



**IMPACTS ÉCONOMIQUES DES FERMETURES DES ZONES DE
PÊCHES SUR LES PÊCHEURS : CAS DU GOLFE DU SAINT-
LAURENT, RÉGION DU QUÉBEC**

Mémoire présenté
dans le cadre du programme de maîtrise en gestion des ressources maritimes
en vue de l'obtention du grade de maître ès sciences

PAR
© JEAN MARC-ARTHUR J. SALOMON

Mars 2025

Composition du jury :

Anne Fauré, présidente du jury, Université du Québec à Rimouski

Philippe Kabore, directeur de recherche, Université du Québec à Rimouski

**Florence Boucher-Boisclair, Examinatrice externe, Pêches et Océans Canada –
Région du Québec**

Dépôt initial le 16 janvier 2025

Dépôt final le 12 mars 2025

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

À tous les organismes œuvrant dans la gestion des ressources naturelles, pour leur engagement envers la préservation et la durabilité de notre écosystème.

« Nous n'héritons pas de la terre de nos parents, nous l'empruntons à nos enfants. »
Antoine de Saint-Exupéry

« La modestie est le meilleur appât pour aller à la pêche aux compliments. » G. K. Chesterton

REMERCIEMENTS

Ce travail présenté ici bénéficie, à des degrés variés, des efforts et supports d'un ensemble de personnes et d'institutions. Ainsi, je tiens à remercier :

- Étienne Michaud du service d'accueil et intégration des étudiants internationaux pour son soutien et son accompagnement depuis mon arrivée ;
- Jean Ronald Joseph, Tommy Bisson et les familles Lévesque et Corbin pour leur soutien et leur accueil ;
- Ma famille, en particulier Ronyde, pour sa compréhension et son soutien dans ce projet d'étude, ainsi que mon père, ma mère, mes frères et sœurs, pour leur soutien et leurs encouragements inconditionnels ;
- Pêches et Océans Canada (MPO) - Région du Québec, d'avoir répondu favorablement à notre demande d'accès à l'information et pour avoir mis à notre disposition les données nécessaires à cette recherche, dans le respect des normes de confidentialité. Également, Alexandre Bérubé, agent de programme, Direction de la conservation et de la protection, MPO - Région du Québec, Florence Boucher-Boisclair, gestionnaire régionale - Conservation marine et aquaculture, MPO - Région du Québec, et Meriem Rima Khellal, stagiaire, MPO - Région du Québec, pour leur collaboration à valider et compléter les informations sur les fermetures de zones de pêche ;
- Mon directeur de recherche, Philippe Kabore, de m'avoir fait confiance, encouragé et soutenu tout au long de ce projet. Vos commentaires et suggestions tout au long de cette étude m'ont permis de mieux structurer mes pensées et d'être plus cohérent dans ma réflexion ;
- Le personnel administratif du Terminal Varreux Bolloré (TVB) - Port-au-Prince pour sa collaboration, son esprit d'excellence et son soutien moral dans l'initiation de cette aventure intellectuelle ;
- Enfin, tous ceux et toutes celles qui m'ont conseillé et aidé d'une façon ou d'une autre dans la réalisation de ce travail.

RÉSUMÉ

Ce travail a été réalisé afin d'évaluer les impacts économiques des fermetures dynamiques et statiques des zones de pêche sur les débarquements du golfe du Saint-Laurent, région du Québec, en se concentrant sur six espèces de grande valeur économique : le homard, le crabe des neiges, le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland, le pétoncle et le hareng. L'hypothèse est que ces fermetures pour protéger les baleines noires de l'Atlantique Nord (BNAN) pourraient avoir des impacts négatifs sur le volume et la valeur des débarquements pour ces espèces dans les zones ciblées. La méthode d'analyse de différences en différences, une sous-variante du modèle de régression linéaire multiple, a été utilisée pour tester l'hypothèse.

Les résultats ont montré une augmentation moyenne de 61 % du volume et de 53 % de la valeur des débarquements pour les six espèces dans les zones de pêche partiellement fermées, par rapport aux zones qui n'ont jamais été fermées. En revanche, pour les zones totalement fermées, une tendance à l'augmentation non statistiquement significative de 20 % du volume et de 16% de la valeur des débarquements a été observée pour les six espèces. En outre, parmi les espèces ciblées, le homard semble être le plus touché par les fermetures. Le crabe des neiges arrive en deuxième position. Enfin, pour les espèces soumises à des totaux admissibles de capture (TAC), une tendance à l'augmentation non significative a été observée dans les zones partiellement fermées, tandis que dans les zones totalement fermées, une tendance à la baisse non significative de -28 % et -25 % en volume et en valeur respectivement a été observée pour les quatre espèces.

En conclusion, l'analyse ne révèle aucune baisse significative des débarquements ou de leur valeur dans le golfe du Saint-Laurent, région du Québec, pour les espèces étudiées. Les résultats suggèrent que l'hypothèse initiale stipulant un impact négatif sur les débarquements n'est pas confirmée par les données disponibles analysées.

Mots clés : Zone de pêche, Fermeture partielle, Fermeture totale, Total admissible de capture, Baleine noire de l'Atlantique Nord, Golfe du Saint-Laurent, Pêche marine commerciale

ABSTRACT

This work was carried out to assess the economics impacts of dynamic and static fishing area closures on landings Gulf of St. Lawrence, Quebec region, focusing on six species of high economic value: lobster, snow crab, Atlantic halibut, Greenland halibut, scallop and herring. The hypothesis is that these closures to protect North Atlantic right whales (NARW) could have negative impacts on the volume and value of landings for these species in the targeted areas. The method of difference-in-difference analysis, a sub-variant of the multiple linear regression model, was used to test the hypothesis.

The results showed an average increase of 61% of volume and 53% of landings value for the six species in partially closed fishing areas, compared with areas that were never closed. On the other hand, for totally closed areas, a non-statistically significant upward trend of 20% of volume and 16% of landings value was observed for all six species. Moreover, among the targeted species, lobster seems to be the most affected by the closures. Snow crab comes second. Finally, for species subject to total allowable catches (TACs), a non-significant upward trend was observed in partially closed areas, while in fully closed areas, a non-significant downward trend of -28% and -25% in volume and value respectively was observed for all four species.

In conclusion, the analysis reveals no significant decline in landings or their value in the Gulf of St. Lawrence, Quebec region, for the species studied. The results suggest that the initial hypothesis stipulating a negative impact on landings is not borne out by the available data analyzed.

Keywords: Fishing area, Partial closure, Total closure, Total allowable catch, North Atlantic Right Whale, Gulf of St. Lawrence, Commercial marine fishing

TABLES DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ix
RÉSUMÉ.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
TABLES DES MATIÈRES.....	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvii
LISTE DES FIGURES.....	xix
LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES.....	xxi
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 1 PROBLÉMATIQUE.....	5
1.1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE.....	5
1.2. OBJECTIFS ET QUESTIONS DE RECHERCHE.....	8
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	11
2.1. SITUATION DE LA PÊCHE AU CANADA.....	11
2.2. PORTRAIT DE LA PÊCHE COMMERCIALE MARINE DES ESPÈCES ÉTUDIÉES AU QUÉBEC.....	13
2.2.1. Pêche au homard et vente.....	15
2.2.2. Pêche au crabe des neiges et vente.....	17
2.2.3. Pêche aux flétans et vente.....	19
2.2.4. Pêche aux pétoncles et vente.....	22
2.2.5. Pêche au hareng et vente.....	24
2.3. GOUVERNANCE, GESTION DES PÊCHERIES ET RÉGLEMENTATIONS.....	26
2.3.1. Les modes de gestion des écosystèmes marins et des pêches.....	28
2.3.2. Cadre conceptuel sur les fermetures des pêcheries.....	29
2.3.2.1. Impacts des fermetures des zones de pêche.....	31
CHAPITRE 3 CADRE MÉTHODOLOGIQUE.....	33
3.1. AIRE D'ÉTUDE.....	33
3.2. DONNÉES.....	35
3.2.1. Collecte des données.....	35
3.2.2. Analyse des données.....	37
3.2.2.1. Données de fermetures.....	37

3.2.2.2.	Analyses descriptives.....	37
3.3.	MÉTHODOLOGIE.....	41
3.3.1.	Analyses statistiques.....	41
3.3.2.	Modèles économétriques.....	42
3.3.2.1.	Régression linéaire multiple.....	43
3.3.2.2.	Méthodes à effets fixes.....	43
3.3.2.3.	Modèle de l'estimation des différences en différences (DID).....	44
CHAPITRE 4	RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	49
4.1.	IMPACTS ÉCONOMIQUES DES FERMETURES.....	49
4.2.	ESPÈCES PÊCHÉES LES PLUS AFFECTÉES PAR LES PROTOCOLES..	52
4.3.	ANALYSE DE SENSIBILITÉ.....	54
CONCLUSION GÉNÉRALE	57
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Statistiques descriptives pour les zones totalement fermées et zones jamais fermées	39
Tableau 2 Statistiques descriptives pour les zones partiellement fermées et zones jamais fermées	40
Tableau 3 Analyse inconditionnelle de l'impact des protocoles de fermetures sur les zones totalement et partiellement fermées	51
Tableau 4 Analyse conditionnelle de l'impact des protocoles de fermetures sur les zones totalement et partiellement fermées	55

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Évolution du nombre de titulaires de permis de pêche commerciale au Québec, 1990 à 2022.....	14
Figure 2 Évolution du nombre de bateaux de pêche selon leur taille entre 1990 et 2022.	15
Figure 3 Carte des zones de pêche au homard	16
Figure 4 Évolution du volume et de la valeur des débarquements de homard au Québec, de 1990 à 2022.....	17
Figure 5 Carte des zones de pêche au crabe des neiges.....	18
Figure 6 Évolution du volume et de la valeur des débarquements de crabe des neiges au Québec, de 1990 à 2022.....	19
Figure 7 Carte des sous-divisions de l’Organisation des pêches de l’Atlantique Nord-Ouest (OPANO) montrant la désignation du stock de flétan du golfe du Saint-Laurent.	20
Figure 8 Évolution du volume et de la valeur des débarquements du flétan du Groenland au Québec, de 1990 à 2022.....	21
Figure 9 Évolution du volume et de la valeur des débarquements du flétan de l’Atlantique au Québec, de 1990 à 2022.....	22
Figure 10 Carte des sous-divisions des zones de pêches au pétoncle de la côte Nord du golfe du Saint-Laurent.....	23
Figure 11 Évolution du volume et de la valeur des débarquements du pétoncle au Québec, de 1990 à 2022.....	24
Figure 12 Carte des zones unitaires de pêches du hareng de la côte Sud du golfe du Saint-Laurent de la division 4T et 4Vn de l’OPANO.....	25
Figure 13 Carte des zones des secteurs Est (4Ss, 4Sv, 4Sw et 4Sz) et Ouest (4Si, 4Sy et 4Sz) de pêches du hareng de la côte Nord du Saint-Laurent de la division 4S de l’OPANO).....	25
Figure 14 Évolution du volume et de la valeur des débarquements du hareng au Québec, de 1990 à 2017.....	26
Figure 15 Carte représentant les zones visées par les protocoles de fermeture temporaires pour la protection de la baleine noire de l’Atlantique Nord en 2024.	31
Figure 16 Le golfe du Saint-Laurent et ses particularités physiques.....	34
Figure 17 Corridors maritimes du Saint-Laurent pour les commerces canadiens et internationaux.....	35
Figure 18 Histogramme de distribution des résidus du terme d’erreur pour les six espèces....	42
Figure 19 Histogramme de distribution des résidus du terme d’erreur pour le crabe et le homard	42
Figure 20 Effets de causalité dans le modèle de différences en différences	45
Figure 21 Évolution en pourcentage des différentes fermetures des zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent de 2018 à 2022 pour les six espèces considérées.....	52
Figure 22 Évolution par type de fermetures des zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent de 2018 à 2022 pour les six espèces considérées.....	53

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

AMP	: Aires Marines Protégées
BNAN	: Baleine Noire de l'Atlantique Nord
CEGRIM	: Centre d'Expertise en Gestion des Risques d'Incidents Maritimes
COSEPAC	: Comité sur la Situation des Espèces en Péril au Canada
COVID-19	: Coronavirus
DID	: Différences en Différences
FAR	: Fermetures pour Autres Raisons
Fig.	: Figure
GSL	: Golfe du Saint-Laurent
K\$: Kilo-dollars (Milliers de dollars)
Km	: Kilomètre
Km ²	: Kilomètre carré
Ln	: Logarithme népérien
LHT	: Longueur Hors Tout
M	: Mètre
m ²	: Mètre carré
m ³ /s	: Mètre cube par seconde
MAPAQ	: Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MCO	: Moindres Carrés Ordinaire
MEF	: Méthodes à Effets Fixes
MPO	: Ministère des Pêches, des Océans et de la Garde côtière canadienne
NARW	: North Atlantic Right Whale
OPANO	: Organisation des Pêches de l'Atlantique Nord-Ouest
PRPPA	: Programme de Retrait des Permis de Pêche du poisson de fond de l'Atlantique
RLM	: Régression Linéaire Multiple
RPPSG	: Regroupement des Pêcheurs Professionnels du Sud de la Gaspésie
T	: Tonne
TAC	: Total Admissible des Captures
VMS	: Vessel Monitoring System (systèmes de surveillance des navires)
ZEE	: Zone Économique Exclusive
ZFAR	: Zones Fermées pour Autres Raisons
ZPC	: Zones de pêche au crabe des neiges
ZPF	: Zones Partiellement Fermées
ZPH	: Zone de pêche au homard
ZPM	: Zones de Protection Marine

ZTF	: Zones Totalement Fermées
β	: Bêta
ε	: Epsilon
%	: Pourcentage
Φ	: Phi
γ	: Gamma
τ	: Tau
Σ	: Somme

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La pêche est l'une des plus anciennes industries du Canada. Elle comprend quatre sous-secteurs : la pêche marine commerciale, l'aquaculture, la mariculture et la pêche commerciale en eau douce. La pêche marine commerciale est pratiquée dans les eaux intérieures, ainsi que dans les océans Pacifique et Atlantique. Il en existe trois types au Canada : la pêche côtière, la pêche semi-hauturière et la pêche hauturière (Mitchell, 1981). La pêche côtière désigne la pêche généralement limitée à l'utilisation de bateaux dont la longueur hors tout (LHT) est inférieure à 19,8 mètres (65 pieds). La pêche semi-hauturière, quant à elle, désigne la pêche pour laquelle les détenteurs de permis sont autorisés à utiliser des bateaux d'une LHT d'au moins 19,8 mètres (65 pieds), mais de moins de 30,5 mètres (100 pieds). La pêche hauturière autorise, par contre, l'utilisation de bateaux d'une LHT d'au moins 30,5 mètres (100 pieds) (Pêches et Océans Canada, 2021). En vue d'une meilleure gestion de ce secteur, plusieurs institutions et organismes publics du Canada et du Québec se sont impliqués. Pour la province du Québec, les deux acteurs les plus importants sont le ministère des Pêches, des Océans et de la Garde côtière canadienne (MPO) et le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Cette industrie revêt une grande importance économique pour de nombreuses communautés situées le long des milliers de kilomètres des côtes du Canada et du Québec. Entre 2019 et 2022, l'ensemble du secteur (pêche, transformation et aquaculture) a généré en moyenne un peu plus de 69 000 emplois au Canada, dont plus de 5 000 au Québec (Pêches et Océans Canada, 2024c). En 2022, cette industrie de la pêche et de la transformation du poisson représentait 1,4 % de la production économique totale du Canada atlantique, soit 1,53 milliard de dollars (Gouvernement du Canada, 2023).

Cependant, malgré son importance, cette pêche maritime commerciale est confrontée à un certain nombre de défis environnementaux. Récemment, dans le golfe du

Saint-Laurent, l'industrie de la pêche a été confrontée au défi de la protection de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), une espèce en péril (COSEPAC, 2003; Koubrak et al., 2020; Morissette et al., 2022). Présentes, depuis des décennies, le long des côtes est des États-Unis et du Canada (Brown et al., 2001; Pêches et Océans Canada, 2000a), ces baleines ont étendu leur aire d'alimentation au golfe du Saint-Laurent depuis 2017, attirées par l'abondance de copépodes (*Calanus finmarchicus*), leur principale proie entre autres. Malheureusement, cette même année, douze baleines ont été retrouvées sans vie dans le Saint-Laurent (Daoust et al., 2017), entraînant la mise en place de mesures de gestion. Le ministère des Pêches et des Océans a introduit des mesures de protection en 2017 (Davies et Brillant, 2019), suivies de protocoles de fermeture statique et dynamique des zones de pêche en 2018 (MPO, 2020), tandis que le ministère des Transports Canada a proposé des règles de navigation dans ces zones sensibles dès 2017 (MPO, 2017), puis les a rendues obligatoires en 2018 (Bulletins de la sécurité maritime Transports Canada, 2019). Ces mesures de restriction et/ou de conditionnement d'accès aux différentes zones de pêche peuvent avoir un impact sur les débarquements de la pêche dans les zones concernées. Elles peuvent entraîner une baisse significative des débarquements, affecter les revenus et perturber les chaînes d'approvisionnement locales. En même temps, il est presque évident qu'un manque d'accessibilité d'informations et de publications d'analyses économiques persiste concernant l'impact de ces mesures sur les débarquements de pêche dans les zones affectées depuis leur mise en œuvre. Ce travail propose donc de mieux comprendre les effets économiques de ces mesures grâce à une méthodologie adaptée à l'analyse de l'impact économique d'un protocole, en se concentrant sur les débarquements de six espèces dans les zones de pêche touchées, notamment dans la partie du golfe du Saint-Laurent située dans la région du Québec. Les résultats pourraient fournir des données précieuses aux décideurs politiques, confrontés à la nécessité de concilier la protection des baleines noires de l'Atlantique Nord et le maintien de l'activité économique dans ces zones.

Cette recherche est divisée en quatre chapitres. Le premier chapitre contextualise l'étude en exposant la problématique de la gestion des pêches ainsi que les objectifs de la recherche. Le deuxième chapitre présente une revue de littérature sur l'état des pêches au Canada, un portrait de la pêche maritime commerciale au Québec pour les espèces

concernées, ainsi qu'une brève description de la gouvernance, des politiques de gestion et de conservation des ressources halieutiques et des fermetures de pêches à l'échelle mondiale. Le troisième chapitre détaille l'approche méthodologique utilisée pour analyser l'impact économique des fermetures de zones de pêche sur les pêcheurs. Le quatrième chapitre présente et discute les résultats obtenus à partir des estimations et propose une analyse de sensibilité et une conclusion à l'étude.

CHAPITRE 1

PROBLÉMATIQUE

Ce chapitre présente la problématique et le contexte dans lequel l'étude est réalisée ainsi que les objectifs de recherche fixés et les hypothèses formulées.

1.1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE

De nos jours, de nombreuses pêcheries dans le monde sont confrontées à plusieurs problèmes écologiques, économiques et sociaux qui menacent leur durabilité (Gascuel, 2009; Lynham, 2022). La dégradation des écosystèmes marins, les techniques de pêche qui rendent difficile le rétablissement de certaines espèces marines, et la problématique liée aux déplacements de certaines espèces en voie de disparition sont classées parmi les nouveaux défis du fonctionnement des activités de pêche et de leur gestion (Amar, 2010; Morissette et al., 2022). Plusieurs stratégies de gestion récentes sont développées et mises en œuvre pour contrer les conséquences du déclin des espèces et assurer leur conservation à long terme ainsi que les services écosystémiques (Dudley, 2008). Parmi les nombreuses techniques utilisées, la mise en place des fermetures temporaires statiques et dynamiques de certaines zones de pêche (Morissette et al., 2022), la protection des corridors de déplacement et la création de réseaux d'aires marines protégées (AMP) sont mentionnées comme des mesures efficaces (Gell et Roberts, 2003).

En 2017, les baleines noires de l'Atlantique Nord (BNAN), une espèce en péril, sont revenues dans le golfe du Saint-Laurent à la recherche de nourriture abondante. Ce retour a été marqué par un événement sans précédent à la fin de l'été, qui a vu la mort de douze baleines noires et l'empêchement de cinq autres dans le golfe, incitant les autorités à renforcer les mesures de protection (Daoust et al., 2017). À la suite de cet événement et de la présence accrue des baleines dans le golfe, des mesures de gestion spécifiques ont été établies (Davies et Brillant, 2019). Cette même année, deux mesures principales ont été mises en place : la fermeture de certaines zones de pêche (Davies et Brillant, 2019) et

le ralentissement de vitesse à 10 nœuds pour les navires de plus de 20 mètres dans la zone réglementée de l'ouest du golfe du Saint-Laurent (MPO, 2017).

Un an plus tard, en 2018, un protocole de fermetures statiques et dynamiques a été mis en place et dévoilé proactivement au printemps par le MPO afin de réduire les interactions entre les engins de pêche et les baleines. Ces fermetures ont été établies suivant un protocole statique qui prévoit une interdiction de pêche sur toute la saison dans une zone de 6 490 km² où 90 % des baleines avaient été observées en 2017, qu'il y ait présence ou non de BNAN (Chambre des communes du Canada, 2018; Morissette et al., 2022). Quant au protocole dynamique, il impose une fermeture de 15 jours renouvelable dès l'observation d'au moins trois baleines ou d'une mère avec son baleineau, sur un territoire bien défini dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (MPO, 2020). En complément, des mesures supplémentaires ont été introduites dans cette même année, notamment l'obligation pour les pêcheurs de déclarer les engins perdus et les interactions avec les mammifères marins, le marquage des engins dans certaines zones de pêche et la modification du *Règlement sur les mammifères marins* pour obliger les navires à rester à au moins 100 m des baleines (MPO, 2020). En 2019, la zone statique a été réduite à 2 400 km², soit une baisse de 63 % par rapport à l'année précédente (Gagné, 2019). De nouvelles initiatives ont également été adoptées, telles que l'élargissement des zones dynamiques, l'introduction de fermetures temporaires dans les eaux peu profondes (moins de 20 brasses) et le renforcement de la surveillance à l'aide d'avions et de technologies comme les drones, les planeurs sous-marins et les dispositifs acoustiques (MPO, 2020).

En 2020, un nouveau protocole de fermeture des zones en vigueur sur toute la saison a été instauré, accompagné de l'élargissement des zones dynamiques dans la baie de Fundy, d'un marquage obligatoire des engins pour les pêches aux engins fixes dans l'Est du Canada et de la création du Fonds pour les engins fantômes (MPO, 2020). En 2021, les protocoles ont été ajustés pour garantir plus de certitude sur la présence continue des baleines dans les zones fermées. D'autres mesures incluaient la création d'un groupe de travail technique pour les pêcheurs, les spécialistes en baleines noires et fonctionnaires du MPO, ainsi que le lancement du Fonds d'adoption des engins sécuritaires pour les

baleines ont été mises en place. Ces protocoles modifiés en 2021 ont été maintenus en 2022.

Parallèlement, le Canada a intensifié ses efforts de sensibilisation et de coopération internationale sur la gestion des BNAN. Un comité consultatif sur l'application des lois concernant les mammifères marins a été créé dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick qui met l'accent sur la sensibilisation de la communauté à la protection des baleines (Pêches et Océans Canada, 2018). Le MPO a également participé à des réunions et ateliers internationaux, notamment ceux du North Atlantic Right Whale Consortium, des groupes de travail canado-américains sur les espèces en péril, de la Marine Mammal Commission, et de l'équipe américaine de réduction des prises de grands cétacés de l'Atlantique (Pêches et Océans Canada, 2018).

