Porifera - A Guide to the Classification of Sponges* (2 volumes). Kluwer Academic/Plenum Publishers, NY. xlviii + 1702 p.
- Jensen, A.S., et Silber, G.K. 2003. Large Whale Ship Strike Database. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum. NMFS-OPR-25, 37 p.
- Joseph, V., Schmidt, A.L., et Gregory, R.S. 2013. Use of eelgrass habitats by fish in eastern Canada. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/138: ii + 12p.
- Kelly, N.E., Guijarro-Sabaniel, J., and Zimmerman, R. 2021. Anthropogenic nitrogen loading and risk of eutrophication in the coastal zone of Atlantic Canada. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 263: 107630.
- Kenchington, E.L., Beazley, L., Murillo, F.J., MacDonald, G.T., et Baker, E. 2015. Coral, sponge, and other vulnerable marine ecosystem indicator identification guide, NAFO area. *NAFO Scientific Council Studies Number* 47: 74 p.
- Kenney, R.D., Hyman, M.A.M., Owen, R.E., Scott, G.P., et Winn, H.E. 1986. Estimation of prey densities required by western North Atlantic right whales. *Mar. Mamm. Sci.* 2: 1–13.

- Kerr, T., Clark, J.R., Fileman, E.S., Widdicombe, C.E., et Pugeault, N. 2020. Collaborative deep learning models to handle class imbalance in FlowCam® plankton Imagery. *IEEE Access* 8: 170013–170032.
- Khan, A.H., Levac, E., van Guelphen, L., Pohle, G., et Chmura, G.L. 2018. The effect of global climate change on the future distribution of economically important macroalgae (seaweeds) in the northwest Atlantic. *FACETS* 3: 275–286.
- Klymasz-Swartz, A.K., Allen, G.J.P., Treberg, J.R., Yoon, G.R., Tripp, A., Quijada-Rodriguez, A.R., et Weihrauch, D. 2019. Impact of climate change on the American lobster (*Homarus americanus*): Physiological responses to combined exposure of elevated temperature and pCO₂. *Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol.* 235: 202–210.
- Knowlton, A.R., Clark, J.S., Hamilton, P.K., Kraus, S.D., Pettis, H.M., Rolland, R.M., et Schick, R.S. 2022. Fishing gear entanglement threatens recovery of critically endangered North Atlantic right whales. *Conserv. Sci. Pract.* 4: e12736.
- Knowlton, A.R., et Kraus, S.D. 2001. Mortality and serious injury of northern right whales (*Eubalaena glacialis*) in the western North Atlantic Ocean. *J. Cetacean Res. Manage.* 2: 193–208.
- Koen-Alonso, M., Pepin, P., et Mowbray, F. 2010. Exploring the role of environmental and anthropogenic drivers in the trajectories of core fish species of the Newfoundland-Labrador marine community, NAFO Scientific Council Meeting, SCR Doc. 1, 1–16, Northwest Atlantic Fisheries Organization, Dartmouth, Canada.
- Krumhansl, K.A., et Scheibling, R.E. 2011a. Detrital production in Nova Scotian kelp beds: patterns and processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421: 67–82.
- Krumhansl, K.A., et Scheibling, R.E. 2011b. Spatial and temporal variation in grazing damage by the gastropod *Lacuna vincta* in Nova Scotian kelp beds. *Aquat. Biol.* 13: 163–173.
- Krumhansl, K.A., et Scheibling, R.E. 2012. Production and fate of kelp detritus. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 467: 281–302.
- Krumhansl, K.A., Scheibling, R.E., et Lee, M.J. 2011. Grazing damage and encrustation by an invasive bryozoan reduce the ability of kelps to withstand breakage by waves. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 407: 12–18.
- Krumhansl, K.A., Lauzon-Guay, J., et Scheibling, R.E. 2014. Modeling effects of climate change and phase shifts on detrital production of a kelp bed. *Ecology* 95: 763–774.
- Krumhansl, K.A., Dowd, M., et Wong, M.C. 2020. A characterization of the physical environment at eelgrass (*Zostera marina*) sites along the Atlantic coast of Nova Scotia. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3361: v + 213 p.
- Krumhansl, K.A., Dowd, M., et Wong, M.C. 2021. Multiple metrics of temperature, light, and water motion drive gradients in eelgrass productivity and resilience. *Front. Mar. Sci.* 8: 1–20.
- Lacoursière-Roussel, A., et Deiner, K. 2021. Environmental DNA is not the tool by itself. *J. Fish Biol.* 98: 383–386.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., et Brown, J.A. 2003. Settlement and distribution of age 0 juvenile cod, *Gadus morhua* and *Gadus ogac*, following a large-scale habitat manipulation. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 262: 241–252.
- Le Bris, A., Pershing, A.J., Gaudette, J., Pugh, T.L., et Reardon, K.M. 2017. Multi-scale quantification of the effects of temperature on size at maturity in the American lobster (*Homarus americanus*). *Fish. Res.* 186: 397–406.

- Leduc, N., Lacoursière-Roussel, A., Howland, K.L., Archambault, P., Sevellec, M., Normandeau, É., Dispas, A., Winkler, G., McKindsey, C.W., Simard, N., et Bernatchez, L. 2019. Comparing eDNA metabarcoding and species collection for documenting Arctic metazoan biodiversity. *Environmental DNA* 1: 342–358.
- Lehoux, C., Plourde, S., et Lesage, V. 2020. Significance of dominant zooplankton species to the North Atlantic Right Whale potential foraging habitats in the Gulf of St. Lawrence: a bio-energetic approach. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2020/033: iv + 44 p.
- Lesage, V., Gavrilchuk, K., Andrews, R.D., et Sears, R. 2017. Foraging areas, migratory movements and winter destinations of blue whales from the western North Atlantic. *Endanger. Species Res.* 34: 27–43.
- Lesage, V., Gosselin, J.-F., Lawson, J.W., McQuinn, I., Moors-Murphy, H., Plourde, S., Sears, R., et Simard, Y. 2018. Habitats important to blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the western North Atlantic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/080: iv + 50 p.
- Leslie, H.M., et McLeod, K.L. 2007. Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Front. Ecol. Environ.* 5: 540–548.
- Lewis, K.P., Buren, A.D., Regular, P.M., Mowbray, F.K., et Murphy, H.M. 2019. Forecasting capelin *Mallotus villosus* biomass on the Newfoundland shelf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 616: 171–183.
- Leys, S.P., et Meech, R.W. 2006. Physiology of coordination in sponges. *Can. J. Zool.* 84: 288–306.
- Leys, S.P., Yahel, G., Reidenbach, M.A., Tunnicliffe, V., Shavit, U., et Reiswig, H.M. 2011. The sponge pump: The role of current induced flow in the design of the sponge body plan. *PLoS One* 6: e27787.
- Licandro, P., A. Conversi, F. Ibanez, et J. Jossi. 2001. Time series analysis of interrupted long-term data set (1961–1991) of zooplankton abundance in Gulf of Maine (northern Atlantic, USA). *Oceanolog. Acta* 24: 453–466.
- Lien, J., Sears, R., Stenson, G.B., Jones, P.W., et Ni, I.-H. 1989. Right whale, *Eubalaena glacialis*, sightings in waters off Newfoundland and Labrador and the Gulf of St. Lawrence, 1978–1987. *Can. Field-Nat.* 103: 91–93.
- Lindeman, R.L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23: 399–417.
- Loder, J.W., Han, G., Galbraith, P.S., Chassé, J., et van der Baaren, A. (éds.). 2013. Aspects of climate change in the Northwest Atlantic off Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3045: x + 190 p.
- Lunzmann-Cooke, E.L., Gregory, R.S., Snelgrove, P.V.R., Cote, D., et Fuentes-Yaco, C. 2021. Spatial, temporal, and environmental influences on Atlantic cod *Gadus morhua* offshore recruitment signals in Newfoundland. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 673:151–164.
- Marcello, L.A., Mueter, F.J., Dawe, E.G., et Moriyasu, M. 2012. Effects of temperature and gadid predation on snow crab recruitment: comparisons between the Bering Sea and Atlantic Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 469: 249–261.
- Martins, C.C.A., Turgeon, S., Michaud, R., et Ménard, N. 2022. Occurrence saisonnière et répartition spatiale de quatre espèces de rorqual vulnérables aux collisions avec les navires dans le parc marin du Saguenay–Saint-Laurent (Québec, Canada). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2022/012. v + 64 p.

- Mayo, C.A., et Marx, M.K. 1990. Surface foraging behaviour of the North Atlantic right whale, *Eubalaena glacialis*, and associated zooplankton characteristics. *Can. J. Zool.* 68: 2214–2220.
- McIver, R., Milewski, I., Loucks, R., et Smith, R. 2018. Estimating nitrogen loading and far-field dispersal potential from background sources and coastal finfish aquaculture: a simple framework and case study in Atlantic Canada. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 205 : 46-57.
- McIver, R., Cullain, N., Schmidt, A.L., et Lotze, H.K. 2019. Linking eutrophication indicators in eelgrass habitats to nitrogen loading and mitigating site characteristics in eastern New Brunswick, Canada. *Marine Environ. Res.* 144: 141–153.
- Melvin, G.D., Stephenson, R.L., et Power, M.J. 2009. Oscillating reproductive strategies of herring in the western Atlantic in response to changing environmental conditions. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 1784–1792.
- Menu-Courey, K., Noisette, F., Piedalue, S., Daoud, D., Blair, T., Blier, P.U., Azetsu-Scott, K., et Calosi, P. 2019. Energy metabolism and survival of the juvenile recruits of the American lobster (*Homarus americanus*) exposed to a gradient of elevated seawater pCO₂. *Mar. Environ. Res.* 143: 111–123.
- MERCINA (Marine Ecosystem Responses to Climate in the North Atlantic). 2004. Supply-side ecology and the response of zooplankton to climate-driven changes in North Atlantic Ocean circulation. *Oceanography* 17: 60–71.
- MERCINA (Marine Ecosystem Responses to Climate in the North Atlantic). 2012. Recent Arctic climate change and its remote forcing of Northwest Atlantic shelf ecosystems. *Oceanography* 25: 208–213.
- Meyer-Gutbrod, E.L., et Greene, C.H. 2014. Climate-associated regime shifts drive decadal-scale variability in recovery of North Atlantic right whale population. *Oceanography* 27: 148–153.
- Meyer-Gutbrod, E.L., et Greene, C.H. 2018. Uncertain recovery of the North Atlantic right whale in a changing ocean. *Global Change Biol.* 24: 455-464.
- Meyer-Gutbrod, E.L., Greene, C.H., Sullivan, P.J., et Pershing, A.J. 2015. Climate-associated changes in prey availability drive reproductive dynamics of the North Atlantic right whale population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 535: 243–258.
- Meyer-Gutbrod, E.L., Greene, C.H., Davies, K.T.A., et Johns, D.G. 2021. Ocean regime shift is driving collapse of the North Atlantic right whale population. *Oceanography* 34: 22–31.
- Meyer-Gutbrod, E.L., Davies, K.T.A., Johnson, C.L., Plourde, S., Sorochan, K.A., Kenney, R.D., Ramp, C., Gosselin, J-F., Lawson, J.W., et Greene, C.H. 2022. Redefining North Atlantic right whale habitat-use patterns under climate change. *Limnol. Oceanogr.* 9999: 1–16.
- Miller, R.J., Hocevar, J., Stone, R.P., et Fedorov, D.V. 2012. Structure-forming corals and sponges and their use as fish habitat in Bering Sea submarine canyons. *PLoS One* 7: e33885.
- Mills, K.E., Pershing, A.J., Sheehan, T.F., et Mountain, D. 2013. Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. *Glob. Change Biol.* 19: 3046–3061.

- Moore, M.J., Rowles, T.K., Fauquier, D.A., Baker, J.D., Biedron, I., Durban, J.W., Hamilton, P.K., Henry, A.G., Knowlton, A.R., McLellan, W.A., Miller, C.A., Pace III, R. M., Pettis, H.M., Raverty, S., Rolland, R.M., Schick, R.S., Sharp, S.M., Smith, C.R., Thomas, L., van der Hoop, J., et Ziccardi, M.H. 2021. Assessing North Atlantic right whale health: threats, and development of tools critical for conservation of the species. *Dis. Aquat. Org.* 143: 205–226.
- Morissette, L., Hammill, M.O., et Savenkoff, C. 2006. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Mammal Sci.* 22: 74–103.
- Mosnier, A., Gosselin, J.-F, et Lesage, V. 2022. Distribution saisonnière et concentration de quatre espèces de baleine à fanons dans l'estuaire du Saint-Laurent, basé sur 22 ans de données d'observations de Pêches et Océans Canada. *Secr. can. des avis du MPO. Doc. de rech.* 2020/053: iv + 121 p.
- MPO. 2009. La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.* 2009/018.
- MPO. 2013. Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique des hautes terres du Sud. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/009.
- MPO. 2014a. Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon de l'Atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2014/021.
- MPO 2014b. Perspectives à court terme pour les stocks de morue, de crabe et de crevette dans la région de Terre-Neuve et du Labrador (divisions 2J3KL). *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci.* 2014/049.
- MPO. 2016. Programme de rétablissement de la baleine à bec commune (*Hyperoodon ampullatus*), population du plateau néo-écossais, dans les eaux canadiennes de l'Atlantique [version finale]. Série de programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa.
- MPO. 2017. Évaluation de l'étendue des dommages admissibles pour le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*) dans le Canada atlantique. *Secr. can. de consult. sci. du MPO Rép. des Sci.* 2017/025.
- MPO. 2019a. Évaluation de l'état du stock de homard (*Homarus americanus*) des Îles-de-la-Madeleine (ZPH 22), Québec, en 2018. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2019/061.
- MPO. 2019b. Évaluation de l'état des stocks de homard (*Homarus americanus*) de la Côte-Nord (ZPH 15, 16 et 18) et de l'île d'Anticosti (ZPH 17), Québec, en 2018. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2019/059.
- MPO. 2019c. Évaluation de l'état des stocks de homard (*Homarus americanus*) de la Gaspésie (ZPH 19, 20 et 21), Québec, en 2018. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2019/060.
- MPO. 2019d. Examen de la présence de la baleine noire de l'Atlantique Nord et des risques d'empêchement dans les engins de pêche et de collision avec des navires dans les eaux canadiennes. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2019/028.
- MPO. 2020a. Mise à jour de l'information sur la distribution de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans les eaux canadiennes. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2020/037.
- MPO. 2020b. Évaluation de l'aiguillat commun dans l'Atlantique Nord-Ouest. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2020/001.
- MPO. 2021a. Évaluation du Homard d'Amérique à Terre-Neuve. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2021/008.

