



EXAMEN PAR LE SECTEUR DES SCIENCES DU MPO (RÉGION DES MARITIMES) DU NOUVEAU SITE DE PISCICULTURE MARINE PROPOSÉ DANS LE HAVRE BEAVER, DANS LE COMTÉ DE CHARLOTTE, AU NOUVEAU-BRUNSWICK

Contexte

L'entreprise Kelly Cove Salmon Ltd. a présenté à la province du Nouveau-Brunswick une demande en vue de construire et d'exploiter un nouveau site, Rams Head (MF-0509), dans le havre Beaver, dans le comté de Charlotte, au Nouveau-Brunswick.

Conformément au Protocole d'entente entre le Canada et le Nouveau-Brunswick sur le développement de l'aquaculture, le ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick a transféré cette demande à Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins de la réalisation d'un examen et de la formulation d'un avis relativement au mandat législatif du MPO. La demande était accompagnée des renseignements recueillis par le promoteur conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture*.

Afin de guider l'examen de la demande par le MPO, le bureau de gestion de l'aquaculture de la région a demandé l'avis du Secteur des sciences du MPO sur les zones d'exposition prévues associées aux diverses activités piscicoles et les effets qu'elles pourraient avoir sur les espèces de poissons vulnérables et leur habitat, les espèces vulnérables inscrites sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*, ainsi que les espèces halieutiques vulnérables et leur habitat.

Plus précisément, les questions suivantes sont posées pour chaque demande.

Question 1. D'après les données disponibles concernant le site et l'information scientifique, quelle est la zone d'exposition prévue découlant de l'utilisation de produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences possibles pour les espèces vulnérables?

Question 2. D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces en péril inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, les espèces halieutiques, ainsi que les espèces d'importance écologique et leur habitat qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition prévue en milieu benthique et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec la présence de ces espèces et de leur habitat dans les environs (autrement dit, sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités piscicoles proposées sur ces espèces et habitats sensibles?

Question 3. Dans quelle mesure les répercussions du site piscicole proposé sur les espèces vulnérables sont-elles comparables aux répercussions d'autres sources anthropiques (y compris les exploitations piscicoles existantes)? Les zones d'influence chevauchent-elles la zone liée à ces activités et, si tel est le cas, quelles sont les conséquences possibles?

Question 4. Pour soutenir l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures piscicoles proposées, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* sont présentes dans la zone, pour quelle durée et à quel moment?

Question 5. Quelles sont les populations de congénères présentes à l'intérieur de la zone géographique où les fugitifs sont susceptibles de se rendre? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères présentes dans la zone d'exposition aux fugitifs du site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*?

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences régional tenu les 29 et 30 novembre 2021 sur l'examen par la région des Maritimes du MPO du nouveau site proposé pour la pisciculture marine à Beaver Harbour, dans le comté de Charlotte (Nouveau-Brunswick).

Renseignements de base

L'entreprise Kelly Cove Salmon Ltd. demande l'autorisation de construire et d'exploiter un nouveau site de pisciculture marine, Rams Head (MF-0509), dans le havre Beaver, dans le comté de Charlotte, au Nouveau-Brunswick. Le site proposé se trouve dans la baie de Fundy, à l'entrée du havre Beaver, dans la zone de gestion de la baie (ZGB) 3a, qui comprend actuellement 12 autres concessions de pisciculture marine. L'emplacement est présenté à la figure 1.

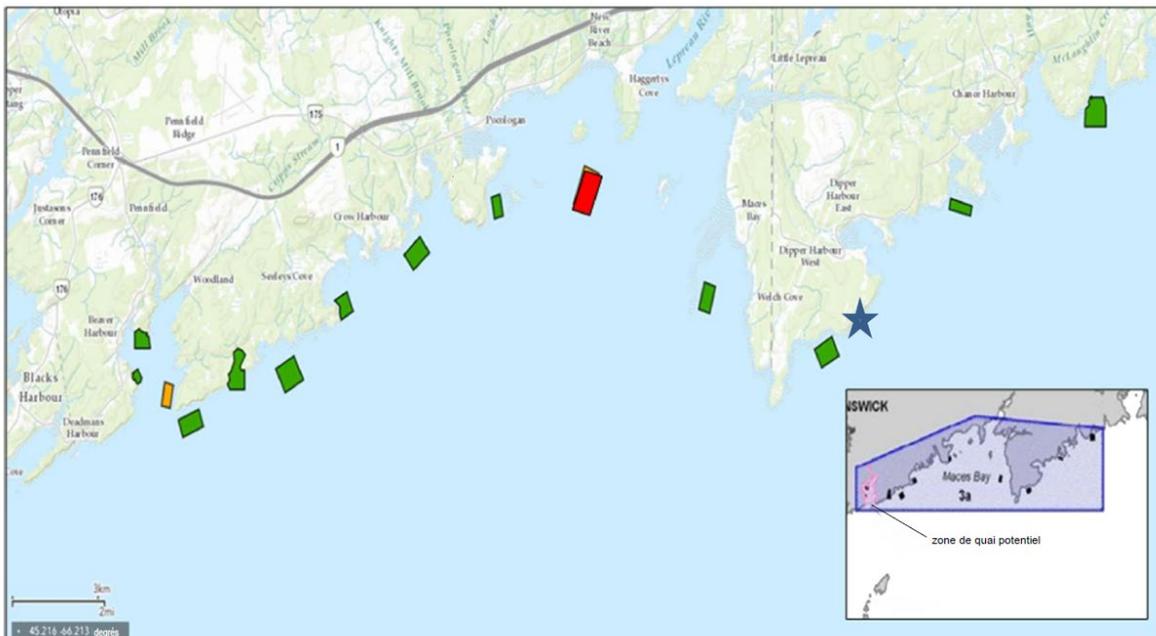


Figure 1. Carte des concessions de pisciculture marine dans la zone de gestion de la baie (ZGB) 3a, dans la baie de Fundy, au Nouveau-Brunswick. L'image en médaillon montre les limites de la ZGB (Chang et al. 2007). Les polygones verts représentent les sites existants de pisciculture marine. Le polygone orange indique le site proposé (MF-0509) qui est visé par cet examen. Le polygone rouge indique un deuxième site proposé dans la ZGB 3a, dans la baie Maces, qui sera examiné séparément. La carte de base a été extraite du site Web du Programme de cartographie des sites de pisciculture marine du Nouveau-Brunswick le 9 décembre 2021 (ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick).