Au regard des différentes mesures de gestion mises en place, les protocoles de fermeture dans le golfe du Saint-Laurent préoccupent l'industrie de la pêche locale en raison de leurs répercussions économiques potentielles (Morissette et al., 2022). Selon le Regroupement des pêcheurs professionnels du sud de la Gaspésie (RPPSG), les pêcheurs de homard de la Gaspésie ont subi des pertes d'exploitation estimées à environ 2,77 millions dollars à la suite de la fin prématurée de la saison dans certaines zones de pêche au homard en 2018 (Gagné, 2019; Morissette et al., 2022), bien que les détails sur la façon dont ces pertes ont été calculées sont difficilement accessibles. Afin d'explorer les impacts de ces mesures de gestion de la BNAN, principalement les fermetures, sur l'activité de pêche dans la partie du golfe du Saint-Laurent de la région du Québec, les données de débarquements de 2012 à 2022 de six principales pêcheries considérées sont analysées dans ce travail. Il s'agit du homard (*Homarus americanus*), du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), du flétan Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*), du flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), du pétoncle (*Placopecten magellanicus*) et du hareng (*Clupea harengus harengus*).

Normalement, un éventail d'espèces pourrait être affecté par les mesures de gestion des BNAN, notamment le buccin, le homard, le crabe hyas, le crabe commun, le crabe des neiges, ainsi que des poissons qui peuvent également être capturés à l'aide d'engins fixes comme la morue, la plie rouge, le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland. Les

espèces capturées à l'aide de filets maillants, comme le hareng et le maquereau, sont également concernées (Pêches et Océans Canada, 2024b). Les six espèces sélectionnées pour cette étude reposent sur plusieurs critères. Tout d'abord, leurs données par zone de pêche sont accessibles avec très peu de valeurs manquantes. Ensuite, ces espèces ont une valeur économique élevée, représentant environ 51 % des débarquements au Canada et 71 % au Québec en 2022 (MPO, 2024b). Elles figurent également parmi les dix premiers produits de la mer exportés par le Canada en 2021, ce qui témoigne leur importance pour le commerce international et l'économie canadienne (Pêches et Océans Canada, 2022). Par ailleurs, bien que la pêche au pétoncle à l'aide d'engins mobiles ne soit pas directement concernée par les protocoles de gestion des BNAN, elle est pratiquée dans certaines zones affectées par ces mesures, ce qui justifie son inclusion afin d'obtenir un ensemble de données plus complet. Dans un premier temps, l'analyse se concentre sur les espèces capturées à l'aide des engins fixes, notamment le crabe des neiges et le homard. Dans un second temps, les six espèces sont considérées afin de réduire les risques d'erreurs statistiques, telles que le rejet d'une vraie hypothèse nulle (H_0) (erreur de type I) ou l'acceptation d'une fausse hypothèse nulle (H_0) (erreur de type II) (Bourque et al., 2009), qui sont susceptibles de se produire avec les petits échantillons.

1.2. OBJECTIFS ET QUESTIONS DE RECHERCHE

L'objectif principal de cette étude est d'explorer les impacts économiques des protocoles de gestion de la BNAN, principalement les fermetures, sur les débarquements de pêche et leur valeur dans la partie du golfe du Saint-Laurent de la région du Québec. Pour ce faire, les questions de recherche suivantes ont été formulées :

- A. Est-ce que les mesures de fermetures dynamiques et statiques résultant de l'application du protocole de gestion de la baleine noire ont impacté les volumes et les valeurs de débarquement dans les zones de pêche affectées ?**
- B. Quelles sont les espèces pêchées les plus affectées par ce protocole de gestion des baleines noires ?**
- C. L'impact de ces mesures de gestion des BNAN est-il différent pour les espèces soumises à des TAC parmi les espèces ciblées ?**

Pour apporter des éléments de réponse à ces questions, une analyse quantitative approfondie des débarquements de ces espèces est nécessaire. Ainsi, ce mémoire se structure autour des sous-objectifs suivants :

1. Collecter des données économiques/financières sur la pêche commerciale dans les différentes zones de pêches ;
2. Identifier les zones touchées par les fermetures liées ou non aux mesures de gestion des baleines noires ;
3. Analyser les données de débarquements de ces différentes zones pour les espèces considérées ;
4. Faire ressortir, à travers des analyses quantitatives, les impacts des fermetures des zones de pêche sur les débarquements des espèces pêchées dans ces zones.

Deux hypothèses de départ ont été retenues : une hypothèse de travail et une hypothèse à tester. L'hypothèse de travail suppose que les fermetures dynamiques et statiques introduites dans le cadre du protocole de gestion des BNAN dans le Saint-Laurent ne sont pas connues à l'avance. Si tel était le cas, les pêcheurs seraient informés, au début de chaque saison, de toutes les zones qui deviendraient inaccessibles. Quant à l'hypothèse retenue pour l'analyse, elle postule que ces fermetures peuvent avoir un impact négatif sur les volumes et les valeurs des débarquements des espèces ciblées dans les zones concernées.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

Cette section présente le cadre théorique et conceptuel lié au sujet de recherche, explorant plusieurs axes sur la situation globale de la pêche au Canada. Une attention particulière est portée aussi sur le portrait détaillé de la pêche commerciale marine au Québec pour les six espèces étudiées, à savoir le homard, le crabe des neiges, le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland, le pétoncle et du hareng.

2.1. SITUATION DE LA PÊCHE AU CANADA

Le Canada fait partie des pays ayant une grande surface océanique, soit une superficie égale à quelque 70 % de sa surface terrestre (Pêches et Océans Canada, 2011). À l'exception de l'Alberta et de la Saskatchewan, toutes les provinces et tous les territoires se partagent les quelque 243 000 km de littoral du Canada (Taylor et al., 2014). Ce patrimoine océanique est divisé en six zones maritimes s'étendant sur le Pacifique, l'Atlantique et l'océan Arctique. Cette vaste étendue de côtes, sur laquelle le Canada a des droits et des responsabilités, en fait l'une des zones halieutiques les plus riches au monde (Abgrall et Rainelli, 1983).

Malgré la richesse des ressources halieutiques du pays, les pêcheries marines sont souvent affectées par des crises récurrentes. Ces crises sont étroitement liées à la variabilité naturelle des ressources halieutiques et au fait que les eaux canadiennes ont toujours attiré les pêcheurs européens (Daneau, 1987; Parsons, 1995). Cette situation, combinée à des innovations dans les méthodes de capture (Abgrall et Rainelli, 1983) provoquées par les fluctuations d'un marché capricieux fortement dépendant des exportations (Parsons, 1995), a conduit à la surexploitation et à la menace d'extinction de certaines espèces dans les années 1970 (Abgrall et Rainelli, 1983). Cette situation de surpêche a entraîné la fermeture de nombreuses pêcheries, comme les stocks de poissons de fond de l'Atlantique canadien, en particulier la morue (*Gadus morhua*), la plie

canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) et le sébaste (*Sebastes spp.*) (Brêthes, 2016).

Ces fermetures, imposées principalement dans le cadre de certains moratoires, ont entraîné une diminution des revenus de certaines pêcheries de poissons de fond qui jouaient autrefois un rôle important dans les communautés de pêcheurs (Hardy et al., 2008; Higgins, 2008). C'est le cas, par exemple, du moratoire sur la morue de 1992, qui a mis quelque 30 000 personnes au chômage, car les bateaux sont restés à quai, les usines de transformation ont fermé et les habitants de centaines de villages côtiers, qui dépendaient de cette industrie depuis des générations, ont vu le pilier de leur économie et de leur culture détruit du jour au lendemain (Higgins, 2008). En 1990, la pêche commerciale au poisson de fond sur les côtes atlantique et pacifique du Canada représentait 791 246 tonnes métriques, pour une valeur d'environ 475 491 milliers de dollars canadiens. Neuf ans plus tard, en 1999, ces débarquements étaient estimés à 298 264 tonnes métriques, pour une valeur totale d'environ 324 995 milliers de dollars canadiens (MPO, 2024a). Outre les fermetures, une série de mesures de gestion de certains stocks ont été prises à la suite de la menace d'extinction des poissons de fond, notamment la limitation de l'effort de pêche et de la puissance de pêche (généralement définie comme le rapport entre les captures d'un navire par unité d'effort et celles d'un navire standard), la fixation de niveaux de capture autorisés, la détermination de plans de conservation et la mise en œuvre de plans de gestion des espèces (Hardy et al., 2008). Ces mesures de gestion ont, entre autres, plus ou moins stabilisé la baisse des débarquements, qui se sont maintenus autour d'une moyenne de 219 814 tonnes métriques pour une valeur moyenne de 291 647 milliers de dollars canadien pour la période de 2000 à 2022 (MPO, 2024a). Ces faibles contributions des débarquements de ces stocks de poissons de fond ont provoqué l'idée de réorienter certaines pêcheries de l'industrie, à partir de 1990, vers les crustacés (crabe des neiges, crevette nordique, homard, crabe commun, etc.) (Bourgault-Faucher, 2020).

Parallèlement, il y'a d'autres facteurs conjoncturels, qui ont eu un impact économique non négligeable sur l'industrie de la pêche et de la transformation du poisson du Canada, qui méritent d'être évoqués. Il s'agit notamment de la disparition de la population de crabe des neiges de l'Alaska en 2021 (Bourdeau, 2022), de la guerre en

Ukraine de 2022 et de la pandémie du COVID-19 en 2020. L'impact de cette dernière se caractérise principalement par « l'ouverture retardée de diverses saisons de pêche et une baisse temporaire marquée de la demande intérieure (principalement dans les restaurants) et internationale » (Gouvernement du Canada, 2023). Toutefois, immédiatement après la reprise des activités en 2021, les prix du homard ont augmenté, la demande internationale ayant dépassé les niveaux d'avant la pandémie (Gouvernement du Canada, 2023). La valeur des exportations de produits de la mer s'est rétablie après les perturbations causées par le COVID-19. Elle a atteint 8,79 milliards de dollars en 2021, une hausse de 36 % par rapport à 2020 et de 18 % par rapport au précédent niveau record de 2019 (Pêches et Océans Canada, 2022). Toutes les espèces considérées dans cette étude ont contribué à cette tendance à la hausse de la valeur des exportations jusqu'en 2022, à l'exception des prix du crabe des neiges, qui ont atteint des sommets historiques durant la crise de la baleine noire, mais qui ont chuté d'environ 60 % en 2022 en raison de la baisse de la demande des consommateurs américains (Gouvernement du Canada, 2023).

2.2. PORTRAIT DE LA PÊCHE COMMERCIALE MARINE DES ESPÈCES ÉTUDIÉES AU QUÉBEC

L'activité de pêche occupe une place prépondérante pour plusieurs communautés du Québec maritime. Dans cette province, le secteur des pêches et de l'aquaculture commerciale se subdivise également en quatre sous-secteurs que sont la pêche commerciale en eau marine, l'aquaculture, la mariculture et la pêche commerciale en eau douce. En 2016, la pêche commerciale en eau marine était de loin la plus importante, représentant 95,6 % de la valeur totale des ventes contre 3,4 % pour la culture dulcicole (aquaculture en eau douce), 0,6 % pour la mariculture (aquaculture en eau marine) et 0,4 % pour les pêches commerciales en eau douce (MAPAQ, 2018, cité dans Bourgault-Faucher, 2020). Avant 1990, ce sous-secteur comptait un nombre significatif de pêcheurs.

Cependant, entre 1990 et 2000, le nombre de détenteurs de permis de pêche, au Québec, a considérablement diminué, passant de 5 426 à 1 380 (figure 1). Cette baisse s'explique par deux facteurs principaux. D'une part, la diminution des stocks de poissons de fond et les moratoires introduits dans les années 1990 peuvent avoir entraîné une réduction des entreprises de pêche aux poissons de fond au cours de cette période. D'autre

part, elle peut être le résultat des programmes d'aide aux pêcheurs mis en place par le gouvernement canadien à la suite des moratoires, notamment le programme de retrait des permis de pêche du poisson de fond de l'Atlantique (PRPPA) (Pêches et Océans Canada, 2001).

De 2000 à 2022, le nombre de permis est resté relativement stable, à l'exception de la période de 2004-2006. Par la suite, ce sont le nombre des pêcheurs de poisson de fond de la Côte-Nord et le nombre de pêcheurs de homard de la Gaspésie qui ont été réduits de 2015 à 2016 (Boucher-Boisclair et al., 2018), entraînant une légère diminution globale entre 2006 et 2015. Toutefois, une tendance à la hausse du nombre de détenteurs de permis de pêche a commencé à se dessiner à partir de 2017. Cette année-là, la pêche commerciale en eau marine employait environ 3 208 personnes dont 1 388 pêcheurs, pour la plupart des propriétaires-exploitants, et 1 820 aides-pêcheurs (Bourgault-Faucher, 2020).

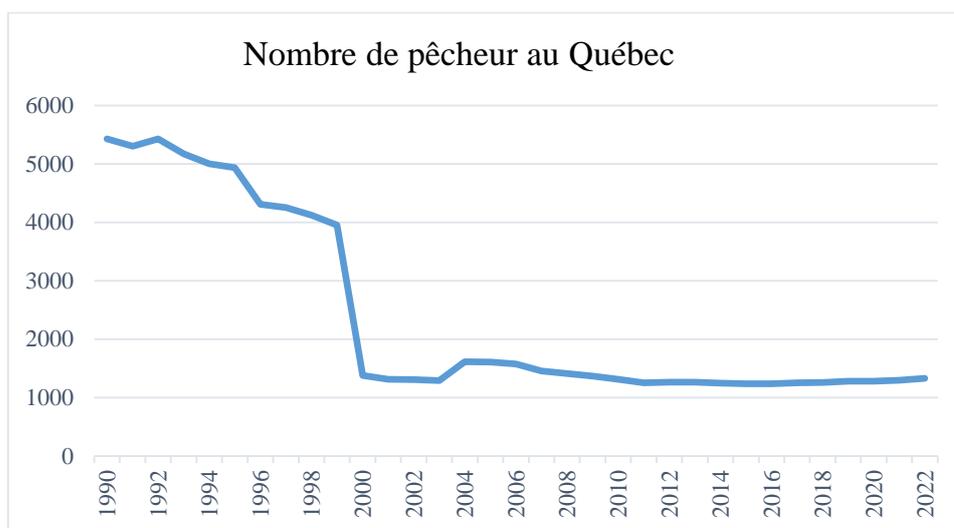


Figure 1 | Évolution du nombre de titulaires de permis de pêche commerciale au Québec, 1990 à 2022.

Source : Nombre de titulaires de permis de pêche commerciale au Québec, [en ligne], [<https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/licences-permis/licences-permis-atl-fra.htm>] (MPO, 2024b).

D'un autre côté, il semble qu'en même temps que le nombre de pêcheurs ait légèrement diminué, le nombre total de bateaux, servant à la pêche, ait aussi diminué. Au niveau de la figure 2 ci-dessous, les données du MPO montrent qu'en 1990, un total de 2 457 bateaux étaient impliqués dans l'activité de pêche maritime. Ce nombre était principalement constitué de « petits » bateaux de moins de 10,7 mètres (environ 1 865

unités). Au fil du temps, le total des bateaux a diminué jusqu'en 2022, pour atteindre 1 286 embarcations. Cette baisse est principalement due à la diminution du nombre de « petites » embarcations de moins de 10,7 mètres. Les embarcations mesurant entre 10,7 et 19,8 mètres ont quant à elles légèrement augmenté entre 2006 et 2022.

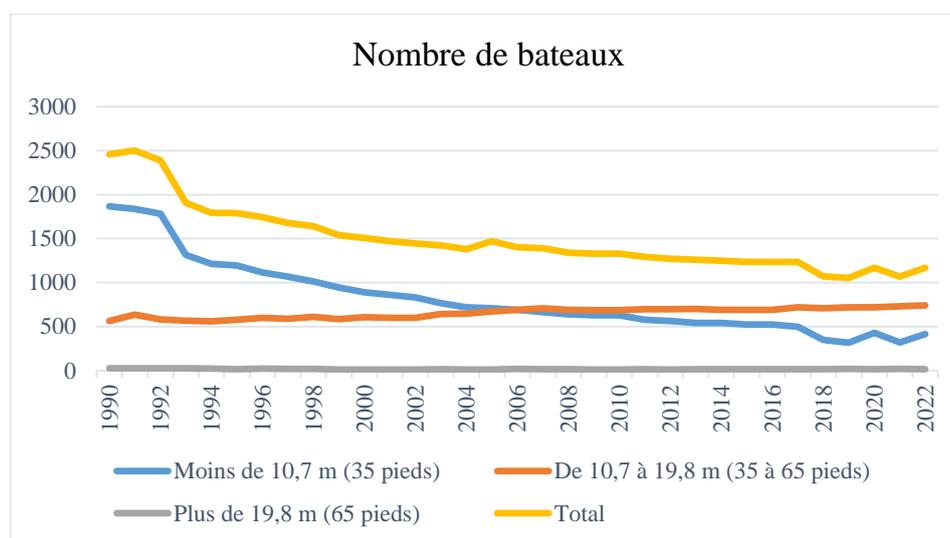


Figure 2 | Évolution du nombre de bateaux de pêche selon leur taille entre 1990 et 2022. Source : Nombre de navires de pêche commerciale enregistrés par taille, [en ligne], [<https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/licences-permis/licences-permis-atl-fra.htm>] (MPO, 2024b).

D’une manière globale, les activités du secteur de la pêche commerciale, de la transformation et de l’aquaculture commerciale apportent une contribution importante à l’économie des régions maritimes du Québec. Au total, elles ont généré, en moyenne, près de 5127 emplois saisonniers par an de 2019 à 2022 (Pêches et Océans Canada, 2024c). La pêche commerciale maritime est pratiquée principalement dans les régions de la Gaspésie, des Îles-de-la-Madeleine, de la Côte-Nord et du Bas-Saint-Laurent (Bourgault-Faucher, 2020).

2.2.1. Pêche au homard et vente

La pêche au homard est pratiquée dans plus de 40 zones de pêche au Canada atlantique (MAPAQ, 2022), réparties entre les provinces de l’Atlantique et le Québec. Ces zones, appelées zones de pêche au homard (ZPH), sont partagées entre le Québec, le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse, l’Île-du-Prince-Édouard et Terre-Neuve-et-Labrador. Au Québec, la pêche est pratiquée dans neuf ZPH (figure 3). Les zones 15, 16 et 18 sont situées sur la Côte-Nord, tandis que la zone 17 entoure l’île d’Anticosti. La

Gaspésie abrite les zones 19, 20 et 21, alors que la zone 22, l'une des plus productives du golfe du Saint-Laurent, est située aux Îles-de-la-Madeleine (MAPAQ, 2017).

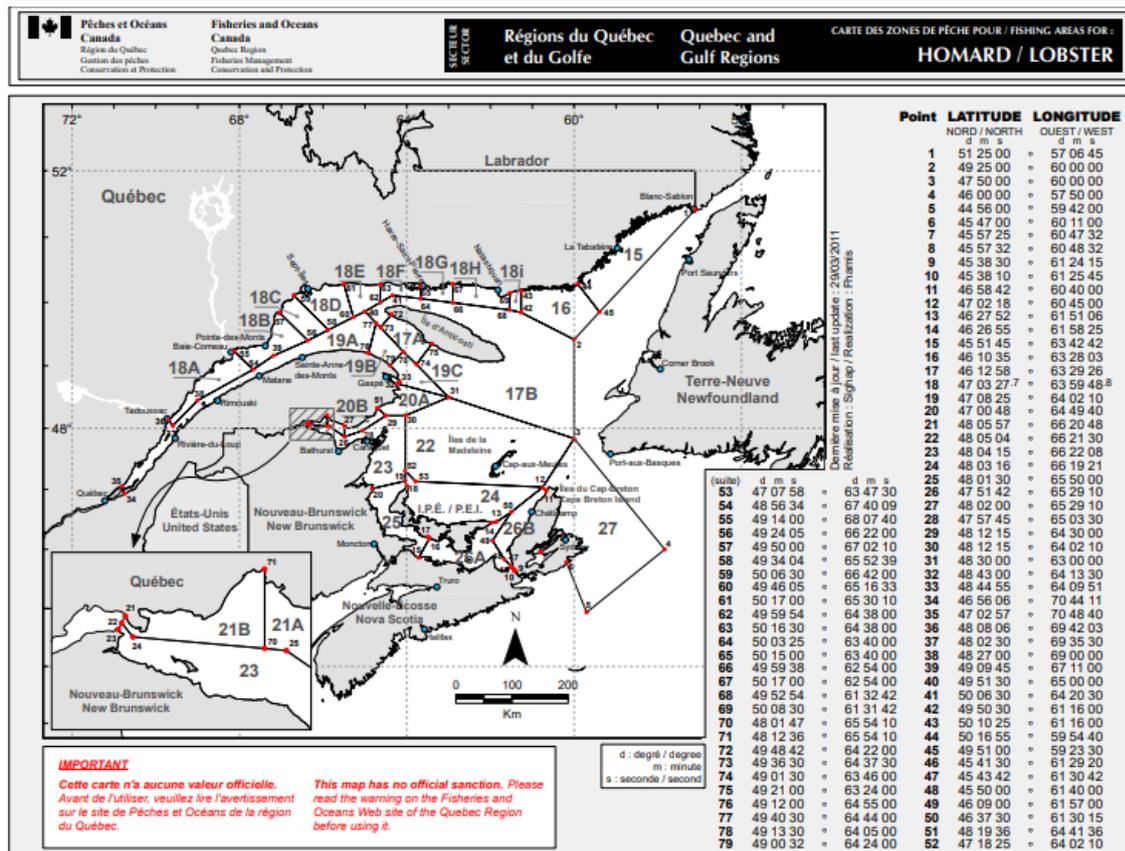


Figure 3 | Carte des zones de pêche au homard, [en ligne], <https://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/infoceans/sites/infoceans/files/Homard.pdf>, (MPO consulté en 2024)

Au Québec, cette industrie de la pêche au homard a connu une évolution marquée des volumes et valeurs de débarquements entre 1990 et 2022 (Figure 4). De 1990 à 2003, les volumes débarqués ont légèrement augmenté, atteignant en moyenne 3 364 tonnes métriques. À partir de 2004, la croissance est spectaculaire, les débarquements oscillant entre 3 838 et 12 445 tonnes métriques, pour une moyenne de 6 068 tonnes. Cette augmentation s'accompagne d'une hausse importante de la valeur monétaire des captures : alors que la moyenne annuelle ne dépassait pas 50 millions de dollars canadiens avant 2003, elle atteint environ 82 millions entre 2004 et 2022, culminant à 217 millions de dollars en 2022 (MPO, 2024a). La principale destination du homard débarqué au Québec demeure le marché local, qui approvisionne le secteur des produits frais domestiques. Entre 2015 et 2020, le homard représentait en moyenne 13,5 % du volume des ventes et 13,4 % de la valeur des ventes totales de poissons et fruits de mer frais dans les

supermarchés du Québec (MAPAQ, 2022). Au cours de la même période, les ventes totales de poissons et fruits de mer frais au Québec ont varié entre 13 400 et 21 200 tonnes. Le reste des débarquements, destinés à l'exportation, représente des volumes de 3 491 tonnes en 2015 et 4 257 tonnes, avec une baisse à 3 250 tonnes en 2020. La valeur des exportations a fluctué sur cette période entre 96 et 118 millions de dollars, pour tomber à 80 millions de dollars en 2020 (MAPAQ, 2022).