- MPO. 2021b. Mise à jour de l'état du stock de crabe des neiges du plateau néo-écossais (*Chionoecetes opilio*, o.*Fabricius*). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/033.
- MPO. 2021c. Évaluation des stocks de crabe des neiges de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent (Zones 13 à 17, 12A, 12B, 12C et 16A) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/047.
- MPO. 2021d. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 6 et de la crevette ésope (*Pandalus montagui*) dans la zone de pêche à la crevette 4 en 2020. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2021/049.
- MPO. 2021e. Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/026.
- MPO. 2021f. Évaluation du contingent du nord du maquereau bleu (*Scomber Scombrus*) en 2020. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/029.
- MPO. 2021g. Cadre de suivi national sur les autres mesures de conservation efficaces par zone présentant des coraux ou des éponges. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/048.
- MPO. 2022a. Évaluation du crabe des neiges de Terre-Neuve-et-Labrador (Divisions 2HJ3KLNOP4R). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/012.
- MPO. 2022b. Répartition spatiale et présence saisonnière du petit rorqual, rorqual à bosse, rorqual commun et rorqual bleu dans l'estuaire du Saint-Laurent. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/026.
- Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D., et Sundby, B. 2011. Acidification of Lower St. Lawrence Estuary Bottom Waters. *Atmos. Ocean* 49: 206–218.
- NAFO. 2017. Report of the 10th Meeting of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WG-ESA), Tech. Rep. NAFO SCS Doc. 17/21, Serial No. N6774, Northwest Atlantic Fisheries Organization, Dartmouth, Canada.
- NAFO. 2018. Report of the 11th Meeting of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WG-ESA), Tech. Rep. NAFO SCS Doc. 18/23, Serial No. N6900, Dartmouth, Canada.
- Nagel, E.J., Murphy, G., Wong, M.C., et Lotze, H.K. 2018. Nitrogen loading rates for twenty-one seagrass inhabited bays in Nova Scotia, Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 3260: v + 37 p.
- Namba, M., Lotze, H.K., et Schmidt, A.L. 2018. Large-scale differences in community structure and ecosystem services of eelgrass (*Zostera marina*) beds across three regions in Eastern Canada. *Estuar. Coast.* 41: 177–192.
- Noisette, F., Calosi, P., Madeira, D., Chemel, M., Menu-Courey, K., Piedalue, S., Gurney-Smith, H., Daoud, D., et Azetsu-Scott, K. 2021. Tolerant larvae and sensitive juveniles: integrating metabolomics and whole-organism responses to define life-stage specific sensitivity to ocean acidification in the American Lobster. *Metabolites* 11(9): 584.
- O'Brien, J.M. 2018. Processes reinforcing regime shift to turf-forming algae in a kelp bed ecosystem. PhD Thesis. Dalhousie University, Halifax, Nova Scotia, Canada.
- O'Brien, J.M., et Scheibling, R.E. 2016. Nipped in the bud: Mesograzers feeding preference contributes to kelp decline. *Ecology* 97: 1873-1886.

- O'Brien, J.M., et Scheibling, R.E. 2018a. Turf wars: Competition between foundation and turf-forming species on temperate and tropical reefs and its role in regime shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 590: 1–17.
- O'Brien, J.M., et Scheibling, R.E. 2018b. Low recruitment, high tissue loss, and juvenile mortality limit recovery of kelp following large-scale defoliation. *Mar. Biol.* 165: 1–19.
- O'Brien, K., et Whitehead, H. 2013. Population analysis of Endangered northern bottlenose whales on the Scotian Shelf seven years after the establishment of a Marine Protected Area. *Endanger. Species Res.* 21: 273–284.
- O'Brien, J.M., Scheibling, R.E., et Krumhansl, K.A. 2015. Positive feedback between large-scale disturbance and density-dependent grazing decreases resilience of a kelp bed ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 522: 1–13.
- Painting, S.J., et Forster, R.M. 2013. Marine Ecosystem Connections: essential indicators of healthy, productive and biologically diverse seas. *Biogeochemistry* 113: 1–7.
- Palumbi, S.R. 1984. Tactics of acclimation: Morphological changes of sponges in an unpredictable environment. *Science* 225: 1478–1480.
- Pendleton, D.E., Pershing, A.J., Brown, M.W., Mayo, C.A., Kenney, R.D., Record, N.R., et Cole, T.V.N. 2009. Regional-scale mean copepod concentration indicates relative abundance of North Atlantic right whales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 378: 211–225.
- Pershing, A.J., et Stamieszkin, K. 2020. The North Atlantic Ecosystem, from Plankton to Whales. *Annu. Rev. Mar. Science* 12: 339–359.
- Pessarrodona, A., Filbee-Dexter, K., Alcoverro, T., Boada, J., Feehan, C.J., Fredriksen, S., Grace, S.P., Nakamura, Y., Narvaez, C.A., Norderhaug, K.M., et Wernberg, T. 2021. Homogenization and miniaturization of habitat structure in temperate marine forests. *Glob. Change Biol.* 27: 5262–5275.
- Pettis, H.M., Pace, R.M.III, et Hamilton, P.K. 2021. North Atlantic Right Whale Consortium 2020 Annual Report Card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium.
- Pham, C.K., Murillo, F.J., Lirette, C., Maldonado, M., Colaço, A., Ottaviani, D., et Kenchington, E. 2019. Removal of deep-sea sponges by bottom trawling in the Flemish Cap area: conservation, ecology and economic assessment. *Sci. Rep.* 9: 15843.
- Plourde, S., Lehoux, C., Johnson, C.L., Perrin, G., et Lesage, V. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food: (I) a spatial climatology of *Calanus* biomass and potential foraging habitats in Canadian waters. *J. Plankton Res.* 41: 667–685.
- Quinn, B.K. 2017. Threshold temperatures for performance and survival of American lobster larvae: A review of current knowledge and implications to modeling impacts of climate change. *Fish. Res.* 186: 383–396.
- Quinn, B.K., et Rochette, R. 2015. Potential effect of variation of water temperature on development time of American lobster larvae. *ICES J. Mar. Sci.* 72 (Supplément 1): i79-i90.
- Quinn, B.K., Rochette, R., Ouellet, P., et Saint-Marie, B. 2013. Effect of temperature on development rate of larvae from cold-water American lobster (*Homarus americanus*). *J. Crustac. Biol.* 33: 527–536.
- Quinn, B.K., Chassé, J., et Rochette, R. 2022. Impact of the use of different temperature-dependent larval development functions on estimates of potential connectivity of American lobster. *Fish. Oceanogr.* 31: 554–569.

- Rail, J.-F., Champoux, L., Lavoie, R.A., et Chapdelaine, G. 2013. Suivi de la population et de la contamination du Fou de Bassan au Québec, 1966-2009. Série de rapports techniques numéro 528. Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Québec. ix + 77 p.
- Record, N.R., Runge, J.A., Pendleton, D.E., Balch, W.M., Davies, K.T.A., Pershing, A.J., Johnson, C.L., Stamieszkin, K., Ji, R., Feng, Z., Kraus, S.D., Kenney, R.D., Hudak, C.A., Mayo, C.A., Chen, C., Salisbury, J.E., et Thompson, C.R.S. 2019. Rapid climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic right whales. *Oceanography* 32: 162–169.
- Reygondeau, G., et Beaugrand, G. 2011. Future climate-driven shifts in distribution of *Calanus finmarchicus*. *Global Change Biol.* 17: 756–766.
- Rheuban, J.E., Kavanaugh, M.T., et Doney, S.C. 2017. Implications of Future Northwest Atlantic Bottom Temperatures on the American Lobster (*Homarus americanus*) Fishery. *J. Geophys. Res. Oceans* 122: 9387–9398.
- Rondeau, A., Comeau, M., et Surette, T. 2015. Assessment of the American Lobster (*Homarus americanus*) Stock Status in the Southern Gulf of St. Lawrence (LFA 23, 24, 25, 26A and 26B). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/036: xii + 92 p.
- Ross, C.H., Pendleton, D.E., Tupper, B., Brickman, D., Zani, M.A., Mayo, C.A., et Record, N.R. 2021. Projecting regions of North Atlantic right whale, *Eubalaena glacialis*, habitat suitability in the Gulf of Maine for the year 2050. *Elementa* 9: 1–16.
- Saba, V.S., Griffies, S.M., Anderson, W.G., Winton, M., Alexander, M.A., Delworth, T.L., Hare, J.A., Harrison, M.J., Rosati, A., Vecchi, G.A., et Zhang, R. 2016. Enhanced warming of the Northwest Atlantic Ocean under climate change. *J. Geophys. Res. Oceans* 121: 118–132.
- Sainte-Marie, B., Gosselin, T., Sévigny, J.-M., et Urbani, N. 2008. The snow crab mating system: opportunity for natural and unnatural selection in a changing environment. *Bull. Mar. Sci.* 83: 131–161.
- Saunders, M.I., et Metaxas, A. 2007. Temperature explains settlement patterns of the introduced bryozoan *Membranipora membranacea* in Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 344: 95–106.
- Saunders, M.I., et Metaxas, A. 2008. High recruitment of the introduced bryozoan *Membranipora membranacea* is associated with kelp bed defoliation in Nova Scotia, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 369: 139–151.
- Saunders, M.I., et Metaxas, A. 2009a. Effects of temperature, size, and food on the growth of *Membranipora membranacea* in laboratory and field studies. *Mar. Biol.* 156: 2267–2276.
- Saunders, M.I., et Metaxas, A. 2009b. Population dynamics of a nonindigenous epiphytic bryozoan *Membranipora membranacea* in the western North Atlantic: Effects of kelp substrate. *Aquat. Biol.* 8: 83–94.
- Scheibling, R.E., et Gagnon, P. 2006. Competitive interactions between the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* and native canopy-forming seaweeds in Nova Scotia (Canada). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 325: 1–14.
- Scheibling, R.E., et Gagnon, P. 2009. Temperature-mediated outbreak dynamics of the invasive bryozoan *Membranipora membranacea* in Nova Scotian kelp beds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 390: 1–13.

- Schippers, K.J., Sipkema, D., Osinga, R., Smidt, H., Pomponi, S.A., Martens, D.E., et Wijffels, R.H. 2012. Cultivation of Sponges, Sponge Cells and Symbionts: achievements and future prospects. *Adv. Mar. Biol.* 60: 273–337.
- Scopel, L.C., et Diamond, A.W. 2017. The case for lethal control of gulls on seabird colonies. *J. Wild. Man.* 81: 572–580.
- Sears, R., et Calambokidis, J. 2002. Update COSEWIC status report on the blue whale, *Balaenoptera musculus*, in Canada. *Dans* COSEWIC assessment and update status report on the blue whale, *Balaenoptera musculus*, in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 32 p.
- Seidov, D., Mishonov, A., et Parsons, R. 2021. Recent warming and decadal variability of Gulf of Maine and Slope Water. *Limnol. Oceanogr.* 66: 3472–3488.
- Sevellec, M., Lacoursière-Roussel, A., Bernatchez, L., Normandeau, E., Solomon, E., Arreak, A., Fishback, L., et Howland, K. 2021. Detecting community change in Arctic marine ecosystems using the temporal dynamics of environmental DNA. *Environmental DNA* 3: 573–590.
- Seymour, N.R., Miller, A.G., et Garbary, D.J. 2002. Decline of Canada geese (*Branta canadensis*) and common goldeneye (*Bucephala clangula*) associated with a collapse of eelgrass (*Zostera marina*) in a Nova Scotia estuary. *Helgol. Mar. Res.* 56: 198–202.
- Shields, J.D. 2019. Climate change enhances disease processes in crustaceans: case studies in lobsters, crabs, and shrimps. *J. Crustac. Biol.* 39: 673–683.
- Showell, M.A., Fowler, G.M., Joyce, W., McMahon, M., Miri, C.M., et Simpson, M.R. 2017. Current Status and Threats to the North Atlantic Shortfin Mako Shark (*Isurus oxyrinchus*) Population in Atlantic Canada. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/039: v + 45 p.
- Shumway, S.E., Perkins, H.C., Schick, D.F., et Stickney, A.P. 1985. Synopsis of biological data on the Pink Shrimp, *Pandalus borealis* Krøyer, 1838. NOAA Tech. Rep. NMFS 30: iv + 57 p.
- Simard, Y., Roy, N., Giard, S., et Aulancier, F. 2019. North Atlantic right whale shift to the Gulf of St. Lawrence in 2015, revealed by long-term passive acoustics. *Endanger. Species Res.* 40: 271–284.
- Simonson, E.J., Scheibling, R.E., et Metaxas, A. 2015. Kelp in hot water: I. Warming seawater temperature induces weakening and loss of kelp tissue. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 537: 89–104.
- Smith, A.D., Van Beveren, E., Girard, L., Boudreau, M., Brosset, P., Castonguay, M., et Plourde, S. 2020. Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in NAFO Subareas 3 and 4 in 2018. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2020/013: iv + 37 p.
- Soanes, L.M., Bright, J.A., Angel, L.P., Arnould, J.P.Y., Bolton, M., Berlincourt, M., Lascelles, B., Owen, E., Simon-Bouhet, B., et Green, J.A. 2016. Defining marine important bird areas: Testing the foraging radius approach. *Biol. Cons.* 196: 69–79.
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Morse, R., Pepin, P., Runge, J., Thompson, C., et Johnson, C.L. 2019. North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*) and its food: (II) interannual variations in biomass of *Calanus* spp. on western North Atlantic shelves. *J. Plankton Res.* 41: 687–708.
- Sorochan, K.A., Plourde, S., Baumgartner, M.F., et Johnson, C.L. 2021. Availability, supply, and aggregation of prey (*Calanus* spp.) in foraging areas of the North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *ICES J. Mar. Sci.* 78: 3498–3520.