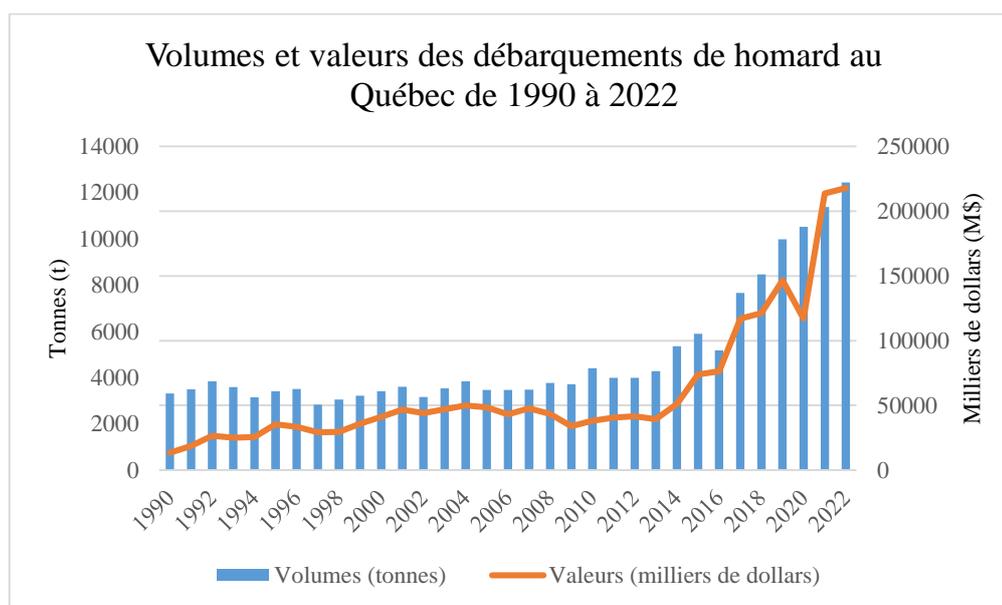


Figure 4 | Évolution du volume et de la valeur des débarquements de homard au Québec, de 1990 à 2022 (milliers de dollars).

Source : Compilation de débarquements des pêches maritimes, [en ligne], [Débarquements du pêches maritimes \(dfo-mpo.gc.ca\)](https://www.dfo-mpo.gc.ca) (MPO, 2024b).

2.2.2. Pêche au crabe des neiges et vente

Le crabe des neiges est observé dans tout l'océan Atlantique canadien, de la pointe de la Nouvelle-Écosse jusqu'à la hauteur du Labrador ainsi que dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (MPO, 2016, cité dans MAPAQ, 2021). Sa pêche constitue l'une des plus lucratives dans l'Est du Canada. Elle est réalisée dans près de 60 zones de pêche au crabe des neiges (ZPC) dans l'Atlantique canadien. Parmi ces ZPC, près d'une vingtaine se trouvent dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent (figure 5). Les pêcheurs québécois ont accès à douze de ces zones de pêche, dont huit (8) sont situées dans le nord du golfe du Saint-Laurent, soit 12A, 12B, 12C, 13, 14, 15, 16, 16A, trois dans le sud du golfe, soit 12, 12E et 12F, et une dans l'estuaire, soit la zone 17 (MAPAQ, 2021).

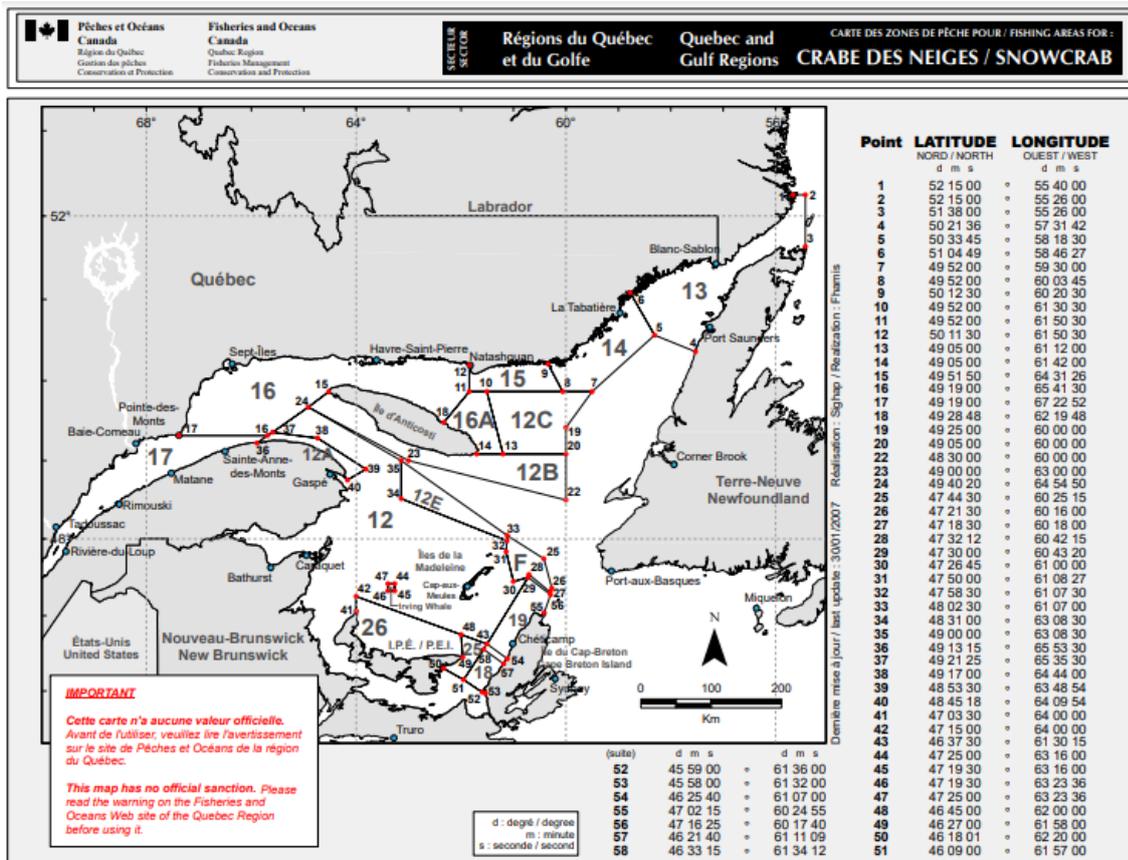


Figure 5 | Carte des zones de pêche au crabe des neiges, [en ligne], [https://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/infoceans/sites/infoceans/files/Crabe des Neiges_en.pdf](https://www.qc.dfo-mpo.gc.ca/infoceans/sites/infoceans/files/Crabe_des_Neiges_en.pdf), (MPO consulté en 2024).

Les débarquements de crabe des neiges au Québec ont connu une tendance instable entre 1990 et 2022, marquée par des fluctuations importantes (figure 6). Après une augmentation notable de 6 976 tonnes en 1990 à 14 917 tonnes en 1995, les volumes ont chuté à 10 344 tonnes en 1998. Entre 1999 et 2016, les débarquements ont suivi une trajectoire en dents de scie, fluctuant entre 11 339 et 14 538 tonnes. Un pic spectaculaire a été enregistré en 2017 avec 19 502 tonnes, avant de retomber à 11 416 tonnes en 2021. En 2022, les débarquements se sont stabilisés à 13 398 tonnes. Au cours des dix dernières années, la valeur annuelle des captures est passée de 61,2 millions de dollars en 2012 à 198,6 millions de dollars en 2022, avec une moyenne de 142 millions de dollars (MPO, 2024a).

Une partie de ces débarquements alimente le marché local en fournissant le secteur des produits frais. Entre 2015 et 2020, le crabe des neiges représentait en moyenne 2,6 % du volume et 3,1 % de la valeur des ventes de poissons et fruits de mer frais dans les

supermarchés du Québec, dont les ventes totales variaient entre 13 400 et 21 200 tonnes (MAPAQ, 2021). Le reste est destiné à l'exportation, avec des volumes atteignant 8 000 tonnes en 2015 et 10 000 tonnes en 2017. La valeur des exportations a varié de 122 millions de dollars en 2015 à un sommet de 237 millions de dollars en 2019, avant de redescendre à 195 millions de dollars en 2020, tout en restant supérieure à la moyenne (MAPAQ, 2021).

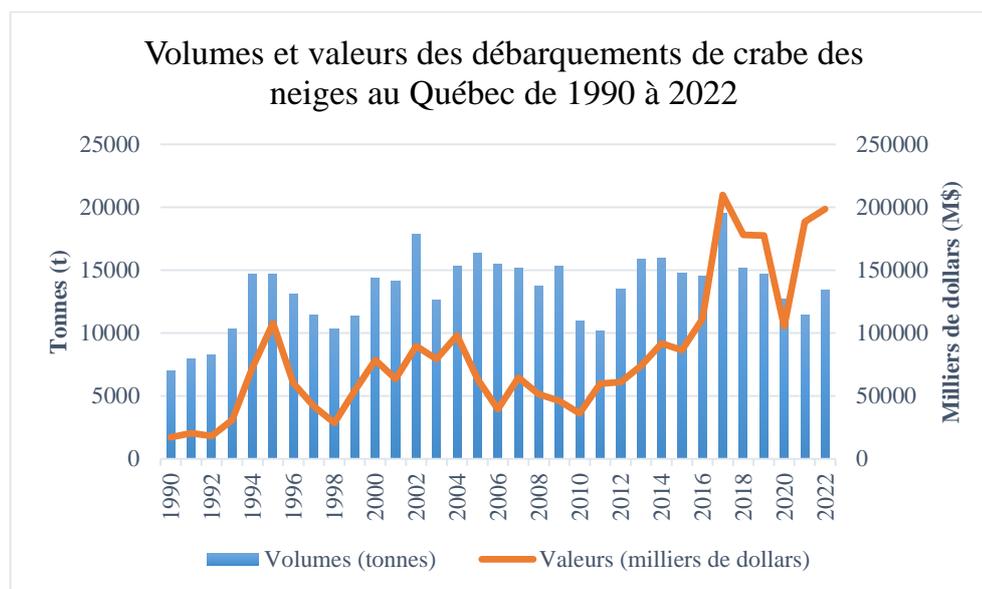


Figure 6 | Évolution du volume et de la valeur des débarquements de crabe des neiges au Québec, de 1990 à 2022 (milliers de dollars).

Source : Compilation de débarquements des pêches maritimes, [en ligne], Débarquements du pêches maritimes (dfo-mpo.gc.ca) (MPO, 2024b).

2.2.3. Pêche aux flétans et vente

Parmi les poissons de fond pêchés au Canada, on peut identifier le flétan de l'Atlantique et le flétan du Groenland. Ce sont des espèces d'intérêt commercial réparties sur le long des plateformes continentales de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord subarctique. La distribution du flétan atlantique s'étend du Groenland jusqu'au golfe du Maine (Trumble et al., 1994). Celui du Groenland vit dans les eaux froides nordiques du Pacifique et de l'Atlantique. Ce dernier, dans le nord-ouest de l'Atlantique, est particulièrement abondant dans les baies et les fjords côtiers profonds de l'ouest du Groenland, au large du bouclier continental de l'île Baffin et dans le secteur de la baie Ungava du détroit Hudson (Scott et Scott, 1988, cités dans MPO, 2005c). Au Canada, pour la pêche aux flétans, les gestionnaires reconnaissent deux stocks, celui du golfe du

Saint-Laurent (GSL) englobant les divisions 4RST de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) et celui du plateau néo-écossais et du sud des Grands Bancs de Terre-Neuve comprenant les divisions 3NOPs4VWX5Zc de l'OPANO (figure 7) (Gauthier et al., 2021).

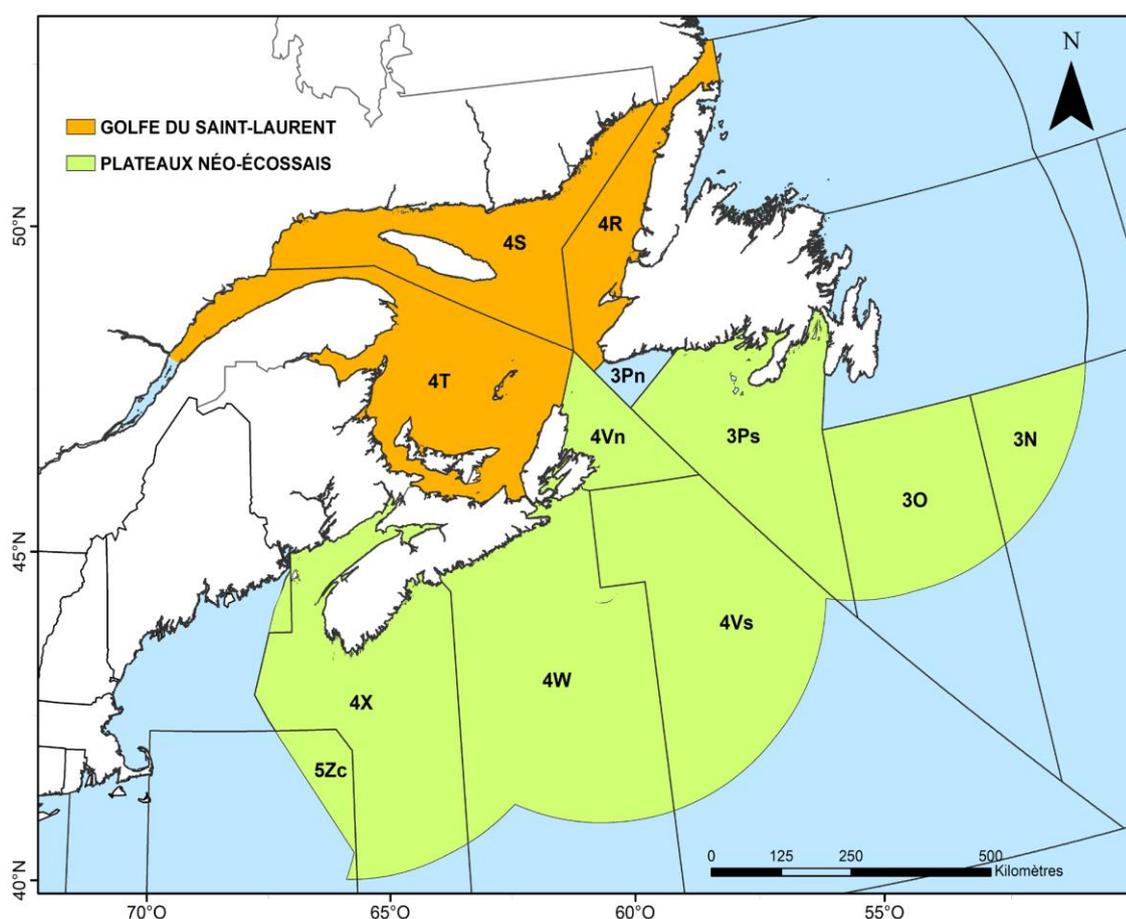


Figure 7 | Carte des sous-divisions de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) montrant la désignation du stock de flétan du golfe du Saint-Laurent (en orange) délimitée par les zones 4R, 4S et 4T (Gauthier et al., 2021).

La pêche au flétan de l'Atlantique a connu, dans les années 1960, des débarquements de l'ordre de 600 tonnes. Ces débarquements, au fil des années, ont diminué pour atteindre en 1982 leur plus bas niveau, soit 91 tonnes. Ils ont atteint leur plus haut niveau en 60 ans en 2019 et 2020, avec près de 1 400 t (MPO, 2021b). Pour le flétan du Groenland, de 1982 à 1992, cette espèce était gérée dans le golfe du Saint-Laurent comme une composante du stock de l'Atlantique. Les débarquements de flétan du Groenland ont connu une évolution irrégulière entre 1990 et 2022 (figure 8). Ils sont passés de 2 104 tonnes en 1990 à 3 152 tonnes en 1994, avec une baisse notable à 1 586

tonnes en 1991. Entre 1995 et 2009, les volumes ont fluctué entre 2 089 et 3 220 tonnes, atteignant un minimum historique de 892 tonnes en 2021. De 2010 à 2022, les débarquements varient entre 923 et 3 057 tonnes, avec une moyenne annuelle de 2 041 tonnes. La valeur monétaire des débarquements a fluctué entre 2,545 millions dollars et 4,881 millions de dollars entre 1990 et 1994. Entre 1995 et 2009, ces valeurs fluctuent entre 3,564 et 6,563 millions de dollars, puis ensuite entre 6,570 et 3,902 millions de dollars entre 2010 et 2022. La valeur monétaire moyenne des débarquements annuels pour la période de 2010-2022 est d'environ 6,464 millions de dollars. Une partie importante de ces débarquements de flétan du Groenland est exportée à l'extérieur du Québec. En 2017, le Québec a exporté 3,6 millions de dollars de produits de flétan du Groenland. Cette valeur est la plus grande de la série, où la moyenne des exportations, de 2013 à 2017, était de 2,45 millions de dollars (MAPAQ, 2020).

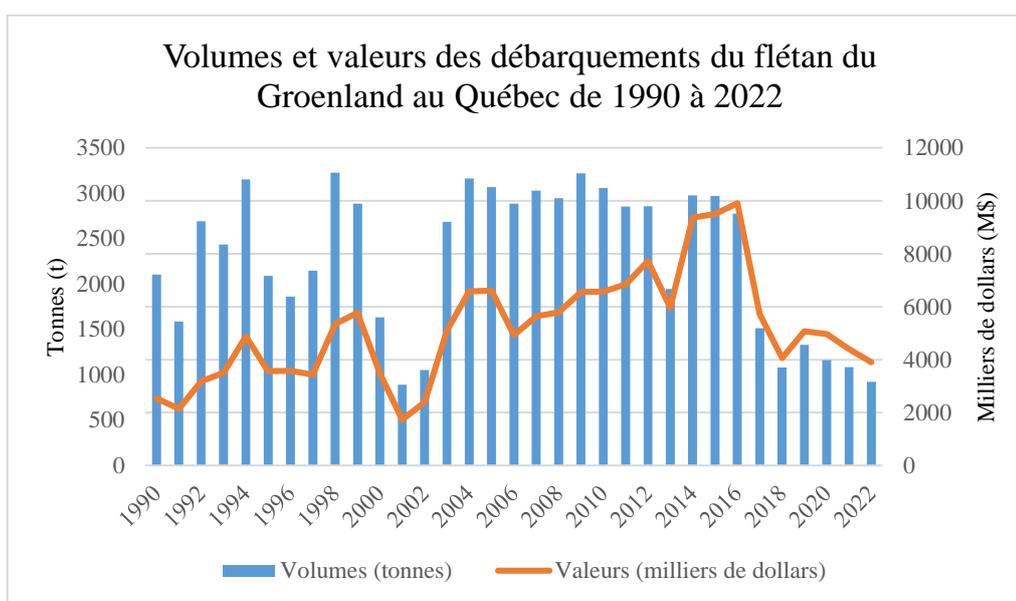


Figure 8 | Évolution du volume et de la valeur des débarquements du flétan du Groenland au Québec, de 1990 à 2022 (milliers de dollars).

Source : Compilation de débarquements des pêches maritimes, [en ligne], [Débarquements du pêches maritimes \(dfo-mpo.gc.ca\)](https://www.dfo-mpo.gc.ca/pêche/débarquements) (MPO, 2024a).

Quant au flétan de l'Atlantique, les débarquements sont relativement stables entre 1990 et 2006, fluctuant entre 150 et 254 tonnes (figure 9). Entre 2007 et 2022, les volumes varient de 238 tonnes à 790 tonnes, avec une baisse notable à 276 tonnes en 2010 et deux pics de croissance atteignant 451 tonnes en 2011 et 1 080 tonnes en 2018. La valeur monétaire des débarquements suit une tendance similaire : stable entre 1990 et 2006, avec

des montants compris entre 928 et 931 milliers de dollars. De 2007 à 2022, les ventes oscillent entre 1,455 million et 9,518 millions de dollars, avec un pic de 10,265 millions de dollars en 2018 (MPO, 2024a).

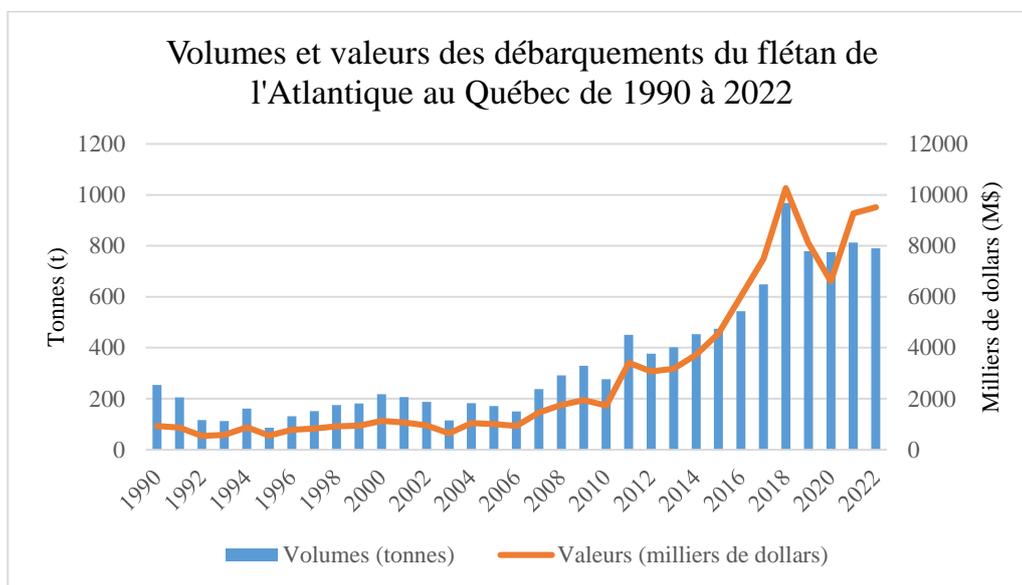


Figure 9 | Évolution du volume et de la valeur des débarquements du flétan de l'Atlantique au Québec, de 1990 à 2022 (milliers de dollars).

Source : Compilation de débarquements des pêches maritimes, [en ligne], Débarquements du pêches maritimes (dfo-mpo.gc.ca) (MPO, 2024a).

2.2.4. Pêche aux pétoncles et vente

Au Québec, il existe deux espèces de pétoncles indigènes (Trottier et al., 2017). Il s'agit du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*). Ces deux espèces vivent principalement sur des fonds de gravier, de coquillages ou de roche, généralement à des profondeurs entre 20 et 60 m (MPO, 2005a, 2023a). Le pétoncle d'Islande est présent sur la côte Nord, à l'Île d'Anticosti et sur la rive nord de la Gaspésie. Par contre, il est pratiquement absent dans le sud du Golfe. À l'inverse, le pétoncle géant se trouve surtout dans le sud du Golfe, incluant les Îles-de-la-Madeleine et la baie des Chaleurs, et occasionnellement sur la Basse-Côte-Nord (MPO, 2005a). La pêche aux pétoncles est réalisée dans plusieurs zones de pêche dans la province du Québec. En 1999, les eaux québécoises étaient divisées en 16 zones de pêche réparties en trois secteurs, soit les Îles-de-la-Madeleine (zone 20), la Gaspésie (zones 17A, 18B, 18C, 19A) et la Côte-Nord (zones 16A, 16B, 16C, 16D, 16E, 16F, 16G, 16H, 15, 18A, 18D). Les zones 16D et 18D étaient alors, à ce jour, peu ou pas exploitées (MPO,

2000). Un peu plus tard, en 2004, deux autres divisions ont été dénombrées pour les zones 16A (16A1, 16A2) et 17A (17A1, 17A2). Ce qui ramène le nombre total des zones de pêche au pétoncle à 18 (MPO, 2005a). En 2023, les données disponibles sur les débarquements du pétoncle au Québec affirment l'existence d'au moins 22 zones de pêche (figure 10).

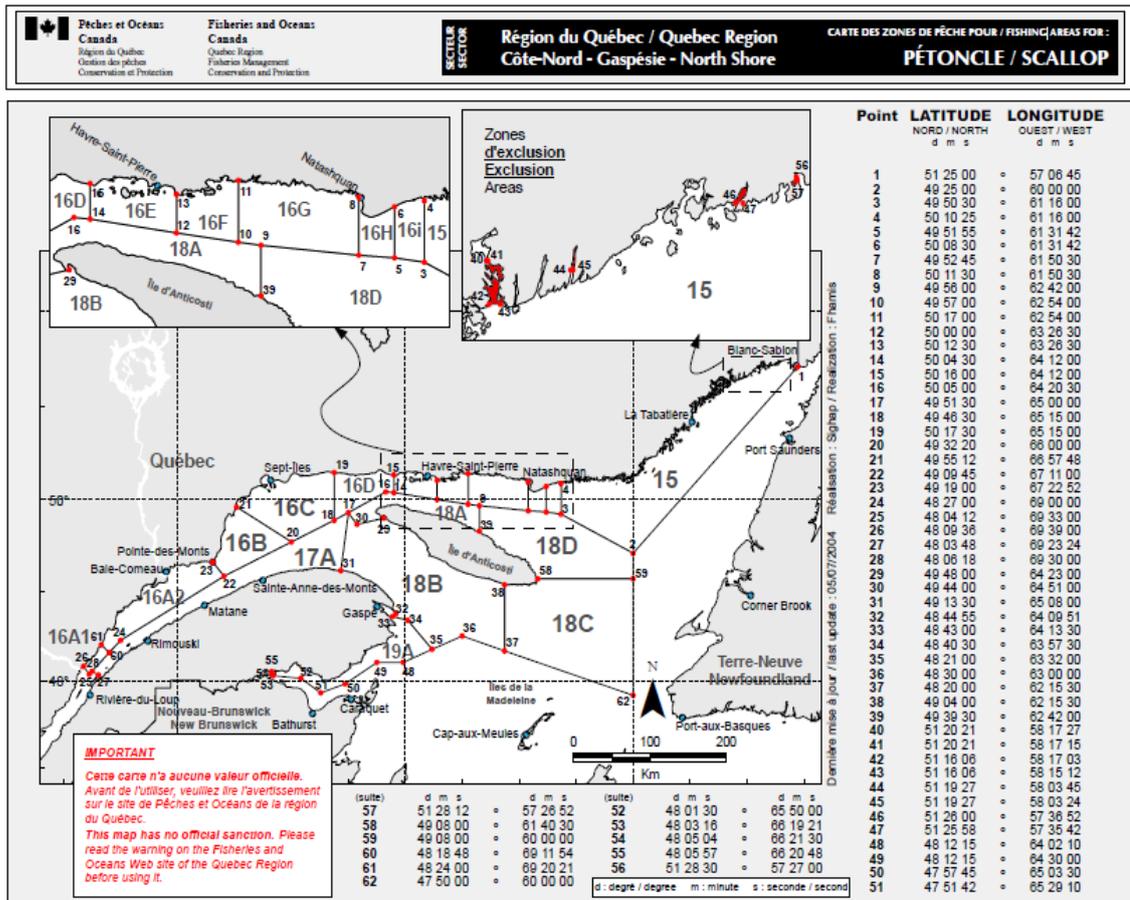


Figure 10 | Carte des sous-divisions des zones de pêches au pétoncle de la côte Nord du golfe du Saint-Laurent [en ligne], [Petoncle_CN_Gaspe.pdf](#), (MPO consulté en 2024).

Les débarquements de pétoncle pour la province de Québec ont atteint des sommets au cours de la période allant de 1990 à 2000 (figure 11). Les volumes débarqués pour cette période ont varié entre 3 623 tonnes et 2 360 tonnes. De 2001 à 2022, les volumes débarqués ont diminué pour se situer entre 1 791 tonnes et 653 tonnes, pour un volume annuel moyen de 893 tonnes (MPO, 2024a). Les données sur les débarquements de 2014 et 2016 ne sont pas présentées, car elles ne sont pas disponibles pour des raisons de confidentialité. La valeur monétaire des débarquements a suivi la même tendance que les volumes débarqués. Entre 1990 et 2000, la valeur des débarquements a varié entre 3,836

et 3,815 millions de dollars, avec un pic de 4,945 millions de dollars en 1998. De 2001 à 2022, la valeur des débarquements a diminué, passant de 2,463 millions de dollars à 3,097 millions de dollars en 2022, pour une valeur annuelle moyenne de 1,832 million de dollars (MPO, 2024a).

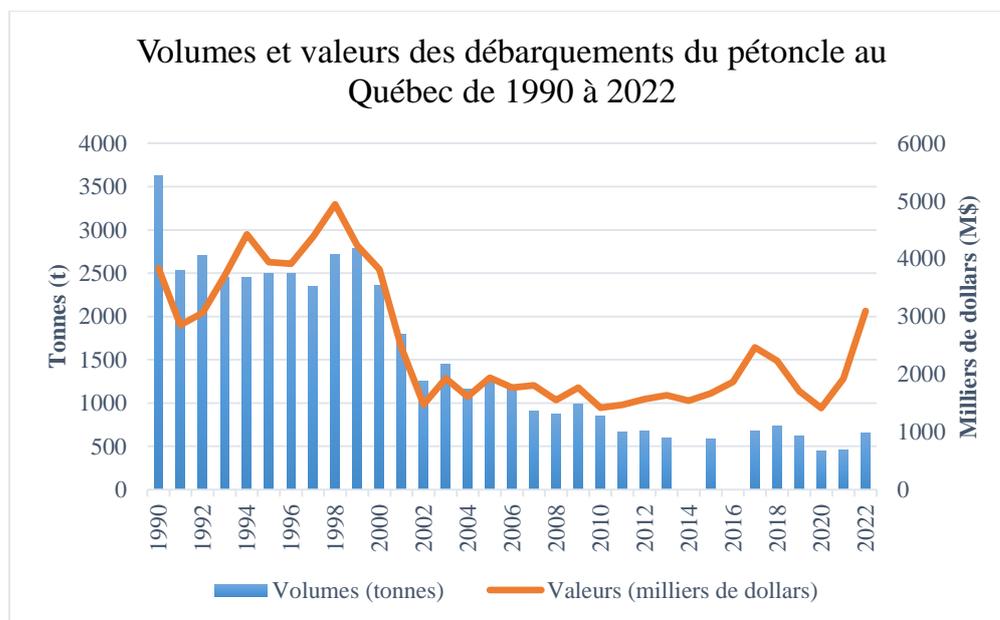


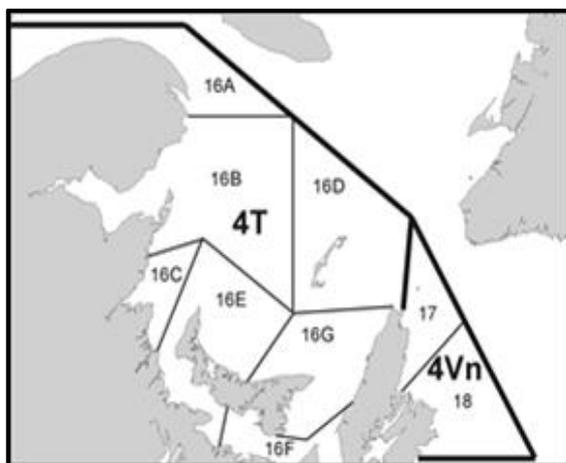
Figure 11 | Évolution du volume et de la valeur des débarquements du pétoncle au Québec, de 1990 à 2022 (milliers de dollars).

Source : Compilation de débarquements des pêches maritimes, [en ligne], Débarquements du pêches maritimes (dfo-mpo.gc.ca) (MPO, 2024a).

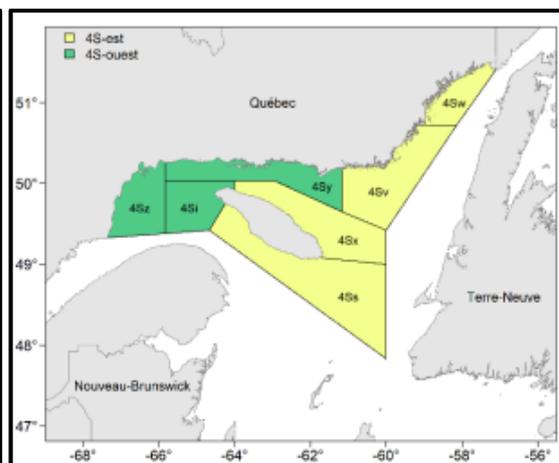
2.2.5. Pêche au hareng et vente

Le hareng de l'Atlantique est une espèce pélagique qui forme des bancs et qui vit dans les eaux côtières des deux côtés de l'Atlantique, ainsi que dans la mer Baltique. Dans le nord-Ouest de l'Atlantique, il est répandu depuis le nord du Labrador et du Groenland jusqu'à la Caroline du Nord (MPO, 1982). Au Québec, il est pêché dans environ huit zones dans le Saint-Laurent (figures 12 et 13). Au sud du golfe, le hareng est pêché dans la division 4T de l'OPANO, comprenant les zones 16A, 16B, 16C, 16D, 16E, 16F, et 16G (MPO, 2021a). En revanche, dans la Côte-Nord, cette pêche est réalisée dans la division 4S de l'OPANO (zone de pêche 15) (MPO, 2022b). Pour ces divisions, depuis 1985, le TAC est fixé séparément pour les saisons de pêche de printemps et d'automne, selon l'évaluation de l'abondance des composantes de reproducteurs de printemps et d'automne (MPO, 2022a). Cependant, en 2022, la composante des reproducteurs de printemps du

stock du sud du golfe du Saint-Laurent se retrouve dans la zone critique du cadre de l'approche de précaution adopté par Pêches et Océans Canada depuis 2002. Cette situation a entraîné une fermeture de la pêche du hareng de printemps dans les zones 16 et 17 (Pêches et Océans Canada, 2024a).



(Fig. 12)



(Fig. 13)

Figure 12 | Carte des zones unitaires de pêches du hareng de la côte Sud du golfe du Saint-Laurent de la division 4T et 4Vn de l'OPANO (MPO, 2022a).

Figure 13 | Carte des zones des secteurs Est (4Ss, 4Sv, 4Sw et 4Sz) et Ouest (4Si, 4Sy et 4Sx) de pêches du hareng de la côte Nord du Saint-Laurent de la division 4S de l'OPANO (MPO, 2021a).

La pêcherie du hareng est importante à la fois pour la consommation humaine et pour l'usage comme appât dans les casiers de homard, de crabe et de buccin (MPO, 2022b). Selon les données du MPO (2024a), les débarquements de hareng au Québec ont fluctué entre 1990 et 2022, avec plusieurs pics de croissance (figure 14). En 1990, ils ont atteint 6 267 tonnes, avant de diminuer à 3 846 tonnes en 1992. Par la suite, les débarquements ont rebondi pour atteindre un sommet de 7 915 tonnes en 1996. Un deuxième pic de croissance a été enregistré en 2000, avec 7 767 tonnes. Entre 2001 et 2005, les volumes ont fluctué entre 6 018 et 5 395 tonnes. De 2006 à 2013, les débarquements sont passés de 4 346 tonnes à un pic de 8 427 tonnes, marquant ainsi le pic le plus élevé de la période étudiée. En revanche, de 2014 à 2022, les volumes ont progressivement diminué, passant de 6 329 tonnes à 4 126 tonnes. Les données sur les débarquements de 2012 ne sont pas présentées, car elles ne sont pas disponibles pour des raisons de confidentialité. La valeur des débarquements, quant à elle, a suivi une trajectoire irrégulière au cours de la période de 1990 à 2022. Les années 1996, 2012 et

2019 ont enregistré les plus fortes hausses, avec des valeurs respectives de 2,388 millions de dollars, 3,197 millions de dollars et 2,564 millions de dollars (MPO, 2024a).

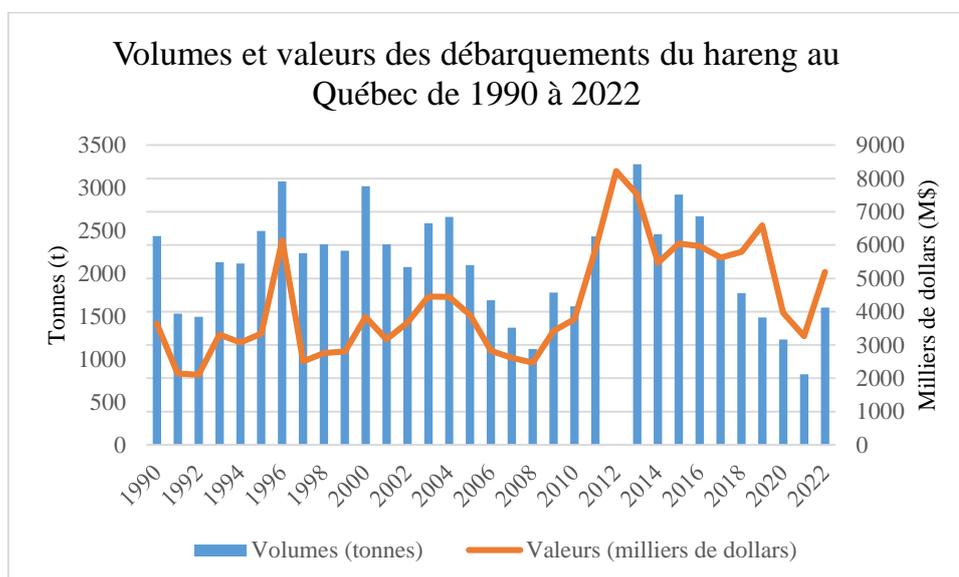


Figure 14 | Évolution du volume et de la valeur des débarquements du hareng au Québec, de 1990 à 2017 (milliers de dollars).

Source : Compilation de débarquements des pêches maritimes, [en ligne], [Débarquements du pêches maritimes \(dfo-mpo.gc.ca\)](https://dfo-mpo.gc.ca) (MPO, 2024a).

2.3. GOUVERNANCE, GESTION DES PÊCHERIES ET RÉGLEMENTATIONS

De manière générale, le terme de gouvernance fait référence à « toutes les interactions publiques et privées visant à résoudre les problèmes et à créer des opportunités sociétales » (Kooiman et al., 2005 : 17). Il représente la gestion et le fonctionnement d'une organisation et, plus spécifiquement, se réfère aux mécanismes, aux façons de faire et aux stratégies utilisées pour s'assurer qu'une organisation atteint ses objectifs dans un climat de bonne gestion, de transparence et de respect de toutes ses parties prenantes (Pitseys, 2010). Dans le contexte des ressources halieutiques, l'analyse de la gouvernance peut englober, entre autres, un certain nombre d'éléments tels que l'utilisation des ressources, la conservation, la science, l'économie, les traditions, la politique, l'histoire, etc. Mais outre ces éléments, l'analyse de la gouvernance peut également se fonder sur un certain nombre d'autres facteurs. Ces facteurs doivent parfois être considérés à une échelle spatiale, car la gouvernance concerne à la fois le niveau international et le niveau local.

Au niveau local, c'est-à-dire dans la zone économique exclusive (ZEE) du Canada, la gestion administrative du milieu marin de la région du Québec est assurée par les organismes étatiques des deux principaux ministères (fédéral et provincial) impliqués dans la gestion des pêches au Québec. Il s'agit de Pêches et Océans Canada et du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, par l'entremise de la Direction générale des pêches et aquacultures. La gestion est fondée sur les principes du partage de responsabilités prévues par les dispositions de la constitution de 1867 (Parsons, 1995). Ces dispositions prévoient en matière de pêche, le partage des pouvoirs entre les gouvernements susmentionnés, dans les termes suivants :

- Le Parlement du Canada possède l'autorité législative exclusive sur les pêcheries des côtes de la mer et de l'intérieur, en vertu du paragraphe 91(12) de la Loi constitutionnelle de 1867.

- Dans les eaux sans marée, il existe un droit de propriété en matière de pêches. En vertu du paragraphe 92(13), les provinces peuvent voter des lois à l'égard de questions comme le transfert, la cession et la succession de la propriété des pêches, sous réserve des règlements fédéraux sur les saisons de pêche et la façon de pêcher et sur les méthodes de conservation.

- Dans les eaux à marée, il n'existe aucun droit de propriété en matière de pêches. Par conséquent, les législatures provinciales n'ont aucune compétence sur les pêches dans ces eaux, sauf dans la mesure où les lois provinciales peuvent empiéter sur la compétence provinciale-fédérale par l'intermédiaire de la théorie constitutionnelle des pouvoirs accessoirement nécessaires (J. Meaney, MPO, Ottawa, comm. pers. cité dans Parsons, 1995 : 28-29).

Sur cette base, la gestion et la gouvernance partagées entre les différents acteurs étatiques sur la question de pêche se fait suivant les principales lois établies en la matière. Il s'agit de la *Loi sur les pêches* et ses règlements d'application, la *Loi sur les océans* et la *Loi sur les espèces en péril* (Gouvernement du Canada, 2021). La *Loi sur les pêches* encadre les activités de pêche en imposant des quotas, des saisons de pêche, des restrictions sur les engins de pêche, et des mesures de conservation spécifiques (Gouvernement du Canada, 2021). Entre les deux gouvernements fédéral et provincial (Québec) et les communautés autochtones, il existe des accords qui reconnaissent les droits ancestraux et les pratiques traditionnelles de pêche (Chalupovitsch, 2019).

2.3.1. Les modes de gestion des écosystèmes marins et des pêches

Du point de vue de l'écosystème, la gestion de l'espace marin fait appel à un ensemble d'outils directement dérivés de ceux utilisés pour la gestion durable des pêches (Keith et al., 2020). Parmi ces outils, il existe ceux qui contrôlent les pêches, en limitant le nombre de navires, le nombre de jours en mer, les prises accessoires et le total autorisé des captures, et ceux qui se concentrent plus sur l'écosystème (Arkema et al., 2006; Pikitch et al., 2004). Au Canada, la gestion à partir de la mise en place de quotas ou TAC était déjà d'application depuis les années 1950 et 1960. Ces mesures étaient renforcées après le déclin de l'abondance des stocks de poissons de fond et après que l'industrie canadienne ait été trouvée au bord de l'effondrement économique en 1974 sous l'impact d'une diminution de moitié des stocks (Halliday et al., 1992). Les quotas instaurés sont déterminés sur la base d'évaluations scientifiques des populations de poissons pour éviter la surpêche.

D'autres outils sont également développés et/ou adaptés ces dernières années, selon les cas, pour assurer la gestion durable des ressources et la conservation de la biodiversité dans les écosystèmes. Ils sont utilisés pour établir des zones où la pêche est fermée pour la conservation des stocks, ainsi que des zones où les activités humaines sont réglementées pour protéger les ressources naturelles et la biodiversité. Cette dernière approche peut inclure des zones de non-prélèvement où la pêche est totalement interdite, ou des zones avec des restrictions spécifiques. Selon Keith et al. (2020 : 2), plusieurs types de dispositifs peuvent être identifiés : « a) les zones de protection marine (ZPM) et aires marines protégées, qui sont des fermetures permanentes et peuvent exclure diverses activités, y compris la pêche, qui peuvent entraver leurs objectifs, b) la protection des espèces et des habitats benthiques sensibles par l'exclusion de certaines activités de pêche, c) les fermetures de zones temporelles, qui restreignent temporairement les activités de pêche pour protéger une espèce pendant un stade vulnérable du cycle biologique et d) les fermetures dynamiques, qui peuvent varier spatio-temporellement à différentes échelles en utilisant des données en temps quasi réel ».

2.3.2. Cadre conceptuel sur les fermetures des pêcheries

L'impact sans cesse croissant de l'utilisation des ressources naturelles par l'homme, en particulier des stocks de poissons, a suscité un intérêt grandissant pour la protection des écosystèmes marins et la garantie de la durabilité des stocks de poissons. À cette fin, un certain nombre de mesures de gestion sont utilisées, notamment les fermetures de zones de pêche, qui représentent une approche alternative prudente. Les fermetures de zones de pêche sont l'une des stratégies couramment employées pour se prémunir contre l'incertitude et la surexploitation, et pour protéger les espèces pendant leur période de reproduction (Cinner et al., 2005; Colwell et al., 2019; Fogarty et Botsford, 2007; Harrison et al., 2012; Holland, 2002; Walters et al., 2007). Elles consistent à délimiter des zones de l'océan dont l'accès est limité (Agardy et al., 2011 ; Pita et al., 2011), allant jusqu'à restreindre la pêche (Halpern, 2003; Harborne et al., 2008). Cet outil de gestion est devenu de plus en plus indispensable dans la mission mondiale d'améliorer la gouvernance et de promouvoir la durabilité des pêches (Kooiman et al., 2005), de sauvegarder les espèces en limitant la pêche et en protégeant les espèces pendant leur période de reproduction (Narayanakumar et al., 2017) et de protéger les espèces menacées, en danger et en voie de disparition (Morissette et al., 2022; MPO, 2017; Transports Canada, 2017). De manière générale, l'objectif de ces outils de fermeture est de maximiser les avantages en matière de conservation tout en réduisant l'impact socio-économique (Halpern et al., 2013). Ces dispositifs s'inscrivent dans la stratégie de gestion d'une pêcherie, en tenant compte de l'ensemble de l'écosystème, tant pour les espèces ciblées que non ciblées, conformément aux principes de gestion écosystémique.

À l'échelle mondiale, de nombreuses fermetures sont mises en œuvre pour gérer certaines pêcheries ou espèces menacées. Aux Philippines, des fermetures ont été appliquées en vue de réduire la mortalité par pêche, de diminuer l'effort de pêche et de reconstituer les stocks de poissons en déclin (Brillo et al., 2016; Murawski et al., 2000). Selon Brillo et al. (2019), cette politique a été appliquée sur les pêcheurs commerciaux tels que les pêcheurs aux anneaux et aux filets, mais dans une certaine mesure pouvant affecter indirectement les petits pêcheurs, les négociants et les vendeurs sur les marchés. En Australie, sur les côtes Ouest de l'océan Indien dans les îles Houtman Abrolhos, des fermetures à la pêche aux poissons ont été instaurées en vue de protéger les espèces de

poissons vulnérables telles que le mérou léopard (*Plectropomus leopardus*) (Mclean et al., 2011). Aux États-Unis, plusieurs fermetures saisonnières ont été mises en place pour gérer la pêche et les stocks de certaines espèces. Il s'agit notamment de fermetures pour les poissons de fond en eaux profondes à Hawaï (Federal Register, 2007a), pour le thon du Pacifique (Federal Register, 2007b), pour les requins dans l'Atlantique (Federal Register, 1999 dans Beets et Manuel, 2007), pour les mérours dans l'Atlantique Sud, le golfe du Mexique et les Caraïbes américaines (Federal Register, 2006a), pour le merlan du Pacifique le long de la côte ouest des États-Unis (Federal Register, 2006b), et pour le saumon royal et le saumon d'été du Pacifique dans les eaux publiques fédérales des sous-districts 5-ABC du Yukon, qui comprennent les communautés de Tanana et de Rampart (U.S. Department of the Interior, 2024). En outre, des fermetures ont également été utilisées pour restreindre certains engins de pêche, comme les filets fixes en 1995 dans la mer de Cook en Alaska (Loring, 2017), la pêche à la palangre pélagique ciblant l'espadon à Hawaï pour réduire les prises accessoires de tortues de mer en 1999 et à nouveau en 2001 dans la zone statistique éloignée du nord-est dans l'océan Atlantique nord-ouest pour limiter les captures accidentelles de tortues caouannes et de tortues luths (Patrick et Benaka, 2013), et les moulinets et les filets maillants en 2024 dans les eaux publiques fédérales (U.S. Department of the Interior, 2024). D'autres cas de fermetures de zones de pêche ont été mises en œuvre un peu partout dans le monde pour protéger les espèces et la biodiversité (Morton, 2011; Vivekanandan et al., 2010).