- Stanistreet, J.E., Feyrer, L.J., et Moors-Murphy, H.B. 2021. Distribution, movements, and habitat use of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*) on the Scotian Shelf. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/074: vi + 34 p.
- Stenson, G.B. 2013. Estimating consumption of prey by Harp Seals, *Pagophilus groenlandicus*, in NAFO divisions 2J3KL. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/156: iii + 26 p. (Errata: October 2015)
- Stenson, G.B., et Hammill, M.O. 2014. Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? ICES J. Mar. Sci. 71: 1977–1986.
- Stenson, G.B., Buren, A.D., et Koen-Alonso, M. 2016. The impact of changing climate and abundance on reproduction in an ice-dependent species, the Northwest Atlantic harp seal, *Pagophilus groenlandicus*. ICES J. Mar. Sci. 73: 250–262.
- Stenson, G.B., Gosselin, J.-F., Lawson, J.W., Buren, A., Goulet, P., Lang, S.L.C., Nilssen, K., et Hammill, M.O. 2020a. Estimation de la production de petits chez le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest, *Pagophilus groenlandicus*, en 2017. Secr. can.de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/056: iv + 33 p.
- Stenson, G.B., Buren, A.D., et Sheppard, G.L. 2020b. Updated estimates of reproductive rates in Northwest Atlantic harp seals and the influence of body condition. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/057: iv + 22 p.
- Stenson, G.B., Haug, T., et Hammill, M.O. 2020c. Harp Seals: Monitors of Change in Differing Ecosystems. Front. Mar. Sci. 7: 569258.
- Stortini, C.H., Chabot, D., et Shackell, N.L. 2017. Marine species in ambient low-oxygen regions subject to double jeopardy impacts of climate change. Glob. Change Biol. 23: 2284–2296.
- Tai, T.C., Calosi, P., Gurney-Smith, H.J., et Cheung, W.W.L. 2021. Modelling ocean acidification effects with life stage-specific responses alters spatiotemporal patterns of catch and revenues of American lobster, *Homarus americanus*. Sci. Rep. 11: 23330.
- Thomsen, P.F., Kielgast, J., Iversen, L.L., Wiuf, C., Rasmussen, M., Gilbert, M.T.P., Orlando, L., et Willerslev, E. 2012. Monitoring endangered freshwater biodiversity using environmental DNA. Mol. Ecol. 21: 2565–2573.
- van den Heuvel, M.R., Hitchcock, J.K., Coffin, M.R., Pater, C.C., et Courtenay, S.C. 2019. Inorganic nitrogen has a dominant impact on estuarine eelgrass distribution in the Southern Gulf of St. Lawrence, Canada. Limnol. and Oceanogr. 64: 2313–2327.
- van der Hoop, J., Corkeron, P., et Moore, M. 2017. Entanglement is a costly life-history stage in large whales. Ecol. Evol. 7: 92–106.
- Vercaemer, M., Scarrow, M.A., Roethlisberger, B., Krumhansl, K.A., et Wong, M.C. 2021. Reproductive ecology of *Zostera marina* L. (eelgrass) across varying environmental conditions. Aquat. Bot. 175: 103444.
- Vogel, S. 1977. Current induced through living sponges in nature. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 74: 2069–2071.
- Waller, J.D., Wahle, R.A., McVeigh, H., et Fields, D.M. 2016 Linking rising pCO₂ and temperature to the larval development and physiology of the American lobster (*Homarus americanus*). ICES J. Mar. Sci. 74: 1210–1219.
- Weisz, J.B., Lindquist, N., et Martens, C.S. 2008. Do associated microbial abundances impact marine demosponge pumping rates and tissue densities? Oecologia 155: 367–376.

- Wilson, K.L., Kay, L.M., Schmidt, A.L., et Lotze, H.K. 2015. Effects of increasing water temperatures on survival and growth of ecologically and economically important seaweeds in Atlantic Canada: implications for climate change. *Mar. Biol.* 162: 2431–2444.
- Wilson, K.L., Skinner, M.A., et Lotze, H.K. 2019. Projected 21st-century distribution of canopy-forming seaweeds in the Northwest Atlantic with climate change. *Divers. Distrib.* 25: 582–602.
- Wimmer, T., et Whitehead, H. 2004. Movements and distribution of northern bottlenose whales, *Hyperoodon ampullatus*, on the Scotian Slope and in adjacent waters. *Can. J. Zool.* 82: 1782–1794.
- Wong, M.C. 2018. Secondary production of macrobenthic communities in seagrass (*Zostera marina*, eelgrass) beds and bare soft sediments across differing environmental conditions in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 41: 536–538.
- Wong, M.C., et Dowd, M. 2015. Patterns in taxonomic and functional diversity of microbenthic invertebrates across seagrass habitats: a case study in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 38: 2323–2336.
- Wong, M.C., et Dowd, M. 2021a. Functional trait complementarity and dominance both determine benthic secondary production in temperate seagrass beds. *Ecosphere* 12(11): e03794.
- Wong, M.C., et Dowd, M. 2021b. Sub-seasonal physical dynamics of temperature, light, turbidity, and water motion in eelgrass (*Zostera marina*) beds on the Atlantic coast of Nova Scotia, Canada. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3447: v + 74 p.
- Wong, M.C., Dowd, M., Bravo, M., Giroux, C., Haverstock, A., Humble, M., MacFarlane, M., Roach, S., et Rowsell, J. 2016. Nekton in *Zostera marina* (eelgrass) beds and bare soft-sediment bottom on the Atlantic Coast of Nova Scotia, Canada: species-specific density and data calibrations for sampling gear and day-night differences. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3155: v + 40 p.
- Wong, M.C., Vercaemer, B.M., et Griffiths, G. 2021. Response and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) to chronic and episodic light disturbance. *Estuar. Coast.* 44: 312–324.
- Yashayaev, I., et Loder, J.W. 2017. Further intensification of deep convection in the Labrador Sea in 2016. *Geophys. Res. Lett.* 44: 1429–1438.
- Zisserson, B., et Cook, A. 2017. Impact of bottom water temperature change on the southernmost snow crab fishery in the Atlantic Ocean. *Fish Res.* 195: 12–18.

12. MESSAGES CLÉS ET SYNTHÈSE

Le changement climatique — en raison de l'augmentation de la température de l'air et des changements survenus dans la configuration des grands courants mondiaux — continue de causer des changements dans les eaux du Canada atlantique. Des conditions océaniques plus chaudes ont été observées dans tous les paramètres, donnant lieu à des records pour la température, la glace de mer et la couche intermédiaire froide, surtout en 2021. La variabilité interannuelle demeure considérable, mais la tendance au réchauffement à long terme reste claire. L'acidité augmente également dans l'ensemble de l'Atlantique, à un rythme plus rapide que la moyenne mondiale. La saturation en oxygène est également à la baisse, surtout dans le nord du golfe du Saint-Laurent, près de la tête du chenal Laurentien.

Le réchauffement des eaux de surface et des eaux profondes ainsi que les changements dans la circulation océanique sont des facteurs importants de l'évolution des nutriments, du phytoplancton et du zooplancton. On a observé récemment une augmentation des nitrates en eaux profondes et une biomasse phytoplanctonique proche ou supérieure à la normale dans le golfe du Saint-Laurent et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Les changements récents dans la structure de la communauté zooplanctonique suggèrent également un retour progressif à des abondances moyennes de *Calanus finmarchicus*, ce qui pourrait avoir des conséquences bénéfiques sur le flux d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs. Toutefois, le déclin à long terme de ces indices de niveaux trophiques inférieurs peut indiquer une baisse du potentiel de production écosystémique inférieure à celui des décennies précédentes.

Les habitats à macrophytes côtiers de varech et de zostère ont été réduits par rapport aux niveaux historiques dans de nombreuses régions de la zone Atlantique, même si certaines zones saines persistent et augmentent là où les conditions sont favorables. Les effets combinés de multiples facteurs de stress, tels que les eaux plus chaudes, les espèces envahissantes et l'apport excessif de nutriments, sur les macrophytes ont également une incidence sur les espèces qui leur sont associées et perturbent les services écosystémiques fournis par les laminaires et les zostères.

Les communautés de poissons et d'invertébrés de la zone Atlantique continuent de subir les répercussions de la surpêche historique. Cependant, en plus de l'évolution rapide des conditions environnementales, des pressions écologiques et anthropiques supplémentaires continuent d'entraver le rétablissement de nombreuses espèces et de perpétuer des changements importants dans la structure des communautés. Le homard américain et le sébaste occupent désormais une place plus importante dans les communautés, avec une baisse continue de poissons-fourrages, un grand nombre de poissons démersaux et de saumons atlantiques. Toutefois, la dynamique des espèces présentant une forte variabilité interannuelle ou pour lesquelles on dispose de peu de données, telles que les grands invertébrés de pêches à petite échelle, les requins et raies démersaux et les requins pélagiques, demeure inexploquée.

Des habitats importants pour les baleines ont été récemment déterminés, fournissant des informations clés sur leur présence et leurs activités de recherche de nourriture dans les eaux du Canada atlantique. La détermination de ces zones prioritaires permet une surveillance efficace des espèces de cétacés et contribue aux efforts visant à atténuer l'impact des activités humaines sur le rétablissement de leur population, notamment par la mise en œuvre de diverses mesures de gestion visant à atténuer les multiples facteurs de stress et à fournir des conseils pour la gestion des pêches et l'état de l'écosystème.

Les conséquences du changement climatique sur le biote marin peuvent être profondes, influant la croissance, la reproduction et la survie des espèces, modifiant les conditions de l'habitat et entraînant l'expansion ou la contraction de l'aire de répartition avec d'autres changements dans la composition de la communauté et la modification des interactions prédateurs-proies et des réseaux trophiques. L'interaction entre l'augmentation de l'acidité, la faible saturation en oxygène et le réchauffement des eaux de fond dans certaines zones du nord du golfe du Saint-Laurent a créé un environnement particulièrement stressant pour les invertébrés d'importance commerciale. Les effets de ces changements environnementaux ont été observés sur le biote marin à tous les niveaux trophiques et dans tous les groupes fonctionnels.

En réponse aux changements dans la disponibilité des proies (p. ex. copépodes *Calanus* et poissons-fourrages) et des habitats (p. ex. glace de mer, macrophytes), de nombreux poissons, oiseaux de mer et mammifères de grande taille se sont adaptés en modifiant leur comportement ou leur régime alimentaire, ce qui a des conséquences sur leur santé générale. Au Canada atlantique, un large éventail d'espèces de tous les groupes taxonomiques reste menacé - poissons, tortues de mer, requins pélagiques, oiseaux de mer et baleines - et la plupart d'entre elles n'ont pas été en mesure de se rétablir face à de multiples facteurs de stress. En revanche, pour une poignée d'espèces de l'Atlantique, les augmentations d'abondance observées ou les rétablissements documentés permettent un optimisme prudent pour la vie marine face aux pressions croissantes.

Le MPO continue d'œuvrer en faveur d'une perspective écosystémique plus globale, notamment en adoptant des approches plus cohérentes entre les biorégions. Bien que cela reste difficile, de nouvelles technologies et de nouvelles méthodes continuent d'améliorer notre compréhension de l'état et des tendances des écosystèmes de l'Atlantique. Ces applications ont permis une surveillance plus efficace, la découverte de nouvelles espèces et la détermination d'habitats clés pour diverses espèces marines. Les progrès dans notre compréhension de l'écologie des espèces, la disponibilité accrue de données environnementales pertinentes et les cadres de modélisation avancés amélioreront nos connaissances, ce qui permettra de faire des prévisions plus précises sur la façon dont les espèces réagiront probablement aux facteurs de stress anthropiques et aux modifications de leurs écosystèmes induites par le changement climatique.

13. REMERCIEMENTS

Le travail effectué a été appuyé par l'Initiative des rapports sur l'état des écosystèmes de Pêches et Océans Canada. Nous remercions tout particulièrement les scientifiques du MPO et d'ECCC pour leurs précieuses contributions (temps, données, commentaires et discussions) à la production du présent document de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique, ainsi que les participants à l'atelier de synthèse pour leurs présentations, lesquelles ont donné lieu à des discussions fructueuses. Merci à Keith Clarke et à Katherine Middleton, qui ont présidé et animé les discussions de l'atelier de synthèse. Nous tenons également à remercier Michael Scarratt et Pierre Pepin pour leurs commentaires sur le manuscrit. Enfin, nos sincères remerciements à tous les techniciens, biologistes et chercheurs qui planifient, recueillent, fournissent et analysent les données sur lesquelles repose le rapport.

ANNEXE 1 – TABLEAU SOMMAIRE DE L'ÉTAT ET DES TENDANCES

Tableau A1. Liste des variables environnementales et des espèces incluses dans ce rapport. Biorégions : Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (PTNL), plateau néo-écossais (PNE), golfe du Saint-Laurent (GSL), parfois divisé en nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) et sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL). « ATL » indique une espèce évaluée dans tout l'Atlantique canadien. Année de données la plus récente. Les références sont indiquées dans les chapitres respectifs.

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Chapitre 2.0 Océanographie physique					
Température de l'océan					
Surface de la mer	-	ATL	Variable; 2021 a été la 3 ^e année la plus chaude	2021	MPO 2022
Surface de la mer	-	GSL	2016 a été l'année la plus chaude de la série	2021	MPO 2022
Eaux profondes/fond	-	nGSL	Normale à supérieure à la normale	2021	MPO 2022
Eaux profondes/fond	-	PNE	Normale à supérieure à la normale	2021	MPO 2022
Eaux profondes/fond	-	PTNL	Normale à supérieure à la normale; record de la série en 2021	2021	MPO 2022
Glace de mer					
Indice de la glace de mer	-	GSL	Inférieure à la normale/creux record en 2021	2021	MPO 2022
Indice de la glace de mer	-	PNE	Inférieure à la normale/creux record en 2021	2021	MPO 2022
Indice de la glace de mer	-	PTNL	Inférieure à la normale	2021	MPO 2022
ONA					

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Indice de l'ONA	-	ATL	Indice négatif en 2021 après une série d'anomalies positives (plus froides) (de 2016 à 2020)	2021	MPO 2022
Couche intermédiaire froide					
Volume de la couche intermédiaire froide	-	GSL	Plus chaude que la normale/creux record de la série en 2021	2021	MPO 2022
Volume de la couche intermédiaire froide	-	PNE	Plus chaude que la normale	2021	MPO 2022 *données non recueillies en 2021
Volume de la couche intermédiaire froide	-	PTNL	Plus chaude que la normale	2021	MPO 2022
Ruissellement					
-	-	GSL	Très variable	2021	MPO 2022
Stratification					
Indice de la stratification	-	GSL	Très variable	2021	MPO 2022
Indice de la stratification	-	PNE	En grande partie normale	2021	MPO 2022
Indice de la stratification	-	PTNL	Variable	2021	MPO 2022
Niveau moyen de la mer					
Niveau relatif de la mer	-	nGSL	En hausse dans certaines zones et en baisse dans d'autres/tendance générale faible	2021	Hebert <i>et al.</i> 2021; Han <i>et al.</i> 2014
Niveau relatif de la mer	-	PNE	S'élevant de 20 à 40 cm/siècle	2021	Hebert <i>et al.</i> 2021; Han <i>et al.</i> 2014