Au Canada, en 2003, le MPO a établi une zone d'exclusion du chalutage et de la pêche au filet maillant dans le chenal Hawke (Kincaid et Rose, 2014) pour protéger la crevette nordique (Pêches et Océans Canada, 2005). En 2017, ce même ministère a également mis en place une série de fermetures spatiotemporelles statiques et dynamiques de zones de pêche dans le Saint-Laurent pour protéger la BNAN, une espèce en péril (MPO, 2017). En 2018 et 2019, ces fermetures ont été instaurées dans le golfe du Saint-Laurent pour les pêches à engins fixes non surveillés, pratique par laquelle l'équipement est laissé sans surveillance dans l'eau pour une période donnée (Chambre des communes du Canada, 2023). Cette méthode est utilisée surtout dans le cas de la pêche du crabe des neiges, du crabe-araignée, du crabe commun, du homard et du buccin. Cependant, depuis 2020, les fermetures sont plutôt imposées n'importe où dans le golfe du Saint-Laurent et

dans la baie de Fundy, ainsi que dans les zones d’habitat essentiel de la baleine noire de l’Atlantique Nord du bassin Grand Manan et du bassin Roseway (figure 15) (Chambre des communes du Canada, 2023). Des fermetures ont également été mises en œuvre sur le banc Georges pour protéger les regroupements de morue et de limande à queue jaune pendant les périodes de pointe du frai contre les engins de fond mobiles déployés par la pêche au pétoncle (Keith et al., 2020).

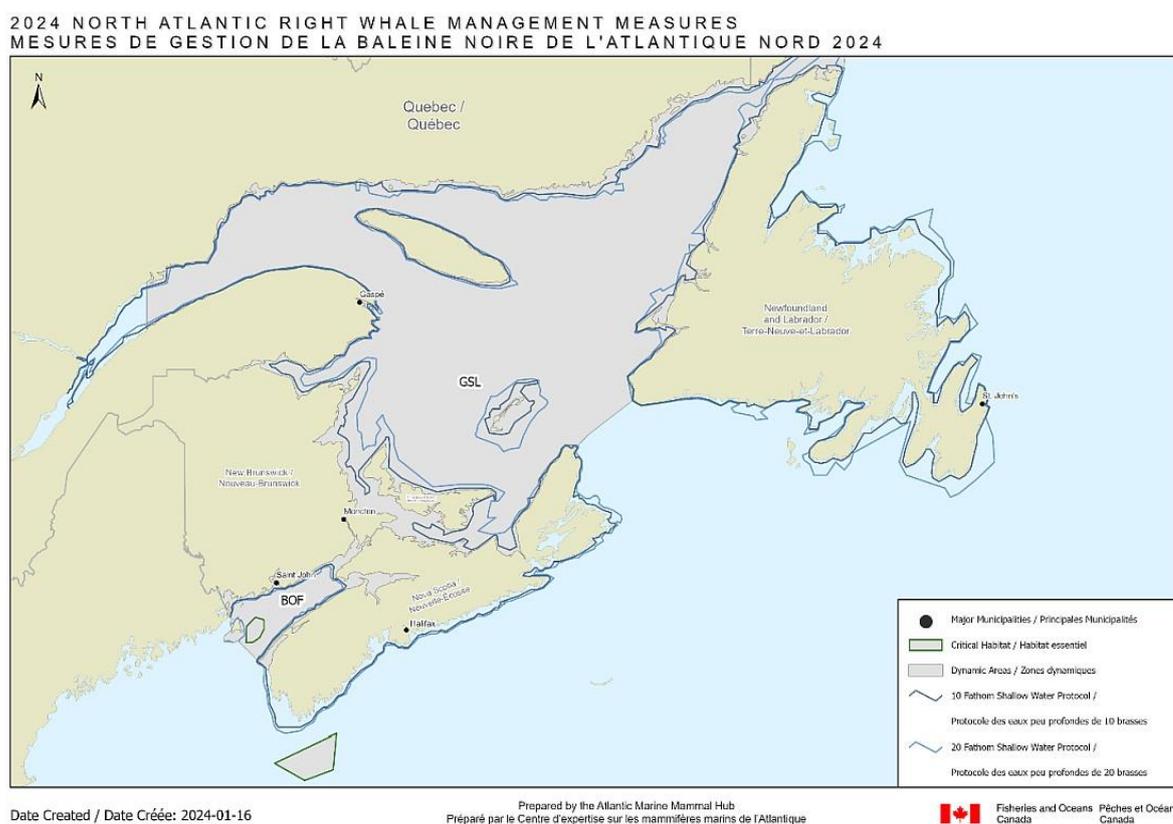


Figure 15 | Carte représentant les zones visées par les protocoles de fermeture temporaire pour la protection de la baleine noire de l’Atlantique Nord en 2024 (MPO, 2024) (en ligne), <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/commercial-commercial/atl-arc/narw-bnan/2024/right-whale-baleine-noires-0326-fra.html>.

2.3.2.1. Impacts des fermetures des zones de pêche

Les données sur les impacts des fermetures saisonnières des zones de pêche, au Canada et au Québec, sont insuffisantes et généralement absentes. Par conséquent, cette partie de la littérature présente quelques cas d’impact de fermetures de pêcheries, principalement dans l’Est des Etats-Unis. Ces fermetures de pêcheries sont établies dans le temps et dans l’espace à des fins de gestion, de conservation et autres. Néanmoins, quelle que soit leur nature, elles peuvent avoir des impacts socio-économiques et/ou

environnementaux positifs ou négatifs, qu'elles soient fermées complètement ou non. Selon Beets et Manuel (2007), des études ont montré que certaines zones de fermeture saisonnière ont des résultats positifs pour de nombreuses ressources, en particulier pendant les périodes de plus grande vulnérabilité et/ou d'activité de reproduction. Ceci est cohérent avec les résultats obtenus par Sadovy et al. (2005), selon lesquels les fermetures saisonnières ont été utilisées et se sont avérées bénéfiques pendant des périodes spécifiques du cycle de vie de nombreuses espèces. En utilisant une simulation pour une pêcherie à Hawaï, Somerton et Kobayashi (1990), cités par Beets et Manuel (2007), ont constaté que des fermetures saisonnières plus longues semblaient entraîner une biomasse de frai moyenne plus élevée pour les poissons de fond, en particulier l'opakapaka (*Pristipomoides filamentosus*). De plus, Beets et Friedlander (1998) ont constaté une augmentation significative de la taille moyenne et une amélioration du sex-ratio dans un site d'agrégation de mérours sept ans après la mise en œuvre d'une zone de fermeture saisonnière. Toutefois, outre les effets positifs, la mise en œuvre de fermetures saisonnières peut avoir des conséquences négatives sur l'activité économique des acteurs qui dépendent de ces ressources. Les études de Gulland (1974), dans Beets et Manuel (2007), ont montré qu'après une fermeture saisonnière, une augmentation ultérieure des débarquements peut être observée, mais généralement pas sans coût. Selon Patrick et Benaka (2013), les fermetures prématurées de la pêche à la palangre pélagique de faible profondeur basée à Hawaï, de la pêche au maquereau, au calmar et au stromatée à fossettes (*Peprilus triacanthus*) de l'Atlantique ainsi que de la pêche au colin de la mer de Béring en Alaska, ont généré des impacts économiques négatifs en raison de la perte de débarquements.

Ces différents résultats illustrent le fait que les impacts des fermetures de zones de pêche peuvent évoluer positivement ou négativement, sans qu'il y ait de consensus unanime sur leurs effets. Cette variabilité souligne l'importance de prendre en compte les contextes régionaux et les spécificités des différentes mesures régissant ces fermetures. Cette étude se penche spécifiquement sur le cas des fermetures de zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent, dans la région du Québec, afin d'analyser comment ces mesures ont influencé les débarquements de pêche dans cette zone.

CHAPITRE 3

CADRE MÉTHODOLOGIQUE

Le cadre méthodologique commence par une présentation de la zone d'étude, suivie d'une analyse des données collectées, et décrit enfin l'approche adoptée pour évaluer l'impact économique des protocoles de fermeture.

3.1. AIRE D'ÉTUDE

L'aire de l'étude est la partie du golfe du Saint-Laurent de la région du Québec. Le golfe du Saint-Laurent est une grande mer intérieure d'une superficie d'environ 240 000 km² (MPO, 2013). Il a une forme à peu près triangulaire et peut recevoir en moyenne 10 100 m³/s d'eau douce du Fleuve Saint-Laurent à sa pointe nord-ouest (Smith et Conover, 2024). Il est encerclé par cinq provinces canadiennes soit la province du Québec, de Terre-Neuve-et-Labrador, du Nouveau-Brunswick, de la Nouvelle-Écosse et de l'Île-du-Prince-Édouard (figure 16). Au large du golfe de la région du Québec, se trouvent l'île d'Anticosti et les îles de la Madeleine. Il s'ouvre sur « l'océan Atlantique par les détroits de Cabot (104 km de largeur et 480 m de profondeur) et de Belle Isle (16 km de largeur et 60 m de profondeur) » (MPO, 2013). L'écosystème marin du golfe présente plusieurs caractéristiques particulières. D'une part, son écosystème est relativement isolé des eaux hauturières de l'Atlantique nord par rapport à l'étendue du chenal Laurentien par lequel pénètrent les eaux de l'Atlantique. D'autre part, son écosystème est en lien étroit avec les eaux douces qui s'écoulent des Grands Lacs et du bassin du Saint-Laurent ainsi que leur couche saisonnière de glace, avec leurs eaux peu profondes très productives qui font du golfe du Saint-Laurent l'un des milieux marins les plus diversifiés et les plus producteurs d'Amérique du Nord (CEGRIM, 2021; MPO, 2005b).



Figure 16 | Le golfe du Saint-Laurent et ses particularités physiques (en bleu foncé : profondeur supérieure à 200 m) (MPO, 2013).

Au niveau de l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, beaucoup d'activités de pêche sont réalisées. Mais mis à part ces activités de pêche, par rapport au positionnement et à la configuration de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent, ils constituent un atout majeur pour le Canada en termes de transport maritime. Ils sont devenus un important axe de transport pour la marine marchande. Beaucoup d'échanges commerciaux entre le Canada et le reste du monde sont faits à partir de cet axe (figure 17). Cette voie est aussi très convoitée par d'autres activités de transport maritime (brise-glaces, bateaux de pilotes, bateaux de recherche, de sauvetage et bateaux de pêche, etc.) (Gouvernement du Québec, 2023; Marsh, 2022).

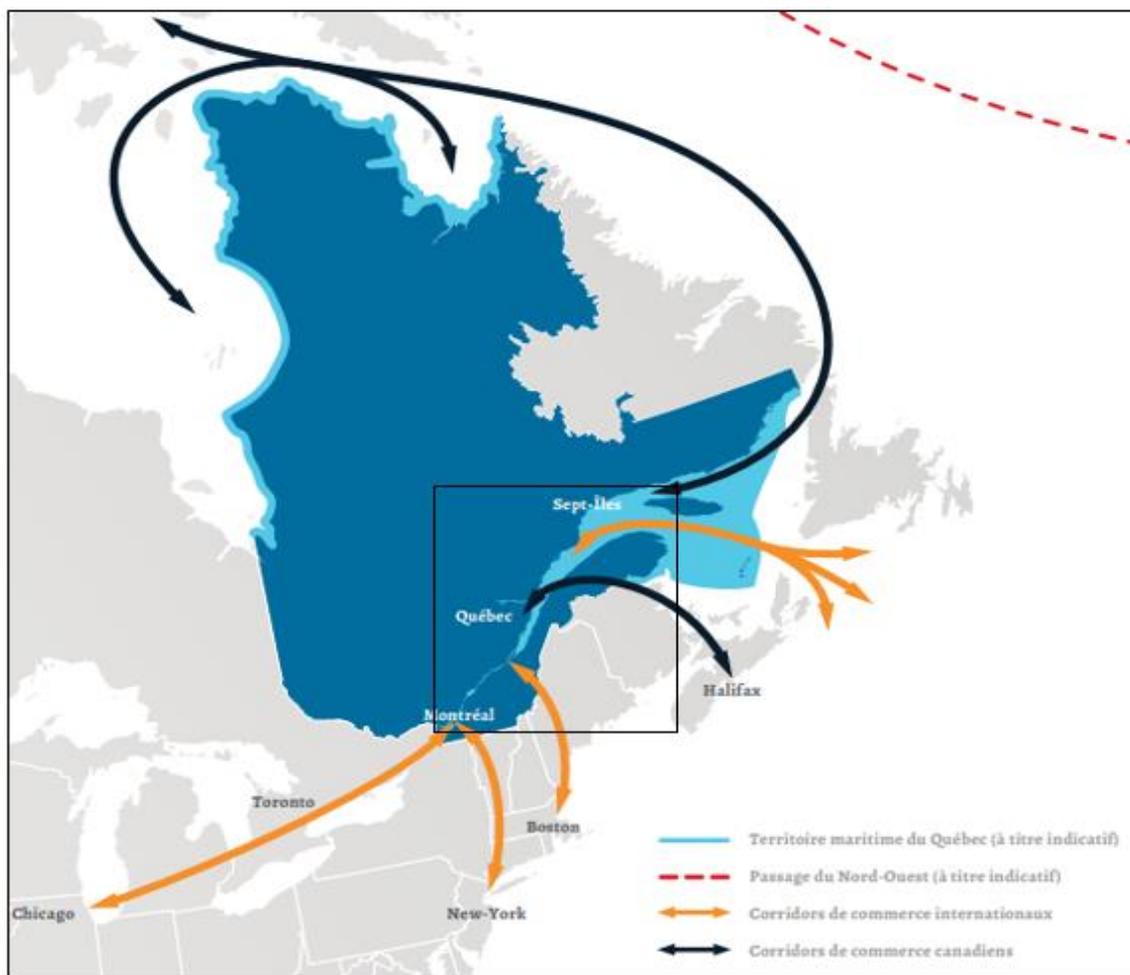


Figure 17 | Corridors maritimes du Saint-Laurent pour les commerces canadiens et internationaux.

Source : Stratégie maritime du Québec, (Gouvernement du Québec, 2023).

3.2. DONNÉES

3.2.1. Collecte des données

Dans le cadre de ce mémoire, les données proviennent de différentes sources. Les données de pêche commerciale des espèces marines sont en général publiquement disponibles sur le site internet du MPO (dfo-mpo.gc.ca). Cependant, l'accès aux données détaillées par zones de pêche est assez restrictif. Cette restriction s'explique essentiellement par le souci de protéger les informations personnelles des acteurs de la pêche en vertu de la *Loi sur la protection des renseignements personnels*. Cette loi établit des règles sur la façon dont les institutions du gouvernement du Canada doivent traiter les renseignements personnels des individus. Ces données sont considérées comme des informations privées de tiers et sont soumises à des restrictions de confidentialité. Ces

restrictions concernent, entre autres, les données des journaux de bord, les données de systèmes de surveillance des navires (SSN) et les données des observateurs en mer. Pour cette étude, les données utilisées ont été obtenues grâce à une demande d'accès à l'information auprès de Pêches et Océans Canada. Les données obtenues couvrent une année civile, du 1^{er} janvier au 31 décembre, et font partie des données utilisées pour le compte économique du Québec. Elles sont cohérentes d'une année à une autre sur la période d'analyse. Toutefois, parmi les données obtenues, certaines zones de pêche ont été regroupées par le service statistique du MPO pour des questions de confidentialité, ce qui pourrait affecter la précision des résultats. Les données relatives aux TAC ont été obtenues à partir de la littérature pour quatre des six espèces étudiées : le crabe, le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland et le hareng.

Les données sur les zones de pêches (entièrement ou partiellement) fermées dans le golfe du Saint-Laurent ont été initialement extraites des rapports du MPO et des publications en ligne. Ensuite, une prise de contact et une demande d'information plus complète ont été effectuées auprès des équipes responsables de la gestion de la pêche au sein du MPO de la région du Québec afin d'avoir des informations plus complètes sur les fermetures des zones de pêche. Trois types de données de fermetures ont été recueillies pour toute la période : les données sur les zones totalement fermées dans le cadre des protocoles (ZTF), les données des zones partiellement fermées dans le cadre des protocoles (ZPF) et les données sur les zones fermées pour autres raisons (ZFAR). Ces données ont été saisies, converties en variables binaires codées 1 pour la présence de fermeture et 0 pour l'absence de fermeture.

La période d'étude considérée dans ce mémoire s'étend de 2012 à 2022, soit 5 ans avant et après la mise en place des protocoles de fermetures pour la gestion de la BNAN. Normalement, les premières mesures de gestion ont été prises en 2017, mais elles ont eu peu d'impact pour la pêche au crabe des neiges puisque le quota annuel était déjà atteint (Davies et Brillant, 2019; Koubrak et al., 2020). De plus, les données les plus récentes disponibles pour la pêche commerciale par zone de pêche datent de 2022.

3.2.2. Analyse des données

3.2.2.1. Données de fermetures

Pour réaliser cette étude, l'analyse se concentre sur les zones de pêche, qui constituent l'unité d'observation. Toutes les données sont collectées au niveau de ces zones. Les mesures imposées dans ces zones visent à protéger les BNAN dans le cadre des protocoles de gestion spécifiques à cette espèce dans le Saint-Laurent. Le type et le moment des fermetures varient d'une zone à l'autre. En 2018, les fermetures statiques interdisaient la pêche sur une superficie de 6 490 km², que les baleines noires y soient présentes ou non (Morissette et al., 2022). Ces zones de fermeture ont été déterminées sur la base des données d'observation et correspondaient à la zone où 90 % des baleines noires avaient été repérées en 2017 (Morissette et al., 2022). En revanche, les fermetures dynamiques, définies par de grands quadrilatères répartis sur l'ensemble du golfe, imposent une restriction des activités de pêche pour une période initiale de 15 jours, qui peut être prolongée de 15 jours supplémentaires en cas de présence continue de BNAN (Chambre des communes du Canada, 2018). En 2019, le MPO a adopté une approche basée sur des données scientifiques pour définir les zones de fermeture statique, réduisant leur superficie à 2 400 km², soit une diminution de 63 % par rapport à 2018 (Gagné, 2019). À partir de 2020, les fermetures sont de préférence imposées n'importe où dans le golfe du Saint-Laurent et dans la baie de Fundy suivant l'introduction de nouveaux protocoles de fermetures (Chambre des communes du Canada, 2023). Quelles que soient les modifications apportées, elles donnent lieu à des fermetures statiques (saisonnnières) ou dynamiques. Les informations recueillies sur les ZTF et les ZPF prennent en compte les modifications apportées aux protocoles de gestion des BNAN.

3.2.2.2. Analyses descriptives

L'analyse descriptive des données recueillies permet de dégager les principales tendances et caractéristiques des variables étudiées, offrant ainsi une vue d'ensemble des éléments essentiels à la compréhension de l'impact des fermetures de zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent. Sur la période 2018-2022, en moyenne 43,57 % des zones étaient partiellement fermées tandis que 36,42 % des zones étaient totalement fermées dans l'échantillon. Ces chiffres sont sûrement surévalués, car certaines zones de pêche ont été regroupées pour des questions de confidentialité. Autrement dit, si deux zones ou

plus sont regroupées et qu'une des zones est affectée par une fermeture partielle ou totale, tout le regroupement est considéré affecté par cette fermeture. Cette variabilité dans la base de données est suffisante pour aider à comprendre l'effet de ces fermetures. Ainsi, afin d'identifier la tendance générée par cette variabilité, une comparaison a été effectuée entre différents groupes de données. Le tableau 1 ci-dessous compare les zones de pêche totalement fermées (groupe de traitement) avec celles qui n'ont jamais été fermées (groupe de contrôle) avant et après l'application du protocole en 2018. Les zones totalement fermées, correspondant au groupe de traitement, sont celles où les activités de pêche ont été suspendues, au moins une fois sur toute une saison, en raison de la protection de la BNAN dans le cadre du protocole sur la période 2018-2022. Ces fermetures peuvent avoir un impact économique direct sur les pêcheurs, en limitant leur accès aux ressources pendant une ou plusieurs saisons entières. À l'inverse, les zones jamais fermées, représentant le groupe de contrôle, sont des zones où la pêche a toujours été autorisée, permettant une continuité dans l'exploitation des ressources. Cette distinction permet d'évaluer les effets économiques des fermetures sur les communautés de pêcheurs, en comparant la stabilité des débarquements dans les zones toujours ouvertes à la perte potentielle dans les zones fermées. Il convient toutefois de préciser que, dans cette analyse, une zone peut être considérée comme n'ayant jamais été fermée dans le cadre des protocoles, tout en étant fermée pour d'autres raisons, ce qui explique la présence de valeurs dans le groupe contrôle pour les zones fermées pour autres raisons dans les tableaux 1 et 2.

Tableau 1 | Statistiques descriptives pour les zones totalement fermées et zones jamais fermées

Variables	2012-2017		2018-2022	
	Traitement Moyenne (Écart-type)	Contrôle Moyenne (Écart-type)	Traitement Moyenne (Écart-type)	Contrôle Moyenne (Écart-type)
Volumes (t) (les six espèces)	1395,80 (1813,04)	320,75 (221,57)	1332,87 (1791,87)	208,91 (156,90)
Valeurs (k\$) (les six espèces)	8415,32 (15109,66)	1646,05 (1577,88)	15675,70 (25866,80)	1859,56 (1935,32)
Volumes (t) (homard et crabe des neiges)	1293,91 (1929,64)	467,45 (149,28)	1514,50 (2046,16)	273,95 (146,22)
Valeurs (k\$) (homard et crabe des neiges)	10809,20 (17307,46)	2886,91 (1503,10)	21045,18 (28935,60)	3379,47 (1888,26)
Fermeture totale (%)	0 (0)	0 (0)	0,48 (0,50)	0 (0)
FAR (%)	0,18 (0,39)	0,37 (0,49)	0,76 (0,43)	0,85 (0,36)
Observation totale	126	40	105	33

t : tonnes k\$: Milliers de dollars zone contrôle : zone jamais fermée (ni totalement, ni partiellement) dans le cadre des protocoles

Les comparaisons des données des zones totalement fermées aux zones jamais fermées (tableau 1) montrent une moyenne plus élevée des volumes et des valeurs de la pêche en faveur du groupe de traitement comparé au groupe de contrôle à la fois avant et après la mise en place du protocole de gestion des BNAN. Considérant les six espèces à forte valeur économique sur la période 2012-2017, la moyenne du volume des débarquements s'élève à 1395,8 tonnes pour le groupe de traitement tandis qu'elle est de 320,75 tonnes pour le groupe de contrôle, soit une différence d'environ 1075,05 tonnes. Similairement sur la période 2018-2022, les débarquements moyens pour les groupes de traitement et de contrôle sont respectivement de 1332,87 tonnes et 208,91 tonnes, soit une différence de 1123,96 tonnes. Les valeurs moyennes des débarquements suivent la même tendance avec des valeurs plus élevées dans le groupe de traitement (8415,32 M\$ pour la période 2012-2017 et 15675,7 M\$ pour la période 2018-2022) comparé au groupe de contrôle (1646 M\$ pour la période 2012-2017 et 1859,56 M\$ pour la période 2018-2022). Ces résultats montrent que les zones visées par les mesures de fermetures totales participent énormément à la dynamique de la pêche dans la région de Québec. Une comparaison des volumes et des valeurs avant et après la mise en place de la mesure, à l'intérieur de chaque groupe, montre une baisse des volumes de 4,5 % et 34,8 %

respectivement pour le groupe de traitement et le groupe de contrôle pour l'ensemble des six espèces. Cependant, la valeur des débarquements a connu une croissance positive de 86,2 % et 12,9 % respectivement pour le groupe de traitement et le groupe de contrôle. Quant au homard et au crabe des neiges, le volume moyen des débarquements, dans le groupe de traitement est passé de 1293,9 tonnes sur la période 2012-2017 à 1514,5 tonnes sur la période 2018-2022, soit une augmentation de 17 %. Tandis que dans le groupe de contrôle, il est passé de 467,4 tonnes à 273,9 tonnes, soit une baisse de 41,3 %. Lorsque les valeurs des débarquements sont considérées pour le homard et le crabe des neiges, il est observé une augmentation de 94,69 % et 17 % respectivement pour le groupe de traitement et le groupe de contrôle entre les deux périodes. Une comparaison entre les zones partiellement fermées et les zones jamais fermées est également présentée dans le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 | Statistiques descriptives pour les zones partiellement fermées et zones jamais fermées

Variables	2012-2017		2018-2022	
	Traitement Moyenne (Écart-type)	Contrôle Moyenne (Écart-type)	Traitement Moyenne (Écart-type)	Contrôle Moyenne (Écart-type)
Volumes (t) (les six espèces)	1301,19 (1777,92)	391,28 (166,85)	1239,61 (1759,73)	270,76 (127,84)
Valeurs (k\$) (les six espèces)	7823,20 (14692,42)	2073,91 (1571,06)	14574,63 (25245,87)	2415,27 (1914,51)
Volumes (t) (homard et crabe des neiges)	1293,91 (1929,64)	467,45 (149,28)	1514,50 (2046,16)	273,95 (146,22)
Valeurs (k\$) (homard et crabe des neiges)	10809,20 (17307,46)	2886,91 (1503,10)	21045,18 (28935,60)	3379,47 (1888,26)
Fermeture partielle (%)	0 (0)	0 (0)	0,53 (0,50)	0 (0)
FAR (%)	0,21 (0,41)	0,3 (0,47)	0,78 (0,42)	0,8 (0,41)
Observation totale	136	30	113	25

t : tonnes k\$: Milliers de dollars zone contrôle : zone jamais fermée (ni totalement, ni partiellement) dans le cadre des protocoles

Pour les zones partiellement fermées par rapport à celles qui n'ont jamais été fermées (tableau 2), les données révèlent des volumes et des valeurs de pêche moyens plus élevés en faveur du groupe de traitement par rapport au groupe de contrôle, tant avant qu'après la mise en œuvre du protocole. Sur la période 2012-2017, les six espèces combinées affichent un volume moyen débarqué de 1301,19 tonnes pour le groupe de

traitement, contre 391,28 tonnes pour le groupe de contrôle, soit une différence d'environ 909,9 tonnes. Pour la période 2018-2022, les débarquements moyens pour ces groupes sont respectivement de 1239,61 tonnes et 270,76 tonnes, soit une différence de 968,85 tonnes. La même tendance est observée pour les valeurs moyennes des débarquements : 7823,20 milliers de dollars pour le groupe de traitement et 2073,91 milliers de dollars pour le groupe de contrôle entre 2012 et 2017, contre 14574,63 milliers de dollars et 2415,27 milliers de dollars pour les périodes 2018-2022, respectivement.

Une comparaison intra-groupe pour les périodes avant et après la mise en œuvre du protocole révèle également une baisse des volumes de 4,73 % pour le groupe de traitement et de 30,8 % pour le groupe de contrôle pour l'ensemble des six espèces. D'autre part, les valeurs débarquées ont montré une croissance positive de 86,3 % pour le groupe de traitement et de 16,45 % pour le groupe de contrôle. En analysant séparément le homard et le crabe des neiges, la même tendance que pour les zones totalement fermées est observée pour les deux groupes, entre les périodes 2012-2017 et 2018-2022.

3.3. MÉTHODOLOGIE

3.3.1. Analyses statistiques

La méthode d'analyse adoptée exige que certaines conditions soient remplies afin d'obtenir des résultats non biaisés. Parmi ces conditions, d'une part, il est essentiel que le terme d'erreur suive une distribution normale avec une moyenne de 0 et un écart-type de 1. La figure 18 ci-dessous présente la distribution des erreurs pour l'ensemble des 6 espèces présentes dans la base de données tandis que la figure 19 présente la distribution des erreurs pour le homard et le crabe des neiges. La distribution des erreurs, provenant des figures 18 et 19, montre une légère asymétrie. Cette asymétrie est plus accentuée dans la figure 19 comparée à la figure 18. Cette présence d'asymétrie est essentiellement expliquée par le faible nombre d'observations utilisée dans cette analyse. La présence d'asymétrie indique qu'il faut faire attention aux résultats des tests statistiques, car les coefficients obtenus peuvent être biaisés. Autrement dit, une présence d'asymétrie peut entraîner une mauvaise estimation des relations entre les variables explicatives et la variable dépendante. D'autre part, les variables de contrôle ne devaient pas être corrélées entre elles. En examinant les variables *Espèces*, qui contrôle chacune des six espèces étudiées, et *ZFAR*, qui contrôle les zones fermées pour d'autres raisons, une absence de

corrélation est constatée, car ces variables sont des mesures différentes. Ces constats permettent donc d'entreprendre une régression linéaire multiple (RLM).

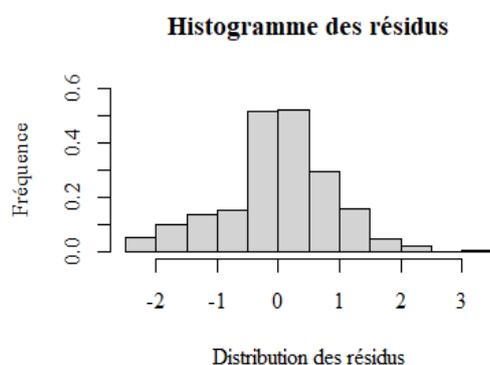


Fig. 18

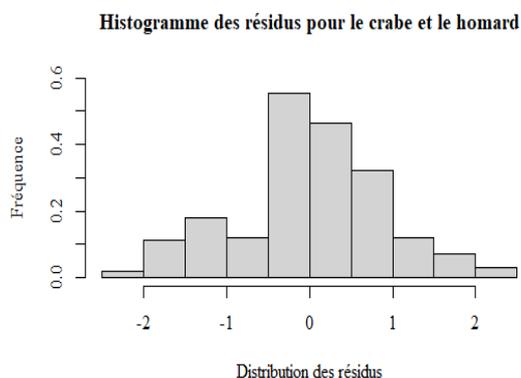


Fig.19

Figure 18 | Histogramme de distribution des résidus du terme d'erreur pour les six espèces

Figure 19 | Histogramme de distribution des résidus du terme d'erreur pour le crabe et le homard

3.3.2. Modèles économétriques

De nombreux travaux antérieurs ont porté sur des modélisations principalement axées sur les politiques régissant la période et les lieux de pêche pour une pêcherie donnée (Zhang et Smith, 2011). Certains chercheurs se sont également intéressés à la non-participation des pêcheurs aux différents processus de matérialisation de ces politiques ou encore aux différentes décisions de fermetures de zones de pêche. Parmi les modèles souvent utilisés, deux catégories ont été souvent remarquées. Il s'agit des régressions linéaires dans les modèles économétriques et du modèle de Gordon-Schaefer dans les modèles bioéconomiques. Ces approches permettent d'analyser les impacts économiques des changements dans la gestion des pêcheries à partir de données de la pêche. Sur la côte ouest des États-Unis par exemple, Richerson et Holland (2017) ont appliqué une régression linéaire simple en utilisant des données de pêche à la traîne au saumon avant, pendant et après une fermeture à grande échelle, illustrant ainsi comment la disponibilité des ressources influence de manière hétérogène le comportement des navires de pêche. En Chine, une étude bioéconomique et de gestion de la pêche de *Scomberomorus sinensis* dans la province du Shandong a été menée par Hengbin et al. (2020) à l'aide du modèle Gordon-Schaefer. D'autres chercheurs ont également utilisé des modèles de régression

linéaire basés sur des données de débarquements pour analyser l'impact des fermetures de zones de pêche et des aires marines protégées sur l'activité de pêche au Canada ou ailleurs (Keith et al., 2020; Lynham, 2022). Pour cette analyse, la méthode de différences en différences (DID), une sous-variante du modèle de régression linéaire multiple, a été choisie en raison de son bon ajustement aux données de débarquement de pêche.

3.3.2.1. Régression linéaire multiple

Le modèle de régression linéaire multiple est une technique statistique qui permet d'examiner la relation entre une variable dépendante et plusieurs variables indépendantes. Contrairement à la régression linéaire simple, qui n'examine qu'une seule variable indépendante, la régression linéaire multiple prend en compte plusieurs facteurs simultanément pour mieux comprendre et prédire la variable d'intérêt (Uyanik et Güler, 2013). Ce modèle est particulièrement utile dans les contextes où les phénomènes étudiés sont influencés par de multiples facteurs. Dans le cadre de cette analyse d'impact des fermetures des zones de pêche sur les volumes et valeurs des débarquements de pêche dans ces zones, le modèle de régression linéaire multiple prend en compte des variables telles que *le protocole* qui a été mise en place pour les fermetures, *les fermetures statiques et dynamiques*, *les fermetures pour autres raisons*, et *les espèces*. En ajustant pour ces différentes variables, le modèle permet de quantifier l'effet spécifique d'un facteur donné tout en contrôlant les autres facteurs, offrant ainsi une compréhension plus précise et détaillée des influences complexes sur les volumes et valeurs des débarquements de pêche. Pour comparer les différentes unités d'observation et identifier les effets marginaux d'une mesure donnée, les méthodes à effets fixes (MEF) ou la méthode des différences en différences (une extension du MEF) sont nécessaires.

3.3.2.2. Méthodes à effets fixes

Parmi les méthodes dérivées de la régression linéaire pour évaluer les impacts, il existe les méthodes à effets fixes. Ces méthodes, fréquemment utilisées dans les études d'économie financière, contrôlent les variables omises corrélées, ce qui les rend particulièrement adaptées à la recherche non expérimentale (Hill et al., 2020). Selon Araujo et al. (2008) et deHaan (2021), les régressions à effets fixes sont généralement

estimées par les moindres carrés ordinaires (MCO) et peuvent être représentées par l'équation suivante :

$$Y_{i,t} = \alpha_0 + \alpha_1 X_{1,t} + \alpha_2 X_{2,t} + \dots + \alpha_n X_{n,t} + \gamma_i + \gamma_t + \varepsilon_{i,t}$$

Dans cette équation :

Y représente la variable dépendante mesurée pour l'unité statistique ou l'individu (i) à l'année (t). $X_{1..n}$ sont les variables indépendantes « traitement » et « contrôle », chaque variable ayant son propre coefficient α estimé. Le coefficient γ_i représente l'effet fixe permettant de comparer chaque individu à lui-même. Le coefficient γ_t est l'effet fixe temporel, permettant de prendre en compte les variables qui changent dans le temps mais qui sont constantes entre les individus. La variable ε désigne le terme d'erreur.

Ces méthodes à effets fixes permettent une analyse unidimensionnelle dans laquelle chaque individu est comparé à lui-même dans le temps (Allison, 2009), contrairement à la méthode DID qui permet une analyse bidimensionnelle grâce à l'hypothèse de tendance parallèle. Selon Fougère et Jacquemet (2023), la méthode DID est plus adaptée à l'analyse des politiques lorsque la période de la politique est clairement identifiée et que les individus affectés et non affectés sont connus.

3.3.2.3. Modèle de l'estimation des différences en différences (DID)

La méthode des différences en différences exploite la dimension longitudinale ou pseudo-longitudinale des données (données de panel) pour fournir une évaluation *ex-post* des protocoles de gestion mis en œuvre. Cette dimension est essentielle, car les zones de pêche associées à chaque groupe peuvent varier au fil du temps. Comme le soulignent Fougère et Jacquemet (2023), cette méthode ne repose pas sur l'hypothèse selon laquelle les non-bénéficiaires ou non-affectés peuvent directement servir de référence aux bénéficiaires ou affectés en l'absence d'intervention. Elle repose au contraire sur l'hypothèse des tendances parallèles, c'est-à-dire que, sans intervention, l'évolution moyenne de la variable d'intérêt dans le groupe de traitement aurait suivi la même tendance que dans le groupe de contrôle. Cette méthode permet de prendre en compte les biais potentiels liés aux différences initiales entre les groupes traités et les groupes témoins, ainsi que les tendances à long terme affectant la variable d'intérêt (Gertler et al., 2011). Elle a été utilisée par plusieurs chercheurs pour évaluer des politiques spécifiques.

Par exemple, Cunningham et al. (2016) ont appliqué la méthode DID pour examiner l'impact de l'expansion du programme de gestion sectorielle des poissons de fond en Nouvelle-Angleterre sur la participation aux pêcheries commerciales dans l'État du Massachusetts. De même, Gurney et al. (2014) ont comparé, grâce à cette méthode, les variations d'une variable avant et après une intervention dans les zones de traitement et les zones de contrôle afin de mesurer l'impact des AMP intégrées sur les indicateurs de pauvreté. La figure 20 ci-dessous, tirée de l'ouvrage d'Angrist et Pischke (2008) et adaptée au contexte spécifique de cette étude, illustre explicitement le fonctionnement de la méthode des différences en différences.

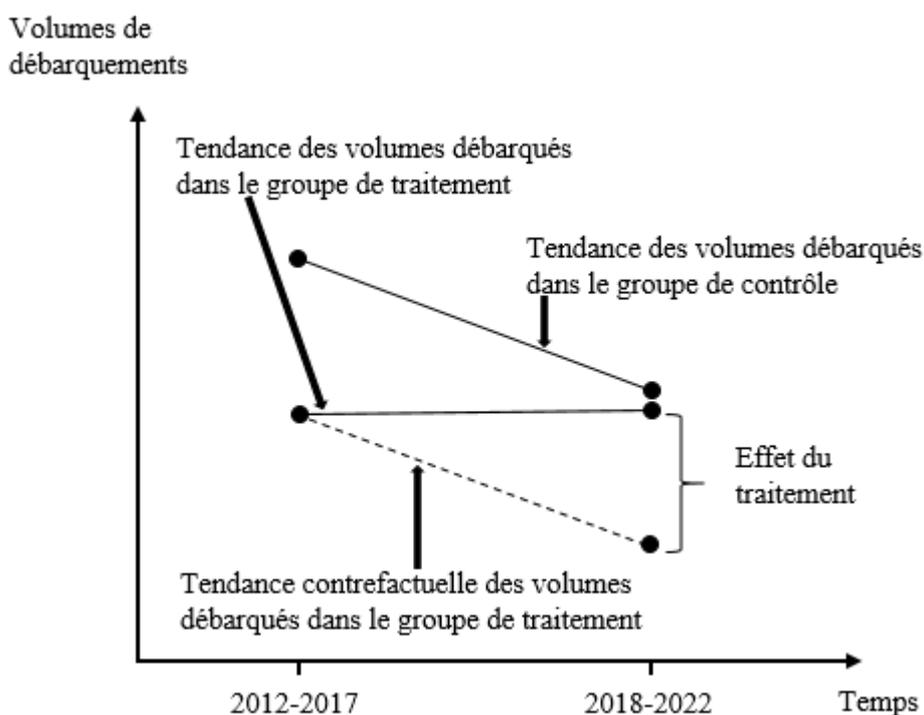


Figure 20 | Effets de causalité dans le modèle de différences en différences

Ici, l'hypothèse clé d'identification repose sur l'idée qu'en l'absence de protocoles de fermeture ou d'intervention, les tendances des débarquements auraient évolué de manière similaire dans les deux groupes de zones de pêche. L'introduction du traitement entraîne alors une déviation de cette tendance commune, comme illustré dans la figure 20.

Dans cette étude, la méthode DID a été employée pour analyser l'impact des fermetures sur les débarquements et leur valeur. Pour ce faire, une variable indicatrice

appelée *protocole* a été créée, codée comme suit : 1 pour indiquer la présence de fermeture, 0 pour son absence. En outre, trois variables ont été introduites pour contrôler la variable indicatrice. C'est le cas des variables binaires suivantes : “*zone de pêche totalement fermée (ZTF)*”, “*zone de pêche partiellement fermée (ZPF)*” et “*zone de pêche fermée pour d'autres raisons (ZFAR)*”. La variable ZFAR a été incluse pour dissocier les effets des fermetures directement liées aux protocoles des autres fermetures, étant donné qu'une même zone peut être fermée pour diverses raisons au cours d'une saison, ce qui pourrait influencer les débarquements et leur valeur. Les variables dépendantes ou d'intérêt sont les *débarquements* et la *valeur des débarquements*. Cette méthode compare la différence entre les groupes de traitement et de contrôle avant et après la mise en place des protocoles de fermeture. Elle permet de mesurer l'impact marginal des protocoles sur les volumes et les valeurs des débarquements dans les zones fermées comparées aux zones jamais fermées. De plus, elle ajoute dans l'analyse la comparaison d'une zone par rapport à elle-même à travers le temps.

Deux modèles ont été établis (équations 1 et 2). Le premier prend en compte l'effet des protocoles, l'effet des fermetures, l'effet d'interaction des protocoles et les différentes fermetures. Chaque coefficient représente l'effet marginal de la variable donnée sur la variable dépendante. Les coefficients (β_4) et (β_5) sont les coefficients d'intérêt, car ils mesurent l'impact marginal de la fermeture d'une zone donnée à cause des protocoles. S'ils sont négatifs, les décisions de gestion prises dans le cadre de la mise en place des protocoles de gestion des BNAN dans le Saint-Laurent ont eu un impact négatif sur les débarquements ; s'ils sont positifs, les décisions de gestion prises par le MPO ont en revanche aidé les pêcheurs. La première équation est la suivante :

$$Y_{z,t} = \beta_0 + \beta_1 \text{protocole}_z + \beta_2 ZPF_t + \beta_3 ZTF_t + \beta_4 (\text{protocole} * ZPF)_{z,t} + \beta_5 (\text{protocole} * ZTF)_{z,t} + \beta_6 ZFAR + \beta_7 \text{Espèce} + Z_c + t + \varepsilon_{z,t} \quad (1).$$

Où Y représente le volume de débarquement ou la valeur de débarquement par zone (z) pour une année (t). Ces variables continues (volumes et valeurs) ont été transformées en logarithme népérien (ln). Cette transformation est utile, car elle facilite l'interprétation en supprimant les unités de mesure et en introduisant des unités de pourcentage qui sont relatives, ce qui est utile lorsque les données couvrent de longues périodes. Ensuite,

l'équation inclut la variable protocole, qui est une variable binaire codée 1 pour la présence et 0 pour l'absence ; *ZPF* : zone partiellement fermée ; *ZTF* : zone totalement fermée ; *protocole*ZPF* : zones partiellement fermées dans le cadre des protocoles ; *protocole*ZTF* : zones totalement fermées dans le cadre des protocoles ; *ZFAR* : zone fermée pour d'autres raisons ; *Espèce* : variable contrôlant les effets fixes pour chacune des 6 espèces étudiées. Elle permet de comparer chaque espèce à elle-même dans chaque groupe ; *Zc* : effet fixe de la zone de pêche qui permet de comparer chaque zone à elle-même ; *t* : variable qui contrôle les effets fixes temporels permettant de tenir compte des variables qui changent au fil du temps mais qui sont constantes entre les entités. Il peut se passer des choses qui affectent les débarquements ou les valeurs de débarquement partout, que le protocole soit en place ou non. Il s'agit par exemple des changements climatiques, des fluctuations économiques (l'inflation, les variations du prix de l'essence, les taux de change), des phénomènes naturels exceptionnels, et des conditions géopolitiques mondiales (la guerre en Ukraine). Si ces effets temporels ne sont pas pris en compte dans l'analyse, il se peut que les changements constatés soient attribués aux mesures de fermeture, alors qu'en réalité ils ont une autre cause. L'effet fixe du temps permet d'éliminer ces influences générales pour voir uniquement l'impact spécifique de du protocole. La variable ε représente le terme d'erreur.

Préalablement l'hypothèse sur le comportement du terme d'erreur a été vérifiée par un histogramme afin de voir si des informations importantes n'ont pas été omises. L'analyse suppose que les valeurs prédites de *Y* et des erreurs soient normalement distribuées. Toutes les analyses ont été effectuées à partir de la version R 4.1.1 et RStudio 2024.09.0 + 375.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Cette section consacrée aux résultats et à la discussion examine en détail les fermetures des zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent de la région du Québec ainsi que leurs impacts sur les six principales pêcheries étudiées et ensuite sur le homard et le crabe des neiges séparément. Les répercussions sur les quantités débarquées dans les zones affectées, ainsi que sur les valeurs économiques générées par ces volumes, sont analysées. Une identification des espèces les plus impactées par ces fermetures est également effectuée.

4.1. IMPACTS ÉCONOMIQUES DES FERMETURES

Les résultats présentés dans le tableau 3 ci-dessous mettent en évidence l'impact des fermetures sur les volumes débarqués et les valeurs économiques de ces débarquements, d'une part pour le homard et le crabe de neiges et d'autre part pour les six espèces combinées. Les coefficients les plus importants de ce tableau sont (β_4) et (β_5), car ils représentent les effets des fermetures dans le cadre des protocoles. Le coefficient (β_4) capture l'impact des zones de pêche partiellement fermées dans le cadre des protocoles (protocole*ZPF), tandis que (β_5) reflète l'impact des fermetures totales de zones de pêche (protocole*ZTF). Ces deux coefficients sont essentiels pour évaluer les effets distincts des différents niveaux de restriction imposés par les protocoles sur le volume et la valeur des débarquements. En mettant en évidence ces deux paramètres, il est possible d'analyser comment les fermetures partielles et totales influencent à la fois la quantité et la rentabilité des captures dans les zones concernées. L'unité d'observation étant la zone de pêche, les impacts observés ne concernent que ce qui se passe au niveau de ces zones, et ne prennent pas en compte directement les acteurs de la pêche, c'est-à-dire la situation des entreprises de pêche.

D'abord, dans le cas du homard et du crabe des neiges, l'analyse des coefficients montre une différence statistiquement significative au seuil de 5 % ($p < 0,05$) entre les

volumes et les valeurs débarqués dans les zones partiellement fermées en vertu du protocole de gestion de la BNAN et ceux dans les zones non soumises à ces protocoles. Cette différence est caractérisée par un coefficient bêta (β_4) de 0,88 pour le volume et de 0,81 pour la valeur. Ces coefficients positifs, combinés à des erreurs standards respectives de 0,37 et 0,36, indiquent que dans les zones partiellement fermées en vertu des protocoles, les volumes de débarquements de homard et de crabe des neiges augmentent de 88 %, et les valeurs de 81 %. Par contre, la fermeture totale des zones de pêche n'a pas d'impact statistiquement significatif sur les volumes et les valeurs débarqués du homard et du crabe des neiges dans la région de Québec. Il est observé un coefficient positif de 0,35 pour le volume et de 0,25 pour la valeur, avec des erreurs standards associées respectives de 0,39 et de 0,38.

Ensuite, pour les six espèces combinées, au seuil de significativité conventionnelle de 5 % voire 1 %, il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les volumes et les valeurs débarqués dans les zones partiellement fermées (ou les zones totalement fermées) en vertu du protocole de gestion de la BNAN et les zones non soumises à ces protocoles. Le tableau 3 présente, cependant, une différence statistiquement significative dans les volumes et les valeurs débarqués au seuil de 10 % ($p < 0,1$) provenant des zones partiellement fermées. Cette différence suggère que le protocole de fermeture partielle (protocole*ZPF) a un impact significatif et positif sur le volume des débarquements des six espèces étudiées. Le coefficient bêta (β_4), estimé à 0,61, indique que les fermetures partielles de zones dans le cadre de ces protocoles sont associées à une augmentation substantielle de 61 % du volume des débarquements. L'erreur standard de 0,31 associée à ce coefficient indique que l'estimation est peu précise. De même, une différence statistiquement significative a été observée au niveau de la valeur des débarquements. Cela se traduit par un effet positif mais moins marqué que le volume pour les six espèces. Le coefficient bêta (β_4) de 0,53 associé à cet impact montre une augmentation de 53% de la valeur des débarquements, avec un effet significatif. L'erreur standard associée à cet impact sur la valeur des débarquements de 0,3 est peu précise. Il est à noter que ces forts coefficients seraient dus au poids très important du groupe de traitement comparativement au groupe de contrôle en termes de volumes et valeurs de débarquements (tableaux 1 et 2). Également, la combinaison de certaines zones de pêche pour des raisons de

confidentialité pourrait contribuer à surévaluer l'impact réel des fermetures. Pour les zones totalement fermées, l'impact sur les volumes et les valeurs débarqués est positif et non statistiquement significatif. Le coefficient bêta (β_5), estimé à 0,2 et 0,16, respectivement pour le volume et la valeur débarqués, implique une augmentation de 20 % et de 16 % de ces variables.