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Niveau relatif de la mer	-	PTNL	S'élevant au sud (22 cm/siècle) et s'abaissant au nord (20 cm/siècle)	2021	Hebert <i>et al.</i> 2021; Han <i>et al.</i> 2014
Chapitre 3.0 Chimie des carbonates, pH et oxygène dissous					
Acidification de l'océan					
pH	-	ATL	Baisse de 0,03 à 0,04/décennie	2020	MPO 2022
pH	-	GSL	<7,6 dans l'estuaire; augmentation depuis 2019; diminution de 0,04 unité de pH/décennie dans le golfe; creux record de la série en 2020	2020	MPO 2022
pH	-	PNE	7,8 à 8; baisse de 0,03 unité de pH/décennie	2020	MPO 2022
pH	-	PTNL	7,8 à 8; diminution de 0,03 unité de pH/décennie dans la mer du Labrador	2020	MPO 2022
État de saturation en carbonates					
État de saturation en carbonates	-	GSL	Eaux du fond sous-saturées en aragonite; eaux profondes de l'estuaire sous-saturées en calcite et en aragonite	2020	MPO 2022
État de saturation en carbonates	-	PNE	Légère sous-saturation sur l'est du plateau néo-écossais	2020	MPO 2022
État de saturation en carbonates	-	PTNL	Légère sous-saturation dans les zones plus profondes	2020	MPO 2022
Oxygène dissous					

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Oxygène dissous	-	GSL	Chenaux profonds constamment hypoxiques (saturation inférieure à 30 %)	2020	MPO 2022
Oxygène dissous	-	PNE	Généralement élevé	2020	MPO 2022
Oxygène dissous	-	PTNL	Généralement élevé	2020	MPO 2022
Chapitre 4.0 Éléments nutritifs et niveaux trophiques inférieurs					
Éléments nutritifs					
Nitrates profonds	-	ATL	Creux records en 2017–2018; presque à la normale en 2019–2020	2020	MPO 2022
Nitrates profonds	-	GSL	Passage d'un niveau inférieur à la normale à un niveau supérieur à la normale	2020	MPO 2022
Nitrates profonds	-	PNE	Généralement au-dessous de la normale	2020	MPO 2022
Nitrates profonds	-	PTNL	Passage d'un niveau inférieur à la normale à généralement supérieur à la normale	2020	MPO 2022
Phytoplancton					
Indice de la chlorophylle a	-	ATL	Proche de la normale ou au-dessus	2020	MPO 2022
Indice de la chlorophylle a	-	GSL	Proche de la normale ou au-dessus depuis 2017	2020	MPO 2022

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Indice de la chlorophylle <i>a</i>	-	PNE	Proche de la normale ou en dessous	2020	MPO 2022
Indice de la chlorophylle <i>a</i>	-	PTNL	Proche de la normale ou au-dessus depuis 2017	2020	MPO 2022
Zooplankton					
Copépodes	<i>Calanus finmarchicus</i>	ATL	Rebondissement et retour à la normale après le niveau record de 2015	2020	DFO 2022
Copépodes	<i>Pseudocalanus</i> spp.	ATL	Diminution jusqu'à un niveau proche de la normale après le maximum de 2015	2020	DFO 2022
Copépodes	<i>Pseudocalanus</i> spp.	GSL	Généralement proche ou supérieure à la normale depuis 2014	2020	DFO 2022
Copépodes	<i>Pseudocalanus</i> spp.	SS	Généralement proche ou supérieure à la normale depuis 2014	2020	DFO 2022
Copépodes	<i>Pseudocalanus</i> spp.	NLS	Généralement proche ou supérieure à la normale depuis 2013	2020	DFO 2022
Non-copépodes	-	ATL	Diminution progressive après le pic de 2015	2020	DFO 2022
Non-copépodes	-	GSL	Principalement supérieur à la moyenne	2020	DFO 2022
Non-copépodes	-	NLS	Principalement supérieur à la moyenne	2020	DFO 2022
Chapitre 5.0 Macrophytes marins					
Macroalgues					
<i>Algue rouge</i>					
Mousse d'Irlande	<i>Chondrus crispus</i>	PNE	-	-	Bundy <i>et al.</i> 2014

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
<i>Algue brune</i>					
Fucus bifide	<i>Fucus</i> sp.	PNE	-	-	Bundy <i>et al.</i> 2014
Ascophylle noueuse	<i>Ascophyllum nodosum</i>	PNE	-	-	Bundy <i>et al.</i> 2014
Espèces de varech	-	GSL/PTNL	Aucune donnée récente (GSL/PTNL)	-	Merzouk et Johnson 2011
Espèces de varech	-	PNE	La biomasse a diminué de 85 à 99 % en 4 à 6 décennies (PNE); une partie a été remplacée par des tapis d'algues courtes	2016	Filbee-Dexter <i>et al.</i> 2016
Varech*	<i>Alaria esculenta</i>	-	-	-	*inclus dans les tendances des espèces de varech
Varech*	<i>Saccharine latissima</i>	-	-	-	*inclus dans les tendances des espèces de varech
Varech*	<i>Agarum clathratum</i>	-	-	-	*inclus dans les tendances des espèces de varech
Varech*	<i>Hedophyllum nigripes</i>	-	-	-	*inclus dans les tendances des espèces de varech
Varech*	<i>Laminaria digitata</i>	-	-	-	*inclus dans les tendances des espèces de varech
Plante marine					

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Zostère	<i>Zostera marina</i>	GSL	Plus de la moitié des herbiers en diminution, les autres sont stables ou en augmentation	2020	ECCC 2020; Murphy <i>et al.</i> 2021
Zostère	<i>Zostera marina</i>	PNE	La moitié des herbiers sont stables ou en augmentation et l'autre moitié diminue	2020	ECCC 2020; Murphy <i>et al.</i> 2021
Zostère	<i>Zostera marina</i>	PTNL	Pour la plupart stables ou en expansion; moins en baisse	2020	ECCC 2020; Murphy <i>et al.</i> 2021
Chapitre 6.0 Grands invertébrés marins					
Crustacés					
Homard d'Amérique	<i>Homarus americanus</i>	nGSL	Débarquements en hausse	2020	MPO 2019a–c, e
Homard d'Amérique	<i>Homarus americanus</i>	sGSL	Zone saine	2020	MPO 2014a, MPO 2019e
Homard d'Amérique	<i>Homarus americanus</i>	PNE	Zone saine/débarquements élevés	2020	MPO 2021f–k
Homard d'Amérique	<i>Homarus americanus</i>	PTNL	Débarquements en hausse	2020	MPO 2021l
Crevette nordique	<i>Pandalus borealis</i>	nGSL	3 dans la zone saine, 1 dans la zone de prudence, mais s'améliore; 2017 à 2020 : débarquements à un niveau égal ou nettement inférieur à la moyenne; les indices des relevés sont égaux ou inférieurs aux creux historiques	2020	MPO 2021d

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Crevette nordique	<i>Pandalus borealis</i>	PNE	Est du PN : zone saine en 2020, mais zone de prudence en 2021; 2017 à 2020: débarquements à un niveau égal ou nettement inférieur à la moyenne	2021	MPO 2021p; MPO 2022a
Crevette nordique	<i>Pandalus borealis</i>	PTNL	Trois stocks du sud au nord : zone critique, zone saine, zone de prudence 2017-2020: débarquements à un niveau égal ou nettement inférieur à la moyenne; indices des relevés égaux ou inférieurs aux creux historiques	2020	MPO 2021e
Crabe des neiges	<i>Chionoecetes opilio</i>	sGSL	Zone saine; indices des relevés élevés, mais variables; débarquements élevés en 2017-2018	2020	MPO 2014b; MPO 2021m
Crabe des neiges	<i>Chionoecetes opilio</i>	nGSL	Débarquements élevés en 2017, mais très faibles en 2020	2020	MPO 2021a
Crabe des neiges	<i>Chionoecetes opilio</i>	PNE	Baisse à de très faibles valeurs en 2017-2018, puis hausse en 2019-2020, mais bien en deçà de la moyenne	2020	MPO 2021o
Crabe des neiges	<i>Chionoecetes opilio</i>	PTNL	Au-dessus du point de référence limite; indices des relevés faibles, mais en hausse; baisse à de très faibles valeurs en 2017-2018, puis hausse en 2019-2020, mais bien en deçà de la moyenne	2020	MPO 2021n, MPO 2022b
Crabe nordique	<i>C. borealis</i>	PNE	2017-2020: débarquements faibles ou en baisse	2020	-

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Crabe commun	<i>Cancer irroratus</i>	nGSL	2017–2020: débarquements faibles ou en baisse	2020	MPO 2018a
Crabe commun	<i>Cancer irroratus</i>	sGSL	2017–2020: débarquements faibles ou en baisse; indices des relevés variables de 2017 à 2020, diminuant à de faibles valeurs en 2020	2020	MPO 2019f
Crabe commun	<i>Cancer irroratus</i>	PNE	2017–2020: débarquements faibles ou en baisse	2020	-
Crabe araignée	<i>Hyas</i> spp.	sGSL	2017–2020: débarquements faibles ou en baisse; indices des relevés variables de 2017 à 2020, diminuant à de faibles valeurs en 2020	2020	-
Crabe araignée	<i>Hyas</i> spp.	nGSL	Débarquements élevés en 2017–2019, forte baisse en 2020	2020	Lambert <i>et al.</i> 2020
Crabe abyssal rouge/Crabe rouge	<i>Chaceon quinquedens</i>	PNE	Débarquements élevés en 2017–2020, forte baisse en 2020	2020	-
Mollusques					
Pétoncle géant	<i>Placeopecten magellanicus</i>	nGSL	2017–2020 : débarquements stables, mais faibles/inférieurs à la moyenne depuis 2005	2020	MPO 2021b
Pétoncle d'Islande*	<i>Chlamys islandica</i>	nGSL	-	-	*inclus avec les débarquements de pétoncles géants du nGSL
Pétoncle géant	<i>Placeopecten magellanicus</i>	sGSL	2017–2020 : débarquements stables, mais faibles/inférieurs à la moyenne depuis 2005	2020	Niles <i>et al.</i> 2021

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Pétoncle géant	<i>Placopecten magellanicus</i>	PNE	Zone saine/débarquements stables	2020	MPO 2020c, 2020d, 2020e, 2021q
Mactre de Stimpson	<i>Mactromeris polynyma</i>	nGSL	2017–2020: débarquements stables après la baisse de 2013 à 2016	2020	MPO 2021b
Mactre de Stimpson	<i>Mactromeris polynyma</i>	PNE	2017–2020: débarquements supérieurs à la moyenne, mais variables	2020	MPO 2021b [Eaux côtières du Québec]
Coque du Groenland*	<i>Serripes groenlandicus</i>	PNE	-	-	*inclus dans les débarquements de mactre de Stimpson du PNE
Pitot*	<i>Cyrtodaria siliqua</i>	PNE	-	-	*inclus dans les débarquements de mactre de Stimpson du PNE
Quahog nordique*	<i>Arctica islandica</i>	PNE	-	-	*inclus dans les débarquements de mactre de Stimpson du PNE
Mye commune	<i>Mya arenaria</i>	nGSL	2017–2020: débarquements très faibles après la baisse de 2000 à 2010	2020	-
Mactre d'Amérique	<i>Spisula solidissima</i>	nGSL	Débarquements supérieurs à la moyenne en 2019, puis proches de la moyenne en 2020	2020	MPO 2019d
Couteau droit	<i>Ensis leei</i>	nGSL	Débarquements variables; augmentation de 2015 à 2017, puis diminution de 2018 à 2020	2020	-
Buccin	<i>Buccinum undatum</i>	nGSL	2017–2020: débarquements en baisse; sous la moyenne de 2018 à 2020	2020	MPO 2018b

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Encornet nordique	<i>Illex illecebrosus</i>	nGSL	Débarquements en hausse depuis 2017	2020	-
Échinodermes					
Oursin vert	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	nGSL	2017–2020: débarquements en baisse, mais supérieurs à la moyenne	2020	MPO 2016a
Oursin vert	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	sGSL	1990–2020: baisse globale des anomalies de l'indice des relevés; anomalie négative importante de l'indice des relevés de 2017 à 2020	2020	MPO 2016a
Holothurie touffue	<i>Cucumaria frondosa</i>	nGSL	2015–2020: débarquements proches de la moyenne	2020	MPO 2021c
Chapitre 7.0 Poissons marins et diadromes					
Poissons marins					
<i>Poissons pélagiques</i>					
Hareng de l'Atlantique	<i>Clupea harengus</i>	nGSL	Reproducteur de printemps : hausse en 2017 et en 2019 dans la division 4R par rapport au creux de la série en 2015; hausse dans la division 4Sw en 2019–2020 reproducteur d'automne; légère hausse dans les divisions 4R/4Sw	2020	MPO 2021a, b
Hareng de l'Atlantique	<i>Clupea harengus</i>	sGSL	Reproducteur de printemps; biomasse très faible Reproducteur d'automne; faible biomasse de 2016 à 2020, baisse de la biomasse aux niveaux observés dans les années 1970 à 1980	2021	MPO 2022a

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Hareng de l'Atlantique	<i>Clupea harengus</i>	PNE	Faible abondance historique (divisions 4V, 4W); faible de 2016 à 2021 et continue de diminuer (division 4X)	2021	-
Maquereau	<i>Scomber scombrus</i>	nGSL	Débarquements les plus faibles jamais observés en 2020; proches ou en dessous du point de référence limite pendant la dernière décennie	2020	MPO 2021c
Maquereau	<i>Scomber scombrus</i>	sGSL	Biomasse élevée du relevé en 2021 malgré la faible biomasse du stock reproducteur	2021	MPO 2023
Maquereau	<i>Scomber scombrus</i>	PNE	Niveaux très bas dans les divisions 4V, 4W et 4X depuis 2010	2021	-
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	nGSL	Débarquements proches de la moyenne depuis 2018 (divisions 4RST); indice du rendement des pêches supérieur à la moyenne	2020	MPO 2021d
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	sGSL	2020–2021 : hausse par rapport à 2018–2019, mais encore inférieurs à 2017	2020	MPO 2021d
Capelan	<i>Mallotus villosus</i>	PTNL	Indice de la biomasse proche de la moyenne, mais beaucoup plus bas que les niveaux historiques	2019	MPO 2021e
Gaspereau	<i>Gaspereau (Alosa pseudoharengus)/ Alose d'été (Alosa aestivalis)</i>	sGSL	Biomasse diminue depuis les années 1980, mais demeure faible	2021	MPO 2022b
Éperlan arc-en-ciel	<i>Osmerus mordax</i>	-	-	-	-