Tableau 3 | Analyse inconditionnelle de l'impact des protocoles de fermetures sur les zones totalement et partiellement fermées

Variables	homard et crabe		Les six espèces	
	Volumes	Valeurs	Volumes	Valeurs
Protocole	-0,34 (0,35)	0,48 (0,34)	-0,57 * (0,29)	0,15 (0,29)
ZPF	1,03*** (0,37)	1,10*** (0,36)	-3,52 *** (0,56)	-3,66 *** (0,56)
ZTF	1,03*** (0,37)	1,10*** (0,36)	2,66 *** (0,32)	2,72 *** (0,31)
Protocole*ZPF	0,88** (0,37)	0,81** (0,36)	0,61* (0,31)	0,53* (0,3)
Protocole*ZTF	0,35 (0,39)	0,25 (0,38)	0,2 (0,32)	0,16 (0,32)
ZFAR	0,80*** (0,22)	0,94*** (0,22)	0,58 *** (0,19)	0,64 *** (0,18)
Observation totale	198	198	304	304

Signif. Codes : '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '(erreur-type)'

Économiquement, les zones totalement fermées ou partiellement fermées, en vertu du protocole de gestion de la BNAN, n'ont pas d'impact significatif sur le volume et la valeur de débarquement dans des zones affectées comparées aux zones jamais affectées. Les résultats de cette étude ne sont pas différents des conclusions des analyses de l'impact des fermetures sur la pêche canadienne du pétoncle sur le banc Georges, menées par Keith et al. (2020), suggérant une tendance à la hausse des pourcentages de TAC récoltés, avec des augmentations de 14,7 % à 16,6 % et de 13,7 % à 15,2 % observées pendant les périodes de fermeture. Ces résultats montrent une légère augmentation des pourcentages de TAC récoltés, malgré les fermetures actives. Cependant, l'étude n'a pas révélé d'impact statistiquement significatif de ces fermetures sur l'activité de pêche au pétoncle elle-même. De même, les travaux de Lynham (2022) ont examiné les impacts économiques des fermetures de zones de pêche dans les limites du *Northeast Canyons and Seamounts Marine National Monument* situé aux États-Unis, couvrant diverses formes de pêche commerciale. Ses analyses concluent qu'il y a peu, voire pas d'impact négatif des

fermetures de ce monument sur les activités de pêche commerciale après réouverture. Les résultats suggèrent que les fermetures, dans ce contexte, ne compromettent pas la viabilité économique des pêcheries dans les zones concernées.

4.2. ESPÈCES PÊCHÉES LES PLUS AFFECTÉES PAR LES PROTOCOLES

Les résultats suivants portent sur les six espèces marines étudiées : le homard, le crabe des neiges, le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland, le pétoncle et le hareng. Selon la figure 21 ci-dessous, parmi ces espèces, le crabe des neiges subit l'impact le plus important des fermetures, qu'il s'agisse de fermetures partielles, totales ou pour d'autres raisons. Entre 2018 et 2022, 28,38 % des zones d'où vient le crabe étaient totalement fermées, suivi de près par le homard avec 27,93 %. Les espèces telles que le flétan de l'Atlantique et le flétan du Groenland représentent chacune 13,96 %, tandis que le hareng enregistre 12,26 %. Le pétoncle, quant à lui, occupe la dernière position parmi les espèces les plus affectées, avec 4,50 % du total des fermetures. Toutes les fermetures des zones de pêche de pétoncle étaient liées à d'autres raisons, car sa pêche n'a pas été impactée par les fermetures dues aux protocoles.

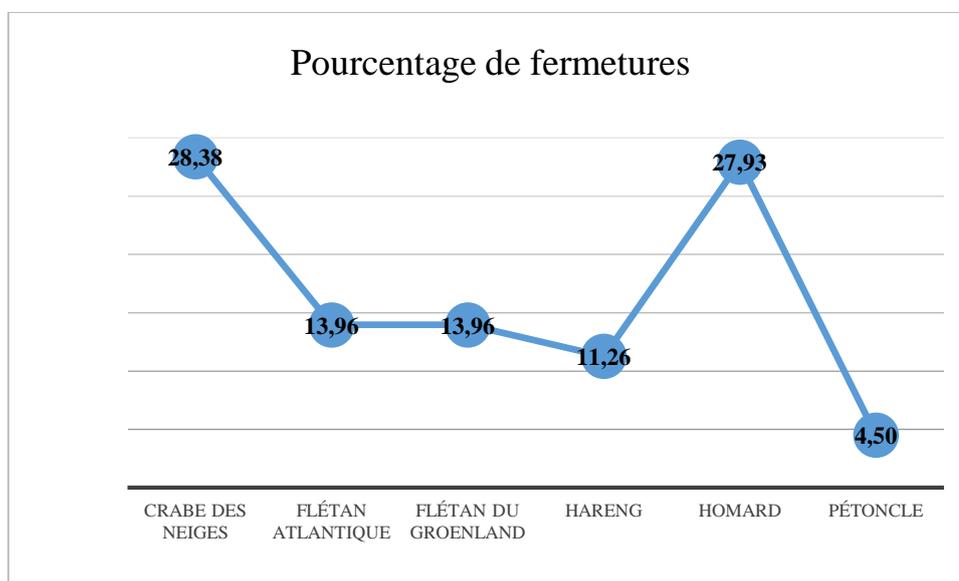


Figure 21 | Évolution en pourcentage des différentes fermetures des zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent de 2018 à 2022 pour les six espèces considérées.

Cependant, en se concentrant uniquement sur les fermetures liées au protocole de gestion de la baleine noire, le homard apparaît comme l'espèce la plus affectée, avec un pourcentage plus élevé de zones partiellement et totalement fermées entre 2018 et 2022

(figure 22). Les fermetures de zones concernant le homard ont atteint leur maximum en 2020 et 2021, avec 2,70 % de fermetures totales en 2020, ainsi que 2,70 % de fermetures partielles et totales en 2021. Le crabe des neiges suit en tant que deuxième espèce la plus touchée entre 2019 et 2022, avec en moyenne 1,58 % des fermetures partielles durant cette période. De 2020 à 2022, 1,50 % des zones fermées étaient des fermetures totales affectant le crabe des neiges. De manière générale, pour l'ensemble des espèces étudiées, au moins une zone ou un groupe de zones a été partiellement ou totalement fermé tout au long de cette période.

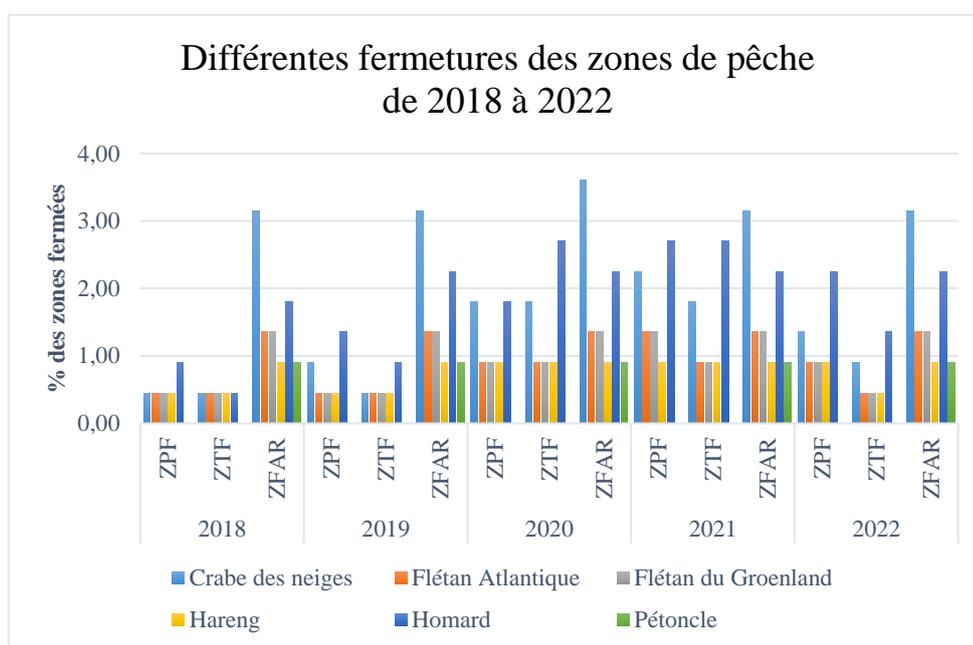


Figure 22 | Évolution par type de fermetures des zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent de 2018 à 2022 pour les six espèces considérées.

Les fermetures étant basées sur la fréquentation et les zones de détection des baleines noires, il est logique que le homard et le crabe des neiges soient parmi les espèces les plus impactées par ces protocoles. En effet, une proportion importante de la pêche de ces espèces est concentrée dans des zones fortement fréquentées par les baleines noires dans le golfe du Saint-Laurent, particulièrement entre 2018 et 2022. Des relevés aériens ciblant le front ouest du sud du golfe révèlent que cette région présente des caractéristiques océanographiques et bathymétriques susceptibles d'attirer les baleines noires (Brown et Taggart, comm. pers. cités dans Cole et al., 2020). En outre, les recherches de Plourde et al. (2019) reprises par Plourde et al. (2024), prédisent une forte

abondance de *Calanus finmarchicus*, *Calanus glacialis* et *Calanus hyperboreus* dans la vallée de Shediac et aux alentours. Cette vallée, située dans le golfe du Saint-Laurent, à l'est du Nouveau-Brunswick et au nord-ouest de l'Île-du-Prince-Édouard, couvre environ 1 530 km² (Gouvernement du Canada, 2017). Elle constitue un habitat d'alimentation traditionnel pour les baleines noires et englobe une partie importante des zones de pêche au homard et au crabe des neiges du golfe.

4.3. ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Afin d'analyser la sensibilité du premier modèle, un second modèle a été développé, qui prend en compte l'effet des protocoles, l'effet des fermetures et l'effet des interactions entre les fermetures et les protocoles, ainsi que l'effet des TAC. Cette analyse de sensibilité analyse l'impact des fermetures (totale ou partielle), venant de l'application du protocole, sur les volumes et les valeurs de débarquements pour les espèces qui sont visées par un TAC. Le TAC est souvent fixé pour une espèce spécifique ou sensible dans une zone de pêche particulière, et il est souvent déterminé par les autorités de gestion de la pêche, telles que les gouvernements nationaux ou les organismes internationaux. Il est généralement utilisé pour assurer la protection des espèces et la durabilité des stocks, tout en permettant l'exploitation économique de la ressource. L'analyse conditionnelle des TAC est particulièrement intéressante, car elle nous permet de voir comment les fermetures dans le cadre des protocoles affectent les pêcheries qui y sont soumises. Les résultats sont présentés dans le tableau 4 ci-dessous. L'équation du second modèle est la suivante :

$$Y_{z,t} = \beta_0 + \beta_1 \text{protocole}_z + \beta_2 ZPF_t + \beta_3 ZTF_t + \beta_4 (\text{protocole} * ZPF)_{z,t} + \beta_5 (\text{protocole} * ZTF)_{z,t} + \beta_6 ZFAR + \beta_7 TAC + \beta_7 \text{Espèce} + Z_c + t + \varepsilon_{z,t} \quad (2).$$

Où TAC est le total admissible de capture et les autres informations sont exactement les mêmes que dans l'équation 1.

Tableau 4 | Analyse conditionnelle de l'impact des protocoles de fermetures sur les zones totalement et partiellement fermées

Variables	crabe		Les quatre espèces	
	Volumes	Valeurs	Volumes	Valeurs
Protocole	0,20 (0,24)	1,36*** (0,24)	0,08 (0,27)	1,18*** (0,27)
ZPF	-2,06*** (0,58)	-1,80*** (0,59)	-1,45** (0,62)	-0,86 (0,62)
ZTF	-2,06*** (0,58)	-1,80*** (0,59)	-1,45** (0,62)	-0,86 (0,62)
Protocole*ZPF	0,72** (0,29)	0,71** (0,30)	0,31 (0,27)	0,18 (0,27)
Protocole*ZTF	-0,53* (0,32)	-0,59* (0,32)	-0,28 (0,28)	-0,25 (0,29)
ZFAR	0,17 (0,18)	0,14 (0,18)	-0,004 (0,21)	-0,2 (0,21)
TAC	1,14*** (0,12)	1,11*** (0,12)	1,04 *** (0,13)	0,95*** (0,13)
Observation totale	110	110	154	154

Signif. Codes : '***' 0.01 '**' 0.05 '*' 0.1 '(erreur-type)'

Lorsque l'analyse conditionnelle au TAC est considérée, les résultats prennent en compte que les espèces soumises aux TAC. Les espèces soumises aux TAC dans la base de données sont le crabe des neiges, le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland, et le hareng. Lorsque le crabe est considéré séparément, les résultats montrent une différence statistiquement significative au seuil de 5 % entre les zones partiellement fermées en vertu du protocole et les zones jamais fermées en ce qui concerne le volume et les valeurs des débarquements. Cette différence est caractérisée par des coefficients (β_4) de 0,72 pour le volume et 0,71 pour la valeur, accompagnés d'erreurs standards de 0,29 et 0,30 respectivement. Ces résultats suggèrent que, dans les zones partiellement fermées, les volumes et valeurs des débarquements de crabe des neiges ont augmenté respectivement de 72 % et 71 %. Pour les quatre espèces confondues, l'analyse conditionnelle au TAC montre qu'il n'y a pas de différence statistiquement significative dans les volumes et valeurs débarqués entre les zones partiellement fermées et les zones jamais fermées. Toutefois, une tendance à la hausse des volumes et des valeurs, de 31 % et de 18 % a été observée respectivement. Ces coefficients élevés seraient le résultat de l'imprécision des données à cause des problèmes des petits échantillons, de l'agrégation de certaines zones de pêche. Bien que non significatifs, ces résultats concordent avec ceux trouvés dans l'analyse inconditionnelle. De même, dans les zones totalement fermées, les volumes et

valeurs débarqués du crabe des neiges suggèrent une différence statistiquement significative au seuil de 10 % ($p < 0,1$) par rapport aux zones qui n'ont jamais été fermées. Les coefficients (β_5) de -0,53 pour le volume et -0,59 pour la valeur du crabe, montrent un impact négatif significatif. Par contre, pour les quatre espèces combinées, les coefficients (β_5) de -0,28 pour le volume et -0,25 pour la valeur, associés à des erreurs standards de 0,28 et 0,29, révèlent un impact négatif non significatif.

CONCLUSION GÉNÉRALE

En conclusion, les résultats de cette étude montrent que les fermetures de zones de pêche instituées dans le cadre du protocole de gestion de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent, région du Québec, n'ont pas eu d'impact économiquement significatif sur les volumes et les valeurs des débarquements dans les zones affectées comparées aux zones non-affectées. Selon les données analysées, les fermetures partielles ou totales des zones de pêche n'ont modifié que la dynamique de la pêche dans les zones concernées relativement aux zones jamais fermées.

Premièrement, l'analyse principale révèle que, pour le homard et le crabe des neiges pris séparément, les volumes et les valeurs des débarquements augmentent significativement au seuil de 5 % dans les zones de fermetures partielles (dynamiques), tandis que dans les zones de fermetures totales (statiques), ces augmentations ne sont pas statistiquement significatives. En d'autres termes, ces dernières variations ne sont donc pas différentes de 0 au sens économique. Lorsque les six espèces combinées sont considérées, les volumes et les valeurs des débarquements augmentent également dans les zones partiellement fermées et suivent une tendance similaire dans les zones totalement fermées. Cette augmentation n'est statistiquement pas significative au seuil conventionnel de 1 % ou 5 %, impliquant que les résultats ne sont pas économiquement différents de 0.

Deuxièmement, l'analyse de sensibilité, conçue pour explorer la variabilité et affiner la compréhension des impacts des fermetures, confirme globalement les résultats de l'analyse inconditionnelle. Les résultats démontrent encore une fois que les fermetures n'ont pas eu d'impacts statistiquement significatifs sur les volumes et les valeurs des débarquements.

Malgré ces variations observées, la tendance générale observée entre 2018 et 2022 indique que les fermetures de zones de pêche dans le cadre de ce protocole de gestion des BNAN n'ont pas entraîné un changement significatif des débarquements ou de leur valeur

dans le golfe du Saint-Laurent, de la région du Québec, pour les espèces étudiées séparément ou ensemble. Par conséquent, l'hypothèse initiale selon laquelle les fermetures dans le cadre de ce protocole pourraient avoir un impact économique négatif sur les volumes et les valeurs des débarquements des espèces ciblées n'est pas confirmée par les données disponibles analysées.

Toutefois, cette étude présente plusieurs limites qu'il convient de souligner. Tout d'abord, elle se concentre uniquement sur les zones de pêche sans aborder la situation économique des entreprises de pêche, et ne prend pas en compte certaines variables secondaires importantes, telles que les coûts d'exploitation et les variations de l'effort de pêche d'une année à l'autre. Ces éléments auraient pu offrir une meilleure compréhension des effets observés dans l'analyse. De plus, le modèle utilisé ne parvient pas à révéler des impacts significatifs, en partie parce que les informations sont très limitées, alors qu'il s'agit d'un enjeu social vif auprès des communautés côtières. Les données par zones de pêches sont souvent agrégées pour des questions de confidentialité, ce qui affecte la précision et l'ampleur des coefficients observés. En effet, certaines zones qui devraient faire partie du groupe de contrôle se retrouvent par la force de l'agrégation dans le groupe de traitement engendrant un biais dans les coefficients estimés. En outre, certaines des espèces étudiées ont des TAC fixés uniquement pour l'espèce et non par zone, ce qui rend l'analyse moins précise.

Pour les recherches futures, plusieurs pistes pourraient être explorées. Cela inclut l'accès à une base de données non agrégées des volumes et des valeurs des débarquements par zone de pêche. Si les informations sont disponibles, un modèle de demande pourrait être développé pour comprendre l'impact des fermetures sur la demande. Une analyse plus exhaustive, pour comprendre l'impact des fermetures, serait recommandée en prenant en compte toutes les zones de pêche dans le golfe du Saint-Laurent. Une autre piste serait d'utiliser un modèle plus complexe qui prend en compte à la fois l'impact des changements climatiques sur le comportement des baleines et l'impact de ces fermetures sur la dynamique de la pêche afin d'avoir une analyse plus poussée de ce phénomène.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abgrall, J.-F., et Rainelli, P. (1983). La pêche québécoise et son contexte général. *Noroi*, 119(1), 333-347. <https://doi.org/10.3406/noroi.1983.4124>
- Agardy, T., Sciara, G. N. D., et Christie, P. (2011). Mind the gap: Addressing the shortcomings of marine protected areas through large scale marine spatial planning. *Marine Policy*, 35(2), 226-232. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.10.006>
- Allison, P. D. (2009). *Fixed Effects Regression Models*. SAGE Publications, Inc. <https://doi.org/10.4135/9781412993869>
- Amar, R. (2010). Impact de l'anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord. *Vertigo - La revue électronique en sciences de l'environnement*, 8, hors-série, 13 p. <https://doi.org/10.4000/vertigo.10129>
- Angrist, J. D., et Pischke, J.-S. (2008). *Mostly Harmless Econometrics : An Empiricist's Companion*. 290 p. <https://www.dsecoaching.com/pdf/2008%20Angrist%20Pischke%20MostlyHarmlessEconometrics.pdf>
- Araujo, C., Brun, J.-F., et Combes, J.-L. (2008). *Econométrie : Licence 3, master 1 et 2* (Bréal, Vol. 2). 311 p.
- Arkema, K. K., Abramson, S. C., et Dewsbury, B. M. (2006). Marine ecosystem-based management: From characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(10), 525-532. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)4\[525:memfct\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)4[525:memfct]2.0.co;2)
- Beets, J., et Friedlander, A. (1998). Evaluation of a conservation strategy : A spawning aggregation closure for red hind, *Epinephelus guttatus*, in the U.S. Virgin Islands. *Environmental Biology of Fishes*, 55, 91-98. <https://www.proquest.com/docview/821748606?sourcetype=Scholarly%20Journals>
- Beets, J., et Manuel, M. (2007). Temporal and seasonal closures used in Fisheries Management : A Review with application to Hawaiï (Department of Marine Science). *University of Hawaiï-Hilo*. 13 p. <https://dlnr.hawaii.gov/coralreefs/files/2015/02/BeetsTempClosuresRpt08.pdf>
- Boucher-Boisclair, F., Ménard, M., Magassouba, A., Fournier, A., et Ith-Tek, M.-M. (2018). L'industrie de la pêche au Québec : *Profil des secteurs maritimes 2015*. *Pêches et Océans Canada*. 45 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40720032.pdf>

- Bourdeau, V. (2022). *Des milliards de crabes des neiges manquent à l'appel en Alaska*. Météo Média. <https://www.meteomedia.com/fr/nouvelles/climat/impacts/climat-milliards-crabes-disparus-alaska>
- Bourgault-Faucher, G. (2020). L'économie des pêches au Québec : Analyse et propositions pour favoriser la commercialisation des produits de la mer du Québec sur le marché domestique, Rimouski, *Réseau Québec maritime, Collections de BAnQ. Institut de recherche en économie contemporaine*, 152 p. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4234260>
- Bourque, J., Blais, J.-G., et Larose, F. (2009). L'interprétation des tests d'hypothèses : P, la taille de l'effet et la puissance. *Revue des sciences de l'éducation*, 35(1), 211-226. <https://doi.org/10.7202/029931ar>
- Brêthes, J.-C. (2016). Nos pêcheries sont-elles « écoresponsables » ? *Le Naturaliste canadien*, 140(2), 56-61. <https://doi.org/10.7202/1036504ar>
- Brillo, B. B. C., Elazegui, D. D., Cervantes, C. C., et Rola, A. C. (2016). Assessing the Formulation and Implementation of the Closed Fishing Season Policy for Sardines in Zamboanga Peninsula, Philippines. *Philippine Journal of Science*, 145(4), 395-404. <https://ssrn.com/abstract=2955707>
- Brillo, B. B. C., Jalotjot, H. C., Cervantes, C. C., et Rola, A. C. (2019). Impact on income and livelihood of fisheries workers: Closed fishing season policy for sardines in Zamboanga Peninsula, Philippines. *Journal of Coastal Conservation*, 23(6), 1057-1067. <https://doi.org/10.1007/s11852-019-00713-y>
- Brown, M. W., Brault, S., Hamilton, P. K., Kenney, R. D., Knowlton, A. R., Marx, M. K., Mayo, C. A., Slay, C. K., et Kraus, S. D. (2001). Sighting heterogeneity of right whales in the western North Atlantic: 1980-1992. *J. Cetacean Res. Manage., Special issue* (2), 245-250. <https://doi.org/10.47536/jcrm.vi.284>
- Bulletins de la sécurité maritime Transports Canada. (2019). Protection des baleines noires de l'Atlantique Nord : *Mesures de restriction de vitesse dans le golfe du Saint-Laurent-BSN No : 06/2018*. Gouvernement du Canada. <https://tc.canada.ca/fr/transport-maritime/securite-maritime/bulletins-securite-navires/protection-baleines-noires-atlantique-nord-mesures-restriction-vitesse-dans-golfe-saint-laurent-bsn-no-06-2018>
- CEGRIM. (2021). *Portrait du patrimoine naturel du Saint-Laurent : Vers des outils d'aide à la gestion des risques d'incidents maritimes, rapport produit par l'équipe d'expertise à l'acquisition des connaissances écosystémiques du CEGRIM, piloté par le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs en collaboration avec le ministère de la Sécurité publique*, 129 p. + annexes. https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/adm/min/securite-publique/publications-adm/publications-secteurs/securite-civile/cegrim/CEGRIM_rapport_patrimoine_st_laurent.pdf