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Morue polaire	<i>Boreogadus saida</i>	-	-	-	-
Lançon	<i>Ammodytes dubius</i>	-	-	-	-
Thon rouge de l'Atlantique	<i>Thunnus thynnus</i>	ATL	En voie de disparition	-	COSEPAC 2011a
Espadon	<i>Xiphias gladius</i>	ATL	-	-	-
Germon	<i>Thunnus alalunga</i>	ATL	-	-	-
Thon albacore (thon à nageoires jaunes)	<i>Thunnus albacares</i>	ATL	-	-	-
Thon obèse	<i>Thunnus obesus</i>	ATL	-	-	-
<i>Requins pélagiques – résidents à l'année</i>					
Requin bleu	<i>Prionace glauca</i>	ATL	Non en péril	2016	COSEPAC 2016
Laimargue atlantique	<i>Somniosus microcephalus</i>	ATL	-	-	-
Maraîche	<i>Lamna nasus</i>	ATL	En voie de disparition; signes de hausse	2009	COSEPAC 2014; Campana <i>et al.</i> 2013
Grand requin blanc	<i>Carcharodon carcharias</i>	ATL	En voie de disparition; signes de hausse	2021	COSEPAC 2021; inscrit à l'annexe 1 de la <i>Loi sur les espèces en péril</i> (LEP); MPO 2017b
Requin pèlerin	<i>Cetorhinus maximus</i>	ATL	Espèce préoccupante	2009	COSEPAC 2009a
Renard marin	<i>Alopias vulpinus</i>	ATL	-	-	-
Requin-taupe bleu	<i>Isurus oxyrinchus</i>	ATL	En voie de disparition	2019	COSEPAC 2019

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Requin-taureau	<i>Carcharias taurus</i>	ATL	-	-	-
<i>Requins pélagiques – rencontrés à l'occasion</i>					
Requin à nez pointu	<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>	ATL	-	-	-
Roussette de profondeur	<i>Apristurus profundorum</i>	ATL	-	-	-
Requin obscur	<i>Carcharhinus obscurus</i>	ATL	-	-	-
Requin-marteau commun	<i>Sphyrna zygaena</i>	ATL	-	-	-
Requin à longues nageoires (Rameur)	<i>Carcharhinus longimanus</i>	ATL	-	-	-
Pailona	<i>Centroscymnus coelolepis</i>	ATL	-	-	-
Sagre rude	<i>Etmopterus princeps</i>	ATL	-	-	-
Requin-tigre	<i>Galeocerdo cuvier</i>	ATL	-	-	-
<i>Poissons démersaux</i>					
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	nGSL	Augmentation de la biomasse en 2020–2021	2021	MPO 2017c; MPO 2018b
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	sGSL	En voie de disparition (divisions 4TVnVsW); faible rétablissement	2021	COSEPAC 2010c

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	PNE	Abondance faible (divisions 4VW) ou très faible (division 4X); en voie de disparition (divisions 4TVnVsW et 4X5Y5Zjm)	2020	COSEPAC 2010c
Morue franche	<i>Gadus morhua</i>	PTNL	Stable depuis 2010 (divisions 2J3K); augmentation depuis 2017 (divisions 3LNO); faible, mais stable depuis 2014 (division 3Ps); en voie de disparition (divisions 2GHJ3KLNO et 3Ps, 3Pn4RS)	2020	COSEPAC 2010c
Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	nGSL	Débarquements élevés en 2019; augmentation de la biomasse des relevés	2021	MPO 2018a; MPO 2021f
Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	sGSL	Faible abondance	2021	
Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	PNE	Au-dessus de la moyenne; pourrait être en baisse (divisions 4VW)	2020	MPO 2020
Flétan atlantique	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	PTNL	Biomasse croissante, mais faible	2020	MPO 2020
Sébaste atlantique/ Sébaste d'Acadie	<i>Sebastes mentella</i> / <i>Sebastes fasciatus</i>	nGSL	Généralement à la hausse; <i>S. mentella</i> : En voie de disparition (divisions 3P4RST) <i>S. fasciatus</i> dans la zone de prudence; Espèce préoccupante (Bonne Baie), espèce menacée (Atlantique)	2020	Senay <i>et al.</i> 2021; MPO 2020b; COSEPAC 2010d

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Sébaste atlantique/Sébaste d'Acadie	<i>Sebastes mentella</i> / <i>Sebastes fasciatus</i>	sGSL	Biomasse croissante en général; <i>S. mentella</i> : En voie de disparition (divisions 3P4RST) <i>S. fasciatus</i> dans la zone de prudence et espèce menacée (Atlantique)	2021	COSEPAC 2010d
Sébaste atlantique/Sébaste acadie/Sébaste orangé	<i>Sebastes mentella</i> / <i>Sebastes fasciatus</i> / <i>Sebastes marinus</i>	PNE	Relativement stable depuis 2012 (divisions 4VW); abondance plus faible depuis 2016 (division 4X) <i>S. mentella</i> : En voie de disparition (divisions 3P4RST) <i>S. fasciatus</i> : Espèce menacée (Atlantique)	2020	COSEPAC 2010d
Sébaste atlantique/Sébaste acadien	<i>Sebastes mentella</i> / <i>Sebastes fasciatus</i>	PTNL	Biomasse élevée dans les divisions 2J3KL et 3Ps; baisse marquée dans les divisions 3LNO; <i>S. mentella</i> : En voie de disparition (divisions 3P4RST, au nord) <i>S. fasciatus</i> : Espèce menacée (Atlantique)	2020	COSEPAC 2010d
Flétan du Groenland	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	nGSL	Légère augmentation et stabilisation après les baisses antérieures	2021	Bourdages <i>et al.</i> 2021; MPO 2021h
Flétan du Groenland	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	sGSL	Faible abondance	2021	
Flétan du Groenland	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	PTNL	Stable à une biomasse supérieure à la moyenne depuis 2017 (divisions 2J3K)	2020	
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	sGSL	Faible rétablissement; espèce menacée (divisions 4RSTVWX)	2021	COSEPAC 2009b

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Plie canadienne	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	PTNL	Forte proportion de la biomasse dans les divisions 2J3KL; espèce menacée (divisions 2GHJEKLNOPs)	2020	COSEPAC 2009b
Merluche blanche	<i>Urophycis tenuis</i>	sGSL	Faible rétablissement; espèce menacée (divisions 4TVn)	2021	COSEPAC 2013
Aiglefin	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	PNE	Faible abondance (divisions 4VW, 4X)	2020	
Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>	PNE	Faible abondance (divisions 4VW, 4X)	2020	
Merlu argenté	<i>Merluccius bilinearis</i>	PTNL	Plus prévalent	2020	
Plie grise	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	PTNL	Faible biomasse globale, mais en hausse depuis 2010 (divisions 2J3K)	2020	
Limande à queue jaune	<i>Limanda ferruginea</i>	PTNL	Forte proportion de la biomasse dans les divisions 3LNO	2020	
<i>Espèces démersales de requins et de raies</i>					
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	ATL	Espèce préoccupante	2012	COSEPAC 2012a
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	nGSL	Légère augmentation en 2020 et baisse en 2021	2021	Bourdages <i>et al.</i> 2021
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	sGSL	Faible abondance historique	2021	
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	PNE	Faible abondance	2020	
Raie épineuse	<i>Amblyraja radiata</i>	PTNL	Stable à une biomasse faible (divisions 3LNO); pic en 2018 (divisions 2J3KL)	2020	
Raie tachetée	<i>Leucoraja ocellata</i>	sGSL	Faible abondance	2021	COSEPAC 2015

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Raie tachetée	<i>Leucoraja ocellata</i>	PNE	Faible abondance (divisions 4VW); abondance élevée (division 4X)	2020	COSEPAC 2015
Raie tachetée	<i>Leucoraja ocellata</i>	PTNL	En baisse (divisions 3LNO)	2020	COSEPAC 2015
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>	ATL	Espèce préoccupante	-	COSEPAC 2012b
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>	nGSL	Demeure à une abondance très faible; espèce préoccupante (divisions 3NOPRST4VWX5Y)	2021	Bourdages <i>et al.</i> 2021; COSEPAC 2012b
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>	sGSL	Faible abondance; espèce préoccupante (divisions 3NOPRST4VWX5Y)	2021	COSEPAC 2012b
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>	PNE	Faible abondance (division 4X); espèce préoccupante (divisions 3NOPRST4VWX5Y)	2020	COSEPAC 2012b
Raie à queue de velours	<i>Malacoraja senta</i>	PTNL	En déclin, mais variable (divisions 3LNO); espèce préoccupante (divisions 3NOPRST4VWX5Y); en voie de disparition, mais au-dessus de la moyenne (divisions 2J3KL)	2020	COSEPAC 2012b
Grande raie	<i>Dipturus laevis</i>	PNE	Abondance plus élevée (division 4X)	2020	-
Raie hérisson	<i>Leucoraja erinacea</i>	PNE	Abondance plus élevée (division 4X)	2020	-
Raie à queue épineuse	<i>Bathyraja spinicauda</i>	PTNL	En hausse, mais variable (divisions 3LNO)	2020	-
Raie de Jensen	<i>Amblyraja jenseni</i>	PTNL	En baisse depuis 2014 (divisions 2J3K); faible abondance (divisions 3LNO)	2020	-

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Raie ronde	<i>Rajella fyllae</i>	PTNL	Biomasse variable, mais faible (divisions 3LNO)	2020	-
Raie de Bigelow	<i>Rajella bigelowi</i>	-	-	-	-
Raie boréale	<i>Amblyraja hyperborea</i>	PTNL	Biomasse très faible (divisions 2J3K)	2020	-
Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	ATL	Espèce préoccupante	2010	COSEPAC 2010a
Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	sGSL	Pratiquement absent	2021	-
Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	PNE	Abondance faible (divisions 4VW); abondance moyenne (division 4X)	2020	-
Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>	PTNL	Pic à la fin des années 2010, puis déclin (divisions 2J3KL/3NO)	2019	-
Aiguillat noir	<i>Centroscyllium fabricii</i>	nGSL	Pic record en 2021	2021	-
Aiguillat noir	<i>Centroscyllium fabricii</i>	sGSL	Pratiquement absent	2021	-
Émissole douce	<i>Mustelus canis</i>	ATL	-	-	-
Poissons diadromes					
<i>Anadromes</i>					
Bar rayé	<i>Morone saxatilis</i>	sGSL	Baisse par rapport au pic de la biomasse en 2017; demeure au-dessus de l'objectif de rétablissement	2019	MPO 2021i; COSEPAC 2012c
Bar rayé	<i>Morone saxatilis</i>	PNE	En voie de disparition (Baie de Fundy)		COSEPAC 2012c
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	nGSL	Préoccupante (côte Nord-Est et Nord-Ouest); en voie de disparition (île d'Anticosti)		COSEPAC 2010b

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	sGSL	Baisse de 27 % de 2007 à 2019 (grands saumons); baisse de 63 % de 2007 à 2019 (petits saumons); préoccupante (intérieur du Saint-Laurent et Gaspésie-sGSL)	2019	MPO 2020f; COSEPAC 2010b
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	PNE	Ponte stable depuis 2000, mais inférieure à la ponte nécessaire à la conservation dans 2 des 3 rivières indicatrices (UD de l'est du Cap-Breton); taux de ponte et de rendement les plus faibles jamais enregistrés (UD des hautes terres du Sud); taux de ponte et de rendement à des creux historiques (UD de l'extérieur de la baie de Fundy); taux de ponte et de rendement à de faibles niveaux (UD de l'intérieur de la baie de Fundy); en voie de disparition	2019–2020	MPO 2020g; MPO 2021j; COSEPAC 2010b
Saumon atlantique	<i>Salmo salar</i>	PTNL	Abondance de gros saumons inférieure à la moyenne dans 61 % des rivières suivies; rendements totaux inférieurs dans 14 rivières, supérieurs dans 3 rivières et similaires dans 1 rivière; menacée (sud de T.-N.-L.	2019	MPO 2020e; COSEPAC 2010b
Ombre de fontaine (forme anadrome)	<i>Salvelinus fontinalis</i>	-	-	-	-
Alose savoureuse	<i>Alosa sapidissima</i>	-	-	-	-
Lamproie marine	<i>Petromyzon marinus</i>	-	-	-	-

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Esturgeon noir	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	-	-	-	-
Poulamon	<i>Microgadus tomcod</i>	-	-	-	-
<i>Catadromes</i>					
Anguille d'Amérique	<i>Anguilla rostrata</i>	-	-	-	-
Chapitre 8.0 Mammifères marins					
Pinnipèdes – résidents toute l'année					
Morse de l'Atlantique	<i>Odobenus rosmarus</i>	-	Disparu du pays (N.-É., T.-N., GSL)	-	COSEPAC 2017
Phoque barbu	<i>Erignathus barbatus</i>	PTNL/GSL	-	-	-
Phoque gris	<i>Halichoerus grypus</i>	ATL	Tendance à la hausse	-	MPO 2022
Phoque commun	<i>Phoca vitulina</i>	ATL	Abondance estimée	-	Hammill et Stenson 2000
Phoque du Groenland	<i>Pagophilus groenlandicus</i>	PTNL/GSL	Tendance à la hausse	2017	Stenson <i>et al.</i> 2020b, Hammill <i>et al.</i> 2021
Phoque à capuchon	<i>Cystophora cristata</i>	PTNL/GSL	En hausse/inconnue	2005	Hammill et Stenson 2006
Phoque annelé	<i>Pusa hispida</i>	-	Espèce préoccupante	-	Kingsley 1998
Cétacés – migrants saisonniers					
Rorqual bleu*	<i>Balaenoptera musculus</i>	ATL	Abondance estimée/stable ou tendance à la baisse; en voie de disparition (Atlantique)	2009	Beauchamp <i>et al.</i> 2009 *certains individus hivernants; COSEPAC 2012

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Dauphin à gros nez	<i>Tursiops truncatus</i>	ATL	-	-	-
Rorqual commun*	<i>Balaenoptera physalus</i>	ATL	Abondance estimée; préoccupante (Atlantique)	2007	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> 2010; NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin 2009 *certains individus hivernants; COSEPAC 2019b
Rorqual à bosse	<i>Megaptera novaeangliae</i>	ATL	Abondance estimée/tendance à la hausse	2007	Heide-Jørgensen et Laidre 2015; NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin 2009 *certains individus hivernants
Petit rorqual	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	ATL	Abondance estimée	2007	Lawson et Gosselin 2009; Heide-Jørgensen <i>et al.</i> 2010; NAMMCO 2016
Baleine noire de l'Atlantique Nord	<i>Eubalaena glacialis</i>	ATL	Abondance estimée/tendance à la baisse; en voie de disparition	2019	MPO 2020; Pettis <i>et al.</i> 2021; COSEPAC 2013
Rorqual boréal*	<i>Balaenoptera borealis</i>	ATL	En voie de disparition	-	*certains individus hivernants; COSEPAC 2019c
Cétacés – résidents toute l'année					
Dauphin à flancs blancs	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	ATL	Abondance estimée	2007	Lawson et Gosselin 2009
Béluga*	<i>Delphinapterus leucas</i>	GSL	Abondance estimée/tendance à la baisse; en voie de disparition (ESL)	2015	Marcoux <i>et al.</i> 2016; Mosnier <i>et al.</i> 2015; NAMMCO 2016; COSEPAC 2004a

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Baleine boréale	<i>Balaena mysticetus</i>	-	Abondance estimée/tendance à la hausse	2013	Doniol-Valcroze <i>et al.</i> 2015a
Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i>	ATL	Abondance estimée	2007	Lawson et Gosselin 2009
Baleine à bec de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i>	ATL	-	-	-
Marsouin commun*	<i>Phocoena phocoena</i>	ATL	Abondance estimée; préoccupante (Atlantique Nord-Ouest)	2007	NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin 2009; COSEPAC 2022
Épaulard	<i>Orcinus orca</i>	ATL	Abondance estimée; préoccupante	-	J.W. Lawson, MPO, données inédites
Globicéphale noir	<i>Globicephala melas</i>	ATL	Abondance estimée	2007	NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin 2009
Narval	<i>Monodon monoceros</i>	-	Abondance estimée; préoccupante (Arctique)	2013	Doniol-Valcroze <i>et al.</i> 2015; NAMMCO 2016; COSEPAC 2004b
Baleine à bec commune	<i>Hyperoodon ampullatus</i>	-	PNE : stable; en voie de disparition Déroit de Davis/baie de Baffin et mer du Labrador: inconnu	2009	COSEPAC 2011
Dauphin de Risso	<i>Grampus griseus</i>	-	-	-	-
Baleine à bec de Sowerby	<i>Mesoplodon bidens</i>	-	Préoccupante (Atlantique)	2019	COSEPAC 2019d
Grand cachalot	<i>Physeter macrocephalus</i>	-	-	-	-
Dauphin bleu et blanc	<i>Stenella coeruleoalba</i>	-	-	-	-

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Baleine à bec de True	<i>Mesoplodon mirus</i>	-	-	-	-
Dauphin à bec blanc	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	-	-	-	-
Chapitre 9.0 Tortues de mer					
Tortues de la famille des Dermochelyidae					
Tortue luth	<i>Dermochelys coriacea</i>	ATL	En voie de disparition; sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest en déclin (diminution de 60 % de l'abondance des nids)	2020	COSEPAC 2012; NAWLG 2018; NMFS et USFWS 2020
Tortues de la famille des Chelonnidae					
Tortue caouanne	<i>Caretta caretta</i>	ATL	En voie de disparition (Canada); préoccupation mineure (sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest en augmentation)	2017	COSEPAC 2010; Ceriani et Meylan 2017
Tortue verte	<i>Chelonia mydas</i>	ATL	Menacée d'extinction à l'échelle mondiale (UICN)	-	Seminoff <i>et al.</i> 2004
Chélonée de Kemp	<i>Lepidochelys kempii</i>	ATL	Gravement menacée d'extinction à l'échelle mondiale (UICN)	-	Wibbels et Bevan 2019
Chapitre 10.0 Oiseaux de mer					
Alcidés (Alcidés/Pingouins)					
Petit pingouin	<i>Alca torda</i>	ATL	Forte augmentation depuis 1970	2020	-
Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>	ATL	Forte augmentation depuis 1970	2020	-
Guillemot marmette	<i>Uria aalge</i>	ATL	Augmentation modérée depuis 1970	2020	-

Variable environnementale/ nom commun	Nom scientifique	Biorégion	Renseignements sur l'état et les tendances	Données les plus récentes	Références et remarques
Guillemot à miroir	<i>Cephus grylle</i>	ATL	Augmentation modérée depuis 1970	2020	-
Guillemot de Brünnich	<i>Uria lomvia</i>	ATL	Diminution modérée depuis 1970	2020	-
Hydrobatidae (Océanites)					
Océanite cul-blanc	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	ATL	Diminution modérée depuis 1970; menacée	2020	COSEPAC 2020
Laridés (Goélands, Sternes et Mouettes tridactyles)					
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	ATL	Augmentation modérée depuis 1970	2020	-
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	ATL	Forte baisse depuis 1970	2020	-
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	ATL	Forte baisse depuis 1970	2020	-
Sterne arctique	<i>Sterna paradisaea</i>	ATL	Forte baisse depuis 1970	2020	-
Sterne de Dougall	<i>Sterna dougallii</i>	ATL	Légère augmentation depuis 1970	2020	-
Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>	ATL	Légère diminution depuis 1970	2020	-
Phalacrocoracidés (Cormorans)					
Cormoran à aigrettes	<i>Phalacrocorax auritus</i>	ATL	Forte augmentation depuis 1970	2020	-
Grand Cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	ATL	Légère augmentation depuis 1970	2020	-
Procellariidés (Fulmars)					
Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>	ATL	Forte baisse depuis 1970	2020	-
Sulidés (fous)					
Fou de Bassan	<i>Morus bassanus</i>	ATL	Forte augmentation depuis 1970	2020	-

ANNEXE 2 – COMPTE RENDU DE L'ÉTAT DES OCÉANS – L'ATELIER DE SYNTHÈSE DE 2022 SUR L'OCÉAN ATLANTIQUE

Ordre du jour

Lieu Rencontre virtuelle par MS Teams (EST)
Date 1^{er} et 2 février 2022
Coprésidents Katherine Middleton et Keith Clarke, Sciences du MPO

Objectifs de l'atelier
Décrire l'état et les tendances dans l'océan Atlantique
Déterminer les messages clés sur l'état de l'océan Atlantique
Orienter le rapport public

Jour 1

8 h 30 à 8 h 40 Mot de bienvenue
Catherine Ste-Marie, directrice, Sciences de l'environnement et de la biodiversité

8 h 40 à 8 h 55 Introduction
Katherine Middleton et Keith Clarke, Secteur des sciences du MPO

8 h 55 à 12 h 20 Présentations sommaires des groupes thématiques

8 h 55 à 9 h 20 *Milieu océanique*

9 h 20 à 9 h 30 *Océanographie chimique (pH et oxygène)*

9 h 30 à 9 h 55 *Niveaux trophiques inférieurs*

9 h 55 à 10 h 20 *Plantes marines et macroalgues*

10 h 35 à 11 h *Invertébrés*

11 h à 11 h 25 *Poissons*

11 h 25 à 11 h 50 *Mammifères marins*

11 h 50 à 12 h 5 *Tortues de mer*

12 h 5 à 12 h 20 *Oiseaux de mer*

12 h 20 à 13 h Récapitulation et aperçu du jour 2

Jour 2

8 h 30 à 8 h 45 Récapitulation du jour 1

8 h 45 à 10 h Discussion : Messages clés des groupes thématiques

- *Rapports sur les biorégions*
- *Examen des messages clés du jour 1*
- *S'entendre sur les messages clés pour le rapport de 2022*

10 h 15 à 11 h 30 Discussion : Aperçu des écosystèmes de l'Atlantique

- *Messages clés généraux sur l'océan Atlantique*
- *Connectivité des écosystèmes*
- *Élaboration d'études de cas sur les écosystèmes*

11 h 30 à 12 h Discussion : Lacunes, incertitudes et considérations futures

12 h à 12 h 20 Rapports techniques et publics : format, échéancier et attentes continues

12 h 20 à 13 h Récapitulation et mot de la fin

Participants

Participant	Courrier électronique	Organisme d'appartenance
1 Denis Chabot	Denis.Chabot@dfo-mpo.gc.ca	Région du Québec du MPO
2 Peter Galbraith	Peter.Galbraith@dfo-mpo.gc.ca	Région du Québec du MPO
3 Caroline Lafleur	Caroline.Lafleur@dfo-mpo.gc.ca	Région du Québec du MPO
4 Marie-Julie Roux	Marie-Julie.Roux@dfo-mpo.gc.ca	Région du Québec du MPO
5 Jeffrey Barrell	Jeffrey.Barrell@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
6 Renée Bernier	Renee.Bernier@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
7 Stephanie Boudreau	Stephanie.Boudreau@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
8 Cindy Breau	Cindy.Breau@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
9 Joël Chassé	Joel.Chasse@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
10 Curtis Dinn	Curtis.Dinn@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
11 Thomas Guyondet	Thomas.Guyondet@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
12 Nicolas Lambert	Nicolas.Lambert@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
13 Jenni McDermid	Jenni.McDermid@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
14 Luke Poirier	Luke.Poirier@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
15 Stephanie Ratelle	Stephanie.Ratelle@dfo-mpo.gc.ca	Région du Golfe du MPO
16 Lindsay Beazley	Lindsay.Beazley@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
17 Heather Bowlby	Heather.Bowlby@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
18 David Brickman	David.Brickman@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
19 Alida Bundy	Alida.Bundy@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
20 Benoit Casault	Benoit.Casault@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
21 Cornelia den Heyer	Nell.denHeyer@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
22 Emmanuel Devred	Emmanuel.Devred@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
23 Blair Greenan	Blair.Greenan@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
24 David C. Hardie	David.Hardie@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
25 David Hebert	David.Hebert@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
26 Derek Hogan	Derek.Hogan@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
27 Victoria J. Howse	Victoria.Howse@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO

28	Catherine Johnson	Catherine.Johnson@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
29	David Keith	David.Keith@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
30	Noreen Kelly	Noreen.Kelly@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
31	Kira Krumhansl	Kira.Krumhansl@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
32	Anaïs Lacoursière	Anais.Lacoursiere@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
33	Shelley Lang	Shelley.Lang@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
34	Chantelle Layton	Chantelle.Layton@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
35	Ryan Martin	Ryan.Martin@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
36	Andrea Moore	Andrea.Moore@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
37	Hilary Moors-Murphy	Hilary.Moors-Murphy@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
38	John O'brien	John.Obien@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
39	Dustin Raab	Dustin.Raab@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
40	Melisa C. Wong	Melisa.Wong@dfo-mpo.gc.ca	Région des Maritimes du MPO
41	David Belanger	David.Belanger@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
42	Christina M. Bourne	Christina.Bourne@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
43	Keith Clarke	Keith.Clarke@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
44	Frederic Cyr	Frederic.Cyr@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
45	Michelle Fitzsimmons	Michelle.Fitzsimmons@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
46	Robert Gregory	Robert.Gregory@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
47	Robyn Jamieson	Robyn.Jamieson@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
48	Nicholas Kelly	Nicholas.Kelly@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
49	Jack Lawson	Jack.Lawson@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
50	Rick Rideout	Rick.Rideout@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
51	Garry Stenson	Garry.Stenson@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
52	Sanaollah Zabihi-Seissan	Sanaollah.Zabihi-Seissan@dfo-mpo.gc.ca	Région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO
53	Katherine Middleton	Katherine.Middleton@dfo-mpo.gc.ca	Région de la capitale nationale du MPO
54	Catherine Ste-Marie	Catherine.Ste-Marie@dfo-mpo.gc.ca	Région de la capitale nationale du MPO
55	Charles Francis	Charles.Francis@ec.gc.ca	Région de la capitale nationale d'ECCE

Discussions de l'atelier

Rapports (jour 1)

- La conférencière invitée, Catherine Ste-Marie, directrice des Sciences de l'environnement et de la biodiversité (RCN), souhaite la bienvenue à tous les participants à l'atelier et prononce le mot d'ouverture.
- On reconnaît les différents territoires traditionnels autochtones des multiples Premières Nations sur lesquels les employés des régions du Québec, du Golfe, de Terre-Neuve-et-Labrador, des Maritimes et de la capitale nationale du MPO se réunissent pour leur travail.
- Ensuite, on présente brièvement l'Initiative des rapports sur l'état des océans du MPO, sa priorité pour le Ministère et le cycle annuel de ses quatre rapports (Atlantique, Arctique, à l'échelle nationale, Pacifique). Depuis la mise en œuvre de cette initiative en 2016, le MPO a publié des rapports sur l'état des océans pour l'Atlantique (2018), l'Arctique (2019), à l'échelle nationale (2020) et le Pacifique (2021).
- Des commentaires ont été fournis sur les outils de communication utilisés pour promouvoir les rapports sur l'état des océans du MPO : la bande-annonce vidéo officielle du rapport public sur l'état des océans à l'échelle nationale (Les océans du Canada maintenant, 2020 – Bande-annonce) est l'une des vidéos les plus regardées jamais produites par le MPO. On s'efforcera donc de préparer des vidéos de bande-annonce pour les prochains rapports publics sur l'océan Pacifique et l'océan Atlantique.
- Les rapports du MPO sur l'état des océans ont intéressé d'autres initiatives de production de rapports (dont les conseils et les commentaires ont été sollicités), comme l'état des forêts, l'état du poisson et de son habitat et l'état du fleuve Mackenzie, des ministères tels qu'ECCC, Agriculture et Agroalimentaire Canada et les rapports du MPO sur les ZPM.

Rapports (jour 2)

- Les coprésidents passent en revue les discussions de la première journée. Il est ressorti clairement de cette discussion que la rétroaction du public et des participants serait importante pour orienter les futurs rapports sur l'état des océans.
- Les groupes thématiques de l'environnement océanique et des niveaux trophiques inférieurs ont une approche très intégrée de la zone atlantique pour la production de rapports de surveillance des données, car les experts en la matière font rapport annuellement par l'entremise du PMZA et du PMZAO, mais ce n'était pas le cas pour les autres groupes thématiques, à l'exception du groupe de travail sur les mammifères marins qui présente des rapports sur les espèces migratrices dans l'Atlantique Nord-Ouest.
- Le groupe préfère conserver un aperçu géographique général dans l'introduction du rapport technique de synthèse sur l'Atlantique, car plusieurs groupes de travail thématiques utiliseront les trois principales unités biogéographiques pour décrire l'état et les tendances tout au long du rapport.
- Une partie de la deuxième journée de cet atelier est consacrée en particulier à l'inclusion de la connectivité des écosystèmes. Les participants discutent des commentaires et des suggestions.