- Chalupovitsch, M. (2019). La pêche commerciale en vertu des droits ancestraux ou issus de traités : *Décisions de la Cour suprême du Canada. Bibliothèque du Parlement, Ottawa, Canada.* 15 p.
<https://lop.parl.ca/staticfiles/PublicWebsite/Home/ResearchPublications/BackgroundPapers/PDF/2018-40-F.pdf>
- Chambre des communes du Canada. (2018). *Protection et rétablissement des baleines en voie de disparition : La voie de l'avenir.* [Rapport du Comité permanent des pêches et des océans]. Chambre des communes. 54 p.
<https://www.ourcommons.ca/Content/Committee/421/FOPO/Reports/RP10260228/foporp18/foporp18-f.pdf>
- Chambre des communes du Canada. (2023). *Protection et coexistence de la baleine noire de l'Atlantique Nord au Canada.* [Rapport du Comité permanent des pêches et des océans]. 86 p. <https://www.ourcommons.ca/DocumentViewer/fr/44-1/FOPO/rapport-10/>
- Cinner, J. E., Marnane, M. J., et McClanahan, T. R. (2005). Conservation and Community Benefits from Traditional Coral Reef Management at Ahus Island, Papua New Guinea. *Conservation Biology*, 19(6), 1714-1723.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00209.x-i1>
- Cole, T. V. N., Crowe, L. M., Corkeron, P. J., et Vanderlaan, A. S. M. (2020). Abondance, démographie et résidence de la baleine noire de l'Atlantique Nord dans le sud du golfe du Saint-Laurent, d'après les relevés aériens ciblés. *Secr. Can. De consult. Sci. du MPO. Doc. de rech.* 2020/063. iv + 14 p.
<https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40952861.pdf>
- Colwell, J. M. N., Axelrod, M., et Roth, B. (2019). Unintended consequences of a seasonal ban on fishing effort in Tamil Nadu et Puducherry, India. *Fisheries Research*, 212, 72-80. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.12.003>
- COSEPAC. (2003). Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) au Canada - *Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa.* viii + 30 p.
<https://publications.gc.ca/collections/Collection/CW69-14-328-2003F.pdf>
- Cunningham, S., Benneer, L. S., et Smith, M. D. (2016). Spillovers in Regional Fisheries Management : Do Catch Shares Cause Leakage? *Land Economics*, 92(2), 344-362.
<https://www.jstor.org/stable/24773456>
- Daneau, M. (1987). Les pêches canadiennes, objet de relations internationales complexes et conflictuelles. *Études internationales*, 18(1), 127-152.
<https://doi.org/10.7202/702130ar>
- Daoust, P. Y., Couture, E. L., Wimmer, T., et Bourque, L. (2017). Incident Report: North Atlantic Right Whale Mortality Event in the Gulf of St. Lawrence, 2017. Collaborative Report Produced by : Canadian Wildlife Health Cooperative, *Marine Animal Response Society, and Fisheries and Oceans Canada*, 256 p.
https://www.cwhc-rscf.ca/docs/technical_reports/NARW_Incident_Report-%2020180405%20MD.pdf

- 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. *Marine Policy*, 104, 157-162. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.019>
- deHaan, E. (2021). Using and Interpreting Fixed Effects Models. *University of Washington*, 40 p. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=3699777
- Dudley, N. (2008). Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées. *Gland, Suisse : UICN*. x + 96 p. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2008.paps.2.fr>
- Federal Register. (2006a). Fisheries of the Caribbean, Gulf of Mexico, and South Atlantic : *Gulf of Mexico Recreational Grouper Fishery Management Measures. Rules and Regulations. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration*. 71(222), 3 p. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2006-11-17/pdf/E6-19481.pdf>
- Federal Register. (2006b). Fishery conservation and management : *West Coast States and Western Pacific fisheries - Pacific Coast groundfish. Rules and Regulations. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration*. 71 (105). 2 p. <https://regulations.vlex.com/vid/west-western-pacific-groundfish-22114205>
- Federal Register. (2007a). Fisheries in the Western Pacific : *Bottomfish and Seamount Groundfish Fisheries; Closed Season. Rules and Regulations. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration*. 72(92). 3 p. <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2007-05-14/pdf/E7-9213.pdf>
- Federal Register. (2007b). International Fisheries : *Pacific Tuna Fisheries; Restrictions for 2007- Purse Seine and Longline Fisheries in the Eastern Tropical Pacific Ocean. Rules and Regulations. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration*. 72 (106). 4 p. <https://docs.regulations.justia.com/entries/2007-06-04/E7-10718.pdf>
- Fogarty, M. J., et Botsford, L. W. (2007). Population connectivity and Spatial Management of Marine Fisheries Population Connectivity. *Oceanography*, 20(3), 112-123. <https://www.jstor.org/stable/24860101>
- Fougère, D., et Jacquemet, N. (2023). Méthode des doubles différences (difference-in-differences). *LIEPP Fiche méthodologique*, 9, 6 p. https://www.researchgate.net/publication/375497775_Methode_des_doubles_différences_difference-in-differences
- Gagné, G. (2019). Trop léger assouplissement des mesures de protection de la baleine noire, selon les pêcheurs. *Pêche Impact*. <https://www.pecheimpact.com/trop-leger-assouplissement-des-mesures-de-protection-de-la-baleine-noire-selon-les-pecheurs/>
- Gascuel, D. (2009). Exploitation des ressources marines : Quand la crise écologique compromet l'alimentation des pays du Sud. *Revue POUR*, 202-203(3), 49-56. <https://doi.org/10.3917/pour.202.0049>

- 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. *Le Naturaliste canadien*, 145(2), 49-61. <https://doi.org/10.7202/1080622ar>
- Gell, F. R., et Roberts, C. M. (2003). Benefits beyond boundaries: The fishery effects of marine reserves. *Trends in Ecology et Evolution*, 18(9), 448-455. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(03\)00189-7](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00189-7)
- Gertler, P. J., Martinez, S., Premand, P., Rawlings, L. B., et Vermeersch, C. M. J. (2011). *Impact Evaluation in Practice*. The World Bank. 266 p. <https://openknowledge.worldbank.org/entities/publication/f090e5a0-16f6-5795-a3b2-7f711c8b7eb7>
- Gouvernement du Canada. (2017). Le Site d'intérêt (SI) de la vallée de Shediac. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/oceans/aoi-si/shediac-fra.html>
- Gouvernement du Canada. (2021). Liste des lois et règlements. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/acts-lois/regulations-reglements-fra.htm#avertissement>
- Gouvernement du Canada. (2023). Profil sectoriel - Pêche et transformation du poisson : Région de l'Atlantique 2023 - *Guichet-Emplois*. <https://www.guichetemplois.gc.ca/analyse-tendances/rapports-marche-travail/atlantique/peche-et-transformation>
- Gouvernement du Québec. (2023). État du transport maritime au Québec 2023. <https://st-laurent.org/wp-content/uploads/2024/06/ETM2023.pdf>
- Gurney, G. G., Cinner, J., Ban, N. C., Pressey, R. L., Pollnac, R., Campbell, S. J., Tasidjawa, S., & Setiawan, F. (2014). Poverty and protected areas : *An evaluation of a marine integrated conservation and development project in Indonesia*. *Global Environmental Change*, 26, 98-107. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.003>
- Halliday, R. G., Peacock, F. G., et Burke, D. L. (1992). Development of management measures for the groundfish fishery in Atlantic Canada: A case study of the Nova Scotia inshore fleet. *Marine Policy*, 16(6), 411-426. [https://doi.org/10.1016/0308-597x\(92\)90070-6](https://doi.org/10.1016/0308-597x(92)90070-6)
- Halpern, B. S. (2003). The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13(1), S117-S137. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0117:tiomrd\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0117:tiomrd]2.0.co;2)
- Halpern, B. S., Klein, C. J., Brown, C. J., Beger, M., Grantham, H. S., Mangubhai, S., Ruckelshaus, M., Tulloch, V. J., Watts, M., White, C., et Possingham, H. P. (2013). Achieving the triple bottom line in the face of inherent trade-offs among social equity, economic return, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(15), 6229-6234. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217689110>

- Harborne, A. R., Mumby, P. J., Kappel, C. V., Dahlgren, C. P., Micheli, F., Holmes, K. E., Sanchirico, J. N., Broad, K., Elliott, I. A., et Brumbaugh, D. R. (2008). Reserve effects and natural variation in coral reef communities. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1010-1018. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01490.x>
- Hardy, M., Brêthes, J.-C., Tita, G., et Chevrier, H. (2008). Portrait de la filière halieutique régionale : Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine. Centre de recherche sur les milieux insulaires et maritimes, Îles-de-la-Madeleine (Québec). *Rapport présenté à la Conférence régionale des élu(e)s Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine*, vi + 146 p. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/1564011?docref=dko0j3rNFpIv3PIGBKMIXA>
- Harrison, H. B., Williamson, D. H., Evans, R. D., Almany, G. R., Thorrold, S. R., Russ, G. R., Feldheim, K. A., van Herwerden, L., Planes, S., Srinivasan, M., Berumen, M. L., et Jones, G. P. (2012). Larval Export from Marine Reserves and the Recruitment Benefit for Fish and Fisheries. *Current Biology*, 22(11), 1023-1028. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.04.008>
- Hengbin, Y., Mohsin, M., et Noman, M. (2020). Application of Gordon-Schaefer Model to evaluate bioeconomic and management aspects of *Scomberomorus sinensis* fishery in Shandong, China. *Indian Journal of Geo Marine Sciences*, 49(07), 1250-1257. <https://nopr.niscpr.res.in/bitstream/123456789/55091/1/IJMS%2049%287%29%201250-1257.pdf>
- Higgins, J. (2008). Impacts économiques du moratoire sur la pêche de la morue. *Patrimoine de Terre-Neuve-et-Labrador*. <https://www.heritage.nf.ca/articles/en-francais/economy/impacts-moratoire.php>
- Hill, T. D., Davis, A. P., Roos, J. M., & French, M. T. (2020). Limitations of Fixed-Effects Models for Panel Data. *Sociological Perspectives*, 63(3), 357-369. <https://doi.org/10.1177/0731121419863785>
- Holland, D. S. (2002). Integrating marine protected areas into models for fishery assessment and management. *Natural Resource Modeling*, 15(3), 369-386. <https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2002.tb00094.x>
- Keith, D. M., Sameoto, J. A., Keyser, F. M., et Ward-Paige, C. A. (2020). Evaluating socio-economic and conservation impacts of management: A case study of time-area closures on Georges Bank. *PLOS ONE*, 15(10), 25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240322>
- Kincaid, K. B., et Rose, G. A. (2014). Why fishers want a closed area in their fishing grounds : Exploring perceptions and attitudes to sustainable fisheries and conservation 10 years post closure in Labrador, Canada. *Marine Policy*, 46, 84-90. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.01.007>
- Kooiman, J., Bavinck, M., Jentoft, S., et Pullin, R. (Éds.). (2005). *Fish for Life: Interactive Governance for Fisheries* (Vol. 3). Amsterdam University Press. 429 p. <https://doi.org/10.5117/9789053566862>

- Koubrak, O., VanderZwaag, D. L., et Worm, B. (2020). Saving the North Atlantic right whale in a changing ocean: Gauging scientific and law and policy responses. *Ocean et Coastal Management*, 200, 16 p. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105109>
- Loring, P. A. (2017). The political ecology of gear bans in two fisheries: Florida's net ban and Alaska's Salmon wars. *Fish and Fisheries*, 18(1), 94-104. <https://doi.org/10.1111/faf.12169>
- Lynham, J. (2022). Fishing activity before closure, during closure, and after reopening of the Northeast Canyons and Seamounts Marine National Monument. *Scientific Reports*, 12(917), 21 p. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03394-6>
- MAPAQ. (2017). *Monographie de l'industrie du homard au Québec*. Agriculture, Pêcheries et Alimentation Québec. 51 p. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2797280>
- MAPAQ. (2020). *Portrait-diagnostic sectoriel du flétan du Groenland*. 39 p. https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Portrait-diagnostic_sectoriel_%20fletan.pdf
- MAPAQ. (2021). *Portrait-diagnostic sectoriel de l'industrie du crabe des neiges. Gouvernement du Québec*. 36 p. <https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/MonographieindustriecrabedesneigesQuebec.pdf>
- MAPAQ. (2022). *Portrait-diagnostic sectoriel de l'industrie du homard au Québec*. 23 p. https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/publications/monographie_homardamerique.pdf
- Marsh, J. (2022). Fleuve Saint-Laurent. *Dans l'Encyclopédie Canadienne*. <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/fleuve-saint-laurent>
- Mclean, D. L., Harvey, E. S., et Meeuwig, J. J. (2011). Declines in the abundance of coral trout (*Plectropomus leopardus*) in areas closed to fishing at the Houtman Abrolhos Islands, Western Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 406, 71-78. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.06.009>
- Mitchell, C. L. (1981). L'industrie canadienne de la pêche : Une analyse sectorielle. *Pêches et Océans Canada*. 58 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2020/mpo-dfo/Fs41-31-52-fra.pdf
- Morissette, L., Maltais, D., et Jean, C. (2022). Pêcheurs et baleines en Gaspésie : *Sur le chemin de la coexistence* (Presses de l'Université du Québec), 190 p.
- Morton, B. (2011). At last, a trawling ban for Hong Kong's inshore waters. *Marine Pollution Bulletin*, 62(6), 1153-1154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.001>
- MPO. (1982). Le monde sous-marin : *Le hareng de l'Atlantique*. 6 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/52368.pdf>

- MPO. (2000). *Pétoncles des eaux côtières du Québec. MPO Sciences - Région Laurentienne. Rapport sur l'état des stocks C4-07*. 14 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/243801.pdf>
- MPO. (2005a). Évaluation des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec en 2004. *Secrétariat canadien de consultation scientifique Avis Scientifique 2005/031. Région du Québec*. 20p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/316316.pdf>
- MPO. (2005b). Le golfe du Saint-Laurent, un écosystème unique. *Plateforme pour la gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent (GIGSL)*, 32 p. https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/318989_f.pdf
- MPO. (2005c). *Plan de gestion des pêches : Flétan du Groenland : Sous-zone 0 de l'OPANO, 2003-2005*. Pêches et Océans Canada, Gestion des pêches. 59 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2018/mpo-dfo/Fs23-475-2005-fra.pdf
- MPO. (2013). *Plan de gestion intégrée du golfe du Saint-Laurent*. 38 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/356409.pdf>
- MPO. (2017). Science Advice on Timing of the Mandatory Slow-down Zone for Shipping Traffic in the Gulf of St. Lawrence to Protect the North Atlantic Right Whale. *Canadian Science Advisory Secretariat - Maritimes, Gulf, Québec, and Newfoundland et Labrador Regions. Science Response 2017/042*. 16 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40659793.pdf>
- MPO. (2020). Protéger la baleine noire de l'Atlantique Nord : *Lancement par année des mesures de pêche du Canada*. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/about-notre-sujet/publications/infographics-infographies/narw-bnan-by-year-par-annee-fra.html>
- MPO. (2021a). Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec (division 4S) en 2020. *Secrétariat canadien de consultation scientifique - Région du Québec. Avis scientifique 2021/037*. 15 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2022/mpo-dfo/fs70-6/Fs70-6-2021-037-fra.pdf
- MPO. (2021b). Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2020. *Secrétariat canadien de consultation scientifique - Avis scientifique 2021/034. Région du Québec*. 15 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41005831.pdf>
- 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. *Secrétariat canadien des avis scientifiques—Région du Golfe. Avis scientifique 2022/021*. 42 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41063788.pdf>

- MPO. (2022b). Hareng Atlantique division 4S (Zone de pêche du hareng 15). <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/ifmp-gmp/herring-hareng/2021/area-15-zone-fra.html>
- MPO. (2023a). Évaluation des stocks de pétoncles des eaux côtières du Québec en 2022. *Secrétariat canadien des avis scientifiques - Région du Québec. Avis scientifique 2023/034*. 23 p. https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2023/2023_034-fra.pdf
- MPO. (2024a). Débarquements des pêches maritimes. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/sea-maritimes-fra.htm>
- MPO. (2024b). Permis de la région de l'Atlantique. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/stats/commercial/licences-permis/licences-permis-atl-fra.htm#p%C3%A0cheurs>
- Murawski, S. A., Brown, R., Lai, H.-L., Rago, P. J., et Hendrickson, L. (2000). Large-scale closed areas as a fishery-management tool in temperate marine systems : The Georges bank experience. *Bulletin of Marine Science*, 66(3), 7975-798. <https://www.researchgate.net/publication/233613656>
- Narayanakumar, R., Jayasankar, J., Salim, S. S., Ganga, U., et Vivekanandan, E. (2017). Economic valuation of net social benefit of seasonal fishing ban in selected maritime states of India. *Indian Journal of Fisheries*, 64(3), 85-92. <https://doi.org/10.21077/ijf.2017.64.3.65197-12>
- Parsons, L. S. (1995). La gestion des pêches maritimes au Canada. *Bull. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 225F. 910 p. https://books.google.ca/books?id=Z9YTYQ6iSksCetprintsec=frontcoverethl=fretsourc=gb_s_g_summary_retcad=0#v=onepageetqetf=false
- Patrick, W. S., & Benaka, L. R. (2013). Estimating the economic impacts of bycatch in U.S. commercial fisheries. *Marine Policy*, 38, 470-475. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2012.07.007>
- Pêches et Océans Canada. (2000a). *Plan canadien de rétablissement de la baleine franche boréale de l'Atlantique Nord*. 81 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/253170.pdf>
- Pêches et Océans Canada. (2001). Commercial Groundfish Fishery Profile - Gulf Region. 57 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/257698.pdf>
- Pêches et Océans Canada. (2005). Évaluation des stocks de crevette nordique des divisions 0B-3K. *Secrétariat canadien de consultation scientifique. Avis scientifique 2005/025 - Région de Terre-Neuve et du Labrador*. 13 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2011/mpo-dfo/Fs70-6-2005-025-fra.pdf

- Pêches et Océans Canada. (2011). Établir les zones maritimes du Canada. *Service hydrographique du Canada*. 2 p. https://publications.gc.ca/collections/collection_2012/mpo-dfo/Fs23-571-2011-fra.pdf
- Pêches et Océans Canada. (2018). La baleine Noire de l'Atlantique Nord : *Un examen scientifique de l'efficacité des mesures de rétablissement pour trois populations des baleines en péril*. 91 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40679895.pdf>
- Pêches et Océans Canada. (2021). Politique d'émission des permis pour la pêche commerciale dans l'Est du Canada. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/licences-permis/index-fra.htm>
- Pêches et Océans Canada. (2022). Commerce du poisson et des fruits de mer du Canada en 2021 : *Un aperçu*. Ottawa: MPO. iii + 29 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41079498.pdf?>
- Pêches et Océans Canada. (2024a). *Fermeture de la pêche du hareng de printemps pour les zones de pêche du hareng 16 et 17 (en 2022)*. <https://www.glf.dfo-mpo.gc.ca/fr/node/12702>
- Pêches et Océans Canada. (2024b). *Avis aux pêcheurs concernant les baleines noires de l'Atlantique*. <https://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/commercial-commerciale/atl-arc/narw-bnan/index-fra.html#wb-auto-4>
- Pêches et Océans Canada. (2024c). L'emploi liés à la pêche et par province, 2019-2022 [Gouvernement du Canada]. *L'emploi*. [L'emploi | Pêches et Océans Canada](https://www.dfo-mpo.gc.ca/emploi/)
- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Dayton, P., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E. D., Link, J., Livingston, P. A., Mangel, M., McAllister, M. K., Pope, J., et Sainsbury, K. J. (2004). Ecosystem-Based Fishery Management. *Science*, 305(5682), 346-347. <https://doi.org/10.1126/science.1098222>
- Pita, C., Pierce, G. J., Theodossiou, I., et Macpherson, K. (2011). An overview of commercial fishers' attitudes towards marine protected areas. *Hydrobiologia*, 670(1), 289-306. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0665-9>
- Pitseys, J. (2010). Le concept de gouvernance. *Revue interdisciplinaire d'études juridiques*, Volume 65(2), 207-228. <https://doi.org/10.3917/riej.065.0207>

- Plourde, S., Lehoux, C., Roberts, J. J., Johnson, C. L., Record, N., Pepin, P., Orphanides, C., Schick, R. S., Walsh, H. J., et Ross, C. H. (2024). Description de la répartition saisonnière et spatiale des proies du genre *Calanus* et des habitats potentiels d'alimentation de la baleine noire du nord de l'Atlantique dans les eaux canadiennes à l'aide de modèles de répartition des espèces. *Secr. Can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/039*. v +75 p.
<https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/41256426.pdf>
- Richerson, K., et Holland, D. S. (2017). Quantifying and predicting responses to a US West Coast salmon fishery closure. *ICES Journal of Marine Science*, 74(9), 2364-2378. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx093>
- Sadovy, Y., Collin, P., et Domeier, M. (2005). Monitoring and managing spawning aggregations: Methods and challenges. *SPC Live Reef Fish Information*, 14, 25-29.
<https://coastfish.spc.int/News/LRF/14/LRF14-Sadovy-2.pdf>
- Smith, P. c., et Conover, R. J. (2024). Saint-Laurent, golfe du. *Dans l'Encyclopédie Canadienne*. <https://www.thecanadianencyclopedia.ca/fr/article/saint-laurent-golfe-du>
- Taylor, R. B., Forbes, D. L., Frobel, D., Manson, G. K., et Shaw, J. (2014). Coastal geoscience studies at the Bedford Institute of oceanography, 1962-2012. *Geological Oceanography*, 203-210.
<https://www.researchgate.net/publication/273460429>
- Transports Canada. (2017). Les Transports au Canada 2017. *Gouvernement du Canada*.
<https://tc.canada.ca/fr/services-generaux/transparence/gestion-rapports-ministeriels/rapports-annuels-transports-canada/transports-canada-2017>
- Trottier, S., Bourdages, H., Goudreau, P., et Brulotte, S. (2017). Évaluation des stocks de pétoncle des eaux côtières du Québec en 2015 : Données de la pêche commerciale, des relevés de recherche et des pêches exploratoires. *Secr. Can. de consult. sci. MPO. Doc de rech. 2017/037*. xvi + 175 p.
<https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/40613604.pdf>
- Trumble, R. J., Neilson, J. D., Bowering, W. R., et McCaughran, D. A. (1994). Le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) et le flétan du Pacifique (*H. stenoplepis*) et les pêcheries de ces espèces en Amérique du Nord. *Bull. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 227, 96 p. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/175496.pdf>
- U.S. Department of the Interior. (2024). *Yukon Area Salmon Fishery Closure in Subdistricts 5-ABC* [Press Release].
<https://www.doi.gov/subsistencenews/fishing/yukon-area-salmon-fishery-closure-subdistricts-5-abc-0>
- Uyanık, G. K., et Güler, N. (2013). A study on multiple linear regression analysis. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 106, 234-240.
<https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2013.12.027>

- Vivekanandan, E., Narayanakumar, R., Najmudeen, T. M., Jayasankar, J., et Ramachandran, C. (2010). Marine Fisheries Policy Brief - 2: *Seasonal Fishing Ban*. Central Marine Fisheries Research Institute. 54 p.
<https://eprints.cmfri.org.in/8439/1/CMFRI%20SP%20103.pdf>
- Walters, C. J., Hilborn, R., et Parrish, R. (2007). An equilibrium model for predicting the efficacy of marine protected areas in coastal environments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(7), 1009-1018. <https://doi.org/10.1139/f07-072>
- Zhang, J., et Smith, M. D. (2011). Heterogeneous Response to Marine Reserve Formation: A Sorting Model approach. *Environmental and Resource Economics*, 49(3), 311-325. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9434-x>