- Le manque de matériel sur l'intégration des écosystèmes pendant le processus du rapport sur l'état de l'océan Atlantique de 2022 qui a précédé cet atelier a soulevé des préoccupations. Il se peut qu'il s'agisse d'un artéfact de groupes thématiques travaillant indépendamment et que les liens écosystémiques deviennent plus apparents lorsque les coordonnateurs du rapport sur l'état de l'océan Atlantique combineront les sommaires des groupes de travail et commenceront à les réviser.
- Le niveau souhaité d'intégration des écosystèmes dans le rapport sur l'état de l'océan Atlantique dépend de la structure globale des rapports et de la participation des scientifiques pendant le processus du rapport (les scientifiques du MPO qui travaillent activement sur la science des écosystèmes pourraient fournir des renseignements, contrairement à ceux qui travaillent principalement sur les évaluations des stocks d'espèces et produisent des rapports sur l'état et les tendances).
- Un certain nombre de propositions de financement scientifique (p. ex. PSRAFE, FRSC) concernant des approches coordonnées de production de rapports sur les écosystèmes sont présentées et ont cité les rapports du MPO sur l'état des océans comme un client particulier. Toutefois, cette approche ne semble pas être considérée comme une priorité du Secteur des sciences du MPO puisque ces demandes n'ont pas reçu de financement.
- L'approche écosystémique pourrait tout de même être incluse en structurant le rapport de façon à mettre l'accent sur les liens écosystémiques plutôt que de présenter l'état et les tendances des espèces. Les participants ont proposé de viser une évaluation des risques à l'échelle de l'écosystème fondée sur les données disponibles du MPO, semblable aux aperçus de l'écosystème du CIEM. Les participants admettent qu'il n'est pas réaliste d'atteindre ce niveau plus élevé d'intégration des écosystèmes en moins de six mois et pensent qu'une approche continue et coordonnée semblable au PMZA pourrait être nécessaire. Certains des éléments qui ont étayé le PMZA ont été intégrés dans le présent document (<https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40567461.pdf>) afin de formuler des recommandations pour un programme de surveillance des zones côtières. Est-ce qu'un thème central semblable à celui-ci pour le PMZA serait prescrit par le groupe chargé des rapports sur l'état des océans ou les scientifiques de l'Atlantique pourraient-ils suggérer des idées à ce sujet? Y aurait-il suffisamment de soutien disponible pour justifier des réunions annuelles et la production de publications?
- Plusieurs lacunes et incertitudes ont été relevées.
 - Disparité des données pour certaines espèces ou certains niveaux trophiques dues à la nature du mandat du MPO (p. ex. le MPO se concentre davantage sur les espèces visées par les pêches commerciales ou les espèces qui nécessitent une gestion directe (espèces envahissantes, espèces en péril) que sur les espèces plus écosensibles).
 - Intégration des liens écosystémiques.
 - Inclusion du savoir autochtone.
 - Lacunes dans les données spatiales pour de nombreux habitats dans les biorégions et entre elles.
- Les participants discutent de la présentation et du calendrier des rapports techniques et publics, ainsi que des rôles et des responsabilités des scientifiques et des coordonnateurs du rapport sur l'état de l'océan Atlantique. Ils confirment que les

scientifiques auront l'occasion d'examiner le contenu des rapports techniques et publics avant leur publication.

- En ce qui concerne la modification de la structure des rapports sur l'état des océans pour en faire davantage un aperçu de l'écosystème, les coprésidents rappellent à tous les participants que le processus national du MPO est lié à l'Initiative de renouvellement du programme scientifique de 2016 et que nous devons nous tenir à une certaine structure commune pour les rapports sur l'état des océans, mais il y a place à l'amélioration ou au changement. Les participants sont favorables à la production des rapports sur l'état des océans chaque année (comme le PMZA) plutôt que tous les quatre ans (cycle actuel des rapports sur l'Atlantique) afin de faciliter l'intégration des liens écosystémiques. Cependant, il y a aussi un équilibre entre ce que les coordonnateurs des rapports sur l'état des océans peuvent demander aux scientifiques chaque année par rapport à tous les quatre ans. À l'origine, les rapports sur l'état des océans étaient structurés de telle sorte que les futurs rapports ne nécessiteraient que des mises à jour des rapports précédents afin de réduire le temps et les efforts que les scientifiques devraient consacrer à la collecte des données des quatre années précédentes pour les inclure dans les rapports.

Après l'atelier

- Le Comité directeur national des rapports sur les écosystèmes du MPO organisera un atelier sur les leçons retenues de l'atelier afin de partager les commentaires des coordonnateurs régionaux et des experts en la matière qui participent aux rapports sur l'état de l'océan Atlantique. Des discussions à ce sujet auront lieu après l'atelier et serviront de guide pour les futurs rapports sur l'état des océans.

Présentations sommaires des groupes thématiques

Environnement océanique – physique et chimique

- L'information sur l'océanographie physique, fondée sur les données du PMZA et du PMZAO provenant des avis scientifiques publiés du SCAS, ont été présentée au cours des dernières années avec des tableaux de bord des anomalies pour chaque région biogéographique.
- Les résultats de la surveillance de l'acidification des océans (chimie des carbonates et pH) et de l'oxygène dissous étaient décrits pour l'Atlantique (par l'entremise des données de surveillance du PMZA et de divers projets de recherche).
- Il fallait préciser les raisons pour lesquelles les taux d'acidification étaient plus élevés dans la mer du Labrador qu'ailleurs dans la zone atlantique. Certains participants avancent l'idée que la mer du Labrador étant dotée d'une solide « pompe de solubilité », le CO₂ atmosphérique d'origine anthropique est séquestré dans les grands fonds par des processus chimiques et physiques (comme dans Ringuette *et al.* 2012; <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41058264.pdf>). Les valeurs d'acidification plus élevées observées dans la mer du Labrador sont attribuables au fait que le pH de l'eau est contrôlé principalement par les augmentations atmosphériques du CO₂, tandis que les valeurs d'acidification des zones côtières sont dictées par les changements des apports en éléments nutritifs et la production primaire.

Éléments nutritifs et niveaux trophiques inférieurs

- Les données de cette section proviennent d'observations *in situ* du PMZA, ainsi que des séries chronologiques saisonnières et des données satellitaires sur les proliférations printanières. Les indices des anomalies sont dérivés de ces diverses séries chronologiques.
- Les copépodes plus gros *Calanus finmarchicus* ont été désignés comme un indicateur très important de l'état de l'océan Atlantique, car il constitue une source clé de nourriture pour les poissons pélagiques, les invertébrés, les baleines et certains oiseaux de mer. Les copépodes *Pseudocalanus* sont également une source alimentaire primaire et contribuent à la biomasse globale du zooplancton. Les proportions relatives de ces deux copépodes sont donc des indicateurs importants.
- En ce qui concerne le suivi du phytoplancton fractionné selon la taille (chlorophylle a) par le Programme de surveillance de l'aquaculture : Quelles sont les fractions de taille mesurées? A-t-on essayé de mesurer les pigments au moyen du système CLHP, ce qui donnerait une bonne idée des principaux groupes taxonomiques présents?
- Les explorations initiales avec le système CLHP pour les filtrations de la chlorophylle ont été confirmées (à l'aide de filtres Track-Etched en polycarbonate de 0,2 µm et de 3 µm).
- On suggère d'ajouter aux figures sur les niveaux trophiques inférieurs un petit graphique du sous-indice régional lorsqu'ils diffèrent entre Terre-Neuve et le Labrador, le golfe du Saint-Laurent et le plateau néo-écossais (pour les nitrates profonds). Cela pourrait montrer si les nitrates profonds sont liés au forçage de la couche intermédiaire froide à Terre-Neuve et au Labrador par rapport à l'influence plus profonde du Gulf Stream sur le plateau néo-écossais, et peut-être à une combinaison de ces facteurs dans le golfe du Saint-Laurent. Il a été confirmé que le texte plus détaillé qui accompagne les figures de la section sur les niveaux trophiques inférieurs détaille les modèles régionaux.

Plantes marines et macroalgues

- Commentaire général : Il semble y avoir un problème d'habitat à trois niveaux lorsqu'on parle des gadidés, de la zostère et du varech. Les profils de la dynamique du recrutement des poissons sont subtils en ce qui concerne le varech. À mesure que les poissons grandissent et parviennent à maturité, ils passent des herbiers de zostère au varech vers l'âge 3 ans, des zones littorales aux zones extracôtières; par conséquent, ces problèmes sont liés en tant que structure d'habitat biogène.

Aucune question n'a été posée sur ce groupe thématique.

Invertébrés

Aucune question n'a été posée sur ce groupe thématique.

Poissons

- On a expliqué pourquoi il n'y avait pas de graphiques des indices des relevés des requins et des raies pour les régions en dehors du golfe du Saint-Laurent. Les requins pélagiques ne sont généralement pas capturés dans les relevés des poissons pélagiques dans la région des Maritimes (une prise tous les cinq ans environ). Les chiffres de la section sur les espèces démersales de chondrichthyens du sommaire sur

les poissons comprenaient des données sur l'aiguillat et la raie dans le golfe du Saint-Laurent (nord et sud) en particulier. Cependant, les données pour l'aiguillat commun ou la raie ont été fournies et mises en évidence dans les données des relevés effectués par un navire de recherche pour les poissons démersaux pour le golfe du Saint-Laurent (nord et sud) et les zones dans les régions des Maritimes et de Terre-Neuve-et-Labrador plutôt que séparément dans la section sur les espèces de chondrichthyens.

- Les participants à l'atelier ont envisagé la possibilité d'une approche collaborative pour optimiser la détection des requins par l'ADNe, car des amorces spécifiques ont déjà été élaborées.
- Dispose-t-on de renseignements sur les espèces migratrices comme les thonidés? Le groupe de travail sur les poissons n'a pas abordé la question des thonidés pour cette itération du rapport sur l'état de l'océan Atlantique; peut-être que cette lacune (grands pélagiques, c'est-à-dire thonidés et espadon) pourrait être abordée pour le prochain rapport sur l'état de l'océan Atlantique.
- Quelle est la raison de la résurgence du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent? En raison de préoccupations liées à la conservation du bar rayé dans la rivière Miramichi (la seule zone de fraie du bar rayé connue dans le sud du golfe du Saint-Laurent) dans les années 1990, la pêche commerciale de l'espèce est fermée depuis 1996. Le bar rayé s'est rétabli en partie grâce à la fermeture de cette pêche, en plus de l'amélioration locale des conditions environnementales dans le bassin hydrographique de la rivière Miramichi.
- Envisage-t-on de rouvrir la pêche du bar rayé du fait de l'abondance accrue? Il y a actuellement des pêches exploratoires menées par des groupes autochtones et des pêches récréatives du bar rayé dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

Oiseaux de mer

Aucun exposé n'a été présenté par le groupe de travail chargé des oiseaux de mer. Aucune question n'a été posée.

Tortues de mer

Aucune question n'a été posée sur ce groupe thématique.

Mammifères marins

Aucune question n'a été posée sur ce groupe thématique.

Messages clés

L'exposé, y compris tous les messages clés du rapport technique 2018 sur l'état de l'océan Atlantique, a été présenté aux participants à la réunion virtuelle de l'atelier de synthèse. Des commentaires ont été sollicités sur la révision des messages clés antérieurs ou la rédaction de nouveaux messages clés pour chacun des groupes de travail thématiques.

Océanographie physique

- Les messages clés de 2018 concernant le réchauffement des océans, l'influence de la couche intermédiaire froide et les courants changeants sont toujours exacts.

- La discussion a commencé par l'examen d'un énoncé de haut niveau soulignant que le changement observé (le réchauffement de l'océan et les changements des courants dans l'océan Atlantique) se produit plus rapidement en moins de temps que jamais auparavant. Même si la variabilité de la température de l'eau se poursuit, le réchauffement climatique, en plus de cette variabilité, favorise un pic. Devrait-on mentionner dans ce rapport des mises en garde importantes (comme les changements qui surviennent à plus court terme plutôt qu'à plus long terme)? Il pourrait être bon d'utiliser une échelle de temps de 100 ans pour souligner ces changements comme étant des problèmes immédiats, qui pourraient ne plus se produire aussi intensément.
- Les membres du groupe de travail proposent de raccourcir le texte de la première puce sur le réchauffement des océans et peut-être de supprimer les noms de lieux dans les puces pour renforcer les points clés.

Océanographie chimique

- Les participants discutent de la question de savoir s'il faut mentionner le seuil maintenant dépassé de 15 % de saturation en oxygène directement dans la puce du message clé (puisqu'il n'a pas été atteint dans le rapport de 2018) et s'il faudrait le lier aux conséquences biologiques limitatives. Ils conviennent d'utiliser l'hypoxie « sévère » plutôt que les valeurs seuils dans les puces. Le lien avec les conséquences biologiques ne sera pas précisé dans les puces.
- Ils estiment que l'énoncé <l'hypoxie est généralement plus importante dans le golfe que dans d'autres parties du monde> doit être validé ou clarifié. Cet énoncé provient de chercheurs scientifiques du MPO qui examinent l'information sur l'hypoxie dans le golfe du Saint-Laurent et il sera clarifié pour la puce du message clé de 2022 sur la baisse du pH dans les eaux canadiennes de l'Atlantique. Il serait peut-être préférable d'établir une comparaison avec les moyennes mondiales (du GIEC).

Niveaux trophiques inférieurs

- On craint que les messages clés de ce groupe ressemblent à des puces du document de recherche du SCAS au lieu de messages clés avec moins de détails. Les membres conviennent d'examiner les puces des messages clés de 2018 et de les modifier pour tenir compte de ce qui se passe actuellement dans les niveaux trophiques inférieurs. Il pourrait y avoir trois puces contenant de nouveaux renseignements : une puce détaillant les éléments nutritifs, leur lien avec le climat et leurs variations biorégionales, une puce décrivant les changements spectaculaires de la productivité primaire et une puce sur les changements de structure et de répartition de la communauté zooplanctonique, avec mention des impacts biologiques qui en découlent.
- Il faut souligner que nous ne présentons la chlorophylle-a que comme un paramètre de la biomasse du phytoplancton, et que ce n'est pas une mesure de la productivité du phytoplancton. Nous devons préciser clairement que nous ne pouvons pas établir de lien direct avec la productivité parce qu'il n'est pas réellement mesuré.

Plantes marines et macroalgues

- On craint que certains énoncés puissent être mal interprétés, car il n'y a pas de surveillance à long terme entre les biorégions de l'Atlantique (p. ex. plus de données sur le varech sont disponibles dans la biorégion du plateau néo-écossais que dans celles

des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et du golfe du Saint-Laurent). Il est donc recommandé de rédiger des messages clés pour refléter les changements entre les biorégions. Les messages clés de ce groupe de travail seront révisés et condensés après l'atelier.

- Ce manque d'information sur le varech pour certaines biorégions de l'Atlantique a mené à une discussion plus générale sur la difficulté pour les scientifiques du MPO d'examiner les propositions de récolte de varech compte tenu de l'intérêt croissant pour cette récolte dans certaines biorégions. Cette mise en garde renforce la nécessité de déterminer le manque de données sur le varech dans plusieurs biorégions de l'Atlantique comme une lacune importante ou de souligner ce besoin pour des considérations futures.

Poissons

- Les membres du groupe de travail sur les poissons sont d'avis que les messages clés proposés pour 2022 en ce qui concerne le saumon sont trop généraux et qu'il faut inclure des détails biorégionaux pour refléter les tendances variables entre les biorégions (p. ex. peut-être les diviser entre le sud et le nord de l'Atlantique).
- On pourrait redéfinir la première puce de la proposition de messages clés de 2022 sur les poissons pour les poissons démersaux; il faut faire une distinction étant donné que le flétan atlantique affiche maintenant un niveau plus élevé que la moyenne, tandis que le sébaste dans le golfe du Saint-Laurent est à un niveau plus haut que jamais.
- On suggère de modifier la puce sur les requins, car le texte actuel ne décrit pas adéquatement l'état ou les tendances de ce groupe. Le texte sera modifié et révisé lors d'une réunion ultérieure du groupe thématique sur les poissons.
- Le groupe des poissons a décidé d'inclure un énoncé afin de cerner les lacunes dans les données pour les espèces non visées par des pêches commerciales ou les espèces de poissons dont les stocks sont mal compris. Cela mène à une discussion sur la nécessité de rendre compte de l'état et des tendances des invertébrés et des assemblages d'espèces de poissons, et non seulement des espèces visées par des pêches commerciales. Certains participants s'inquiétaient de l'absence d'une approche coordonnée pour les rapports sur les écosystèmes, approche pourtant nécessaire.

Invertébrés

- Les messages clés proposés pour 2022 ont été organisés par groupe d'invertébrés (crustacés, mollusques et échinodermes). Cependant, il restait beaucoup de détails dans les puces, qui pourraient être condensés comme les messages clés sur les invertébrés de 2018.
- Les liens entre les écosystèmes n'ont pas été établis spécialement dans les puces, mais des liens entre l'hypoxie et les invertébrés ont été inclus dans le texte du chapitre sur les invertébrés. On pourrait présenter certaines espèces connues (p. ex. les espèces d'eaux froides) touchées par les tendances au réchauffement comme une histoire importante sur l'écosystème dans les messages clés généraux. Par exemple, le flétan ne devrait pas bien supporter le réchauffement continu dans le golfe du Saint-Laurent.

Mammifères marins

- Une suggestion concernant la reformulation de la puce sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (qui n'était pas formulée avec des termes utilisés par les chercheurs sur les mammifères marins) débouche sur la question de savoir si cette espèce devrait être le message clé le plus mis en évidence. Cependant, les participants s'entendent généralement pour dire que les messages clés de 2018 étaient toujours exacts pour le rapport de 2022 et que les changements de la répartition et de l'abondance des proies doivent encore être pris en compte comme des facteurs importants des décalages de l'aire de répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord.
- Le groupe de travail sur les mammifères marins a convenu de modifier les messages clés proposés pour 2022 sur les mammifères marins. Les modifications proposées comprenaient la généralisation des 2^e et 3^e puces et l'ajout d'une puce sur les populations, d'une autre sur les données et enfin d'une sur les habitats. Les changements climatiques pourraient être intégrés aux messages clés afin de refléter leurs effets négatifs directs (perte d'habitat entraînant la mortalité des phoques reproducteurs) ou indirects (disponibilité des proies ou changements de l'aire de répartition des proies) sur les mammifères marins.

Tortues de mer

- Des messages clés ont été présentés, mais ils n'ont pas été discutés en détail, car les membres du groupe de travail sur les tortues de mer n'étaient pas présents à cette réunion.
- Certains participants ont recommandé de conserver le message clé de 2018 sur les habitats essentiels pour les messages clés de 2022, car il reflète un lien avec les impacts sur les écosystèmes.

Oiseaux de mer

- Les messages clés n'ont pas été présentés ni discutés, car le sommaire de ce groupe de travail est encore en cours de rédaction.

Messages clés généraux

- La signification du mot « écosystèmes » dans les messages clés généraux des rapports sur l'état de l'océan Atlantique de 2018 a soulevé des préoccupations. Il faudrait indiquer clairement aux lecteurs quels sont les messages clés à l'échelle de l'écosystème, car les écosystèmes pourraient être interprétés différemment à divers niveaux (p. ex. les biorégions dans lesquelles plusieurs écosystèmes changent par rapport aux écosystèmes dans différentes biorégions en évolution).
- On suggère de reformuler notamment les messages clés généraux pour inclure des détails comme « les composantes biologiques ou les espèces sont touchées » plutôt que « les changements climatiques touchent A, B ou C » afin d'éviter les énoncés généraux qui peuvent sembler de nature plus théorique ou trop simplifiés au point de devenir non informatifs ou non significatifs.
- La nécessité d'une approche écosystémique coordonnée a encore une fois été soulignée.

- On soulève un point au sujet de l'objet des messages clés généraux. Étant donné qu'il existe déjà des messages des groupes thématiques, pourrait-il s'agir d'une occasion de les utiliser pour résumer ce qui a changé dans les quatre dernières années? Pouvons-nous parler de la connectivité des écosystèmes et formuler des énoncés généraux? On pourrait, au moins, modifier les messages clés afin de mettre en évidence ce qui est nouveau ou de mieux refléter le contenu précis du rapport de 2022.

Études de cas

Un indice climatique pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

- Plusieurs participants étaient intéressés par la période de référence pour les données incluses dans l'élaboration de l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador (1991 à 2020) et voulaient savoir si les auteurs vont élargir l'échelle spatiale utilisée pour le calculer et inclure d'autres biorégions de l'Atlantique à l'avenir (ce qui ne figurait pas dans le plan de travail immédiat de ces auteurs). Bien que l'indice climatique présenté ait été élaboré pour Terre-Neuve-et-Labrador en particulier, les participants étaient d'avis qu'il devrait être possible d'élaborer des paramètres semblables pour d'autres biorégions de l'Atlantique.
- Y a-t-il un intérêt pour essayer de comparer les conditions de froid et de chaleur contrastantes dans le golfe du Maine et dans d'autres régions dans les années 1960? Le tourbillon sous-polaire pourrait expliquer ces contrastes, car il influence la quantité d'eaux froides qui atteint les bancs de Terre-Neuve et la cellule d'eaux froides s'est déplacée vers le Nord au cours de ces années. Cette tendance suit la relation classique de l'ONA (selon Petrie 2007; <https://doi.org/10.3137/ao.450302>), bien que la relation semble plus faible maintenant.
- Avez-vous examiné si cet indice relativement complexe permet de mieux suivre les paramètres des poissons et d'autres paramètres connexes que l'un des éléments? Oui, bien qu'il s'agisse d'un travail en cours. Il y avait beaucoup de variables à prendre en compte. Un exemple récent où tous les sous-indices ont été explorés a été fourni : <https://academic.oup.com/icesjms/advance-article/doi/10.1093/icesjms/fsab144/6356489>.
- Les participants s'intéressent à la façon dont les patrons de déplacement de l'eau influent sur l'abondance de la morue, car il semble que la faible abondance de la morue coïncide avec la période des eaux les plus froides à Terre-Neuve-et-Labrador (selon cet indice climatique), même si la pression de la pêche est demeurée la même, suivie d'un rebond de la morue en 2010 (année plus chaude). Il pourrait être utile d'approfondir l'étude de ce patron dans ce contexte. Il faut faire attention à l'interprétation de la tendance globale, car elle varie beaucoup. Par exemple, l'utilisation d'anomalies composites semble refléter la variabilité entre les différentes composantes du taux de reproduction chez les phoques du Groenland.
- L'augmentation de la moyenne ou de la variance des températures peut avoir des conséquences/effets importants sur les ressources vivantes. La plupart des études montrent que la variance n'augmente pas dans l'atmosphère et dans l'océan, et on ne prévoit pas qu'elle augmentera. Les extrêmes sont déterminés par un décalage de la moyenne des distributions vers des valeurs plus élevées.

- L'information tirée de l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador est-elle censée être indépendante et ne pas être liée au réchauffement global dû aux changements climatiques? Il est difficile de relier les deux (l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador et le réchauffement climatique dans le contexte des changements climatiques), car le réchauffement ne se produit pas au même rythme à Terre-Neuve et au Labrador qu'ailleurs. La variabilité naturelle de l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador est plus élevée (puisque Terre-Neuve et le Labrador sont plus proches du climat froid de l'Arctique) que celle d'autres indices divers élaborés dans les régions où le climat est plus chaud. Les tableaux de bord utilisés pour l'indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador peuvent ne pas s'appliquer à toutes les biorégions de l'Atlantique (à examiner séparément). La figure avec les quatre barres empilées qui a été présentée dans la partie sur l'océanographie physique pourrait représenter ce qui se passe dans différentes biorégions.
- Le décalage dans le temps du mouvement de l'eau a été indiqué comme un facteur important à prendre en considération lorsqu'on établit un lien entre les températures froides et chaudes de l'eau et les effets plus généraux sur l'écosystème, puisqu'il faut plusieurs années pour déplacer les eaux froides (inertie) d'une zone. Par conséquent, un indice climatique permet de mieux suivre la variabilité de ces années d'eaux chaudes et froides.

Innover dans la façon dont nous suivons la dynamique du zooplancton dans les zones côtières sensibles du Canada

- Qu'en est-il du suivi du phytoplancton pour comprendre comment la conchyliculture et la variabilité climatique peuvent influencer sur les flux d'énergie dans le réseau trophique? On a dit que le phytoplancton était très variable, alors il est préférable de suivre le zooplancton.
- Il serait intéressant d'avoir une classe de taille de plus de 20 µm, ce sont les groupes de diatomées/dinoflagellés et on pourrait voir des changements plus prononcés. Ce sont aussi ceux qui transportent souvent des toxines. Les analyses de cytométrie de flux couvrent la plage des tailles de 2 à 20 µm et nous espérons utiliser le micro-FlowCam® pour analyser le zooplancton de 50 à 600 µm (les échantillons ont été prélevés à l'aide d'un filet de 30 µm). Des sondes *in situ* seraient très utiles pour suivre les changements temporels, au moins pour optimiser les prélèvements d'échantillons.

La baleine noire de l'Atlantique Nord et sa nourriture dans l'environnement changeant de l'ouest de l'Atlantique Nord

- Un commentaire général a été formulé au sujet du groupe thématique sur les mammifères marins, qui étudie également le décalage de l'aire de répartition de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) pour suivre ses proies (zooplancton).

Description de nouvelles espèces d'éponges des eaux canadiennes de l'Atlantique

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Élaboration d'études de cas possibles sur les écosystèmes

- On suggère d'intégrer l'approche écosystémique au moyen d'études de cas qui pourraient établir des liens importants entre les espèces et l'environnement et les interactions entre prédateurs et proies. On rappelle aux participants à l'atelier qu'il faut utiliser des documents examinés par des pairs pour étayer ces impacts sur les écosystèmes. Voici des exemples d'études de cas.
 - L'influence de l'abondance changeante du zooplancton (p. ex. les répartitions des *Calanus*) sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (beaucoup de travaux à l'appui de ce lien).
 - Effets de la glace de mer sur le capelan ou la morue (plusieurs publications montrent la connectivité entre les composantes biologiques et environnementales, des niveaux trophiques inférieurs aux niveaux trophiques supérieurs).
 - Les effets des températures plus chaudes de l'eau et de l'hypoxie sur les crevettes nordiques dans le golfe du Saint-Laurent.
 - Les températures plus chaudes de l'eau sont bénéfiques au homard d'Amérique.
 - Les écosystèmes côtiers par rapport aux écosystèmes extracôtiers? Cela pourrait refléter les travaux récents de Bob Gregory sur la zostère en tant que zones de croissance pour les morues juvéniles et sur la façon dont elles passent des zones côtières au large à mesure qu'elles grandissent et parviennent à maturité.
- En ce qui concerne les liens écosystémiques, on mentionne que le MPO a des scientifiques qui travaillent sur le sujet, mais qu'en raison de la structure actuelle du rapport, il est difficile de mettre en évidence leurs recherches (p. ex. examiner les changements de structure des communautés qui ne correspondent pas aux espèces) et qu'aucune catégorie n'a été définie à l'origine pour inclure ce type de travail. Comme le MPO s'oriente vers une approche davantage axée sur les écosystèmes, il semble étrange pour certains scientifiques que le rapport sur l'état de l'océan commence par les espèces individuelles et tente ensuite d'adopter l'approche intégrée/d'association. Certains de ces obstacles se reflètent dans la façon dont le Ministère est organisé. Il faudra beaucoup de temps pour en arriver à une approche intégrative.

ANNEXE 3 – ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

ADNe	ADN environnemental
AMOC	Circulation méridienne de retournement Atlantique
AMCEZ	Autre mesure de conservation efficace par zone
ATL	Atlantique canadien
CIEM	Centre intégré d'évaluation des menaces
CIF	Couche intermédiaire froide
CLHP	Chromatographie liquide à haute performance
COSEPAC	Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada
CPUE	capture par unité d'effort
DFO	Fisheries and Oceans Canada
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
ESL	Estuaires du Saint-Laurent
FRSC	Fonds de recherche scientifique compétitif
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GdM	Golfe du Maine
GSL	Golfe du Saint-Laurent
ICI	Intervalle de crédibilité inférieur
ICOAN	Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord
ICS	Intervalle de crédibilité supérieur
ICTNL	Indice climatique de Terre-Neuve-et-Labrador
LEP	Loi sur les espèces en péril

MPO	Pêches et Océans Canada
MRNF	Québec Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
NAMMCO	North Atlantic Marine Mammal Commission
NEST	Northeast Fisheries Center Ecosystem Survey Trawl
NAFO	Northwest Atlantic Fisheries Organization
nGSL	Nord du golfe du Saint-Laurent
NGCC	Navire de la Garde côtière canadienne
nGSL	nord du Golfe du Saint-Laurent
NMFS	National Marine Fisheries Service
OBIS	Ocean Biodiversity Information System
ONA	Oscillation nord-atlantique
OPANO	Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
PNE	Plateau néo-écossais
PMZA	Programme de monitoring de la zone Atlantique
PMZAO	Programme de monitoring de la zone Atlantique au large du plateau continental
PRS	Point de référence supérieur du stock
PSA	Programme de surveillance de l'aquaculture
PSRAFE	Programme stratégique de recherche et d'avis fondés sur l'écosystème
PTNL	Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

RCN	Région de la capitale nationale
sGSL	Sud du golfe du Saint-Laurent
SCAS	Secrétariat canadien de consultation scientifique
TSM	Température de la surface de la mer
UD	Unité désignable
UICN	Union international pour la conservation de la nature
USFWS	US Fish and Wildlife Service
ZIEB	Zone d'importance écologique ou biologique
ZPC	Zone de pêche de la crevette
ZPS	Zone de pêche du saumon