Trois concessions de pisciculture marine existent dans le havre Beaver ou à l'entrée de ce dernier. Celles qui sont les plus proches du site proposé (MF-0509) sont situées dans un rayon d'environ 400 m (MF-0508), 800 m (MF-0012) et 980 m (MF-0010) [figure 2]. Elles ont été empoissonnées pour la dernière fois en 2011, 2017 et 2011, respectivement.

Le nouveau site proposé occuperait une superficie d'environ 18 ha. Il compterait un total de 16 parcs en filet (2 de largeur sur 8 de longueur); 15 seraient empoissonnés et le dernier parc serait utilisé pour le transfert des poissons pendant les traitements à bord de bateaux viviers. Le plan de production proposé prévoit un maximum de 400 000 saumons atlantiques (*Salmo salar*), avec une période de grossissement de 18 à 24 mois à partir de l'empoissonnement. La figure 2 montre le plan d'aménagement du site avec la bathymétrie.

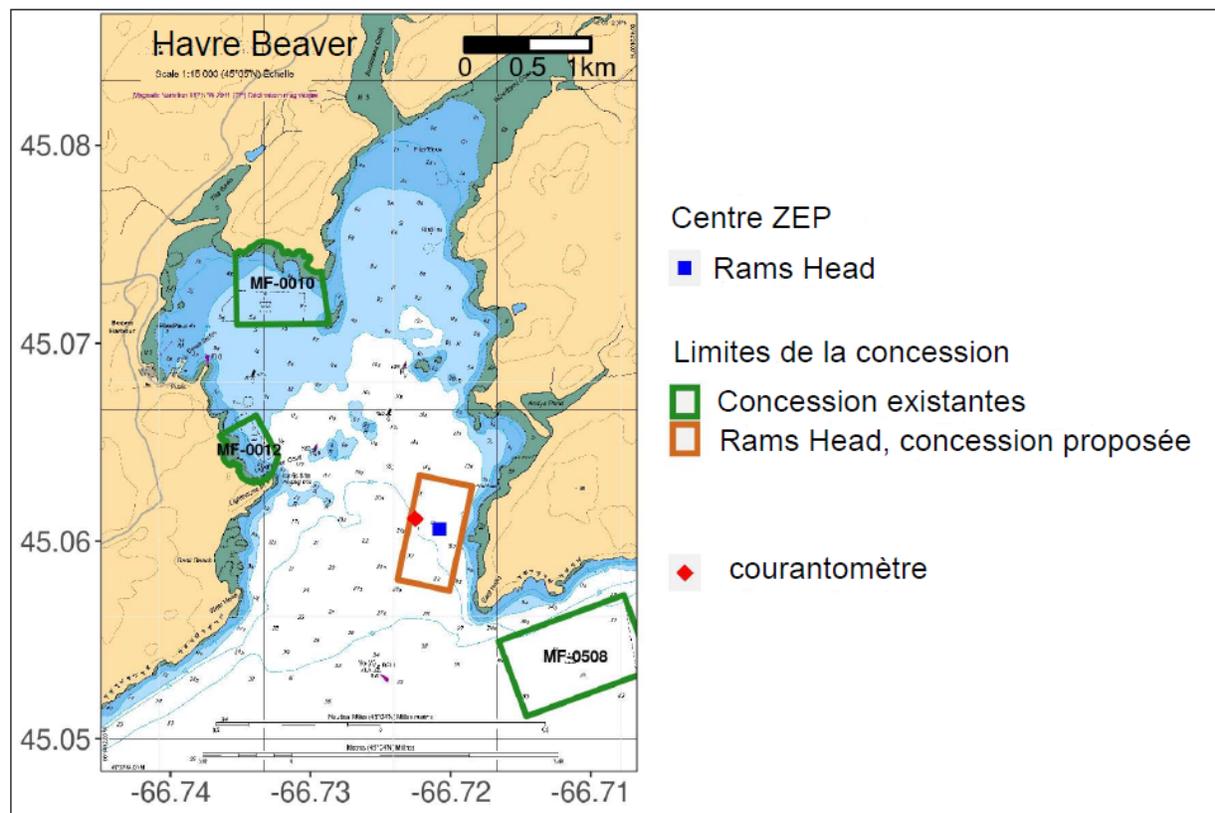


Figure 2. Limites de la concession proposée (Rams Head; MF-0509; en orange) superposées à la carte n° 4114 du Service hydrographique du Canada (la profondeur est indiquée en mètres). Les concessions de pisciculture marine existantes dans le havre Beaver sont indiquées en vert. Les emplacements du courantomètre déployé par le promoteur et du centre du réseau de parcs proposé pour les calculs de la zone d'exposition prévue (ZEP) sont également indiqués.

Les données de référence soumises par le promoteur et recueillies en 2019 indiquent que le site se trouve dans une zone où le type de fond et les caractéristiques de l'écosystème sont variables (vase, limon, sable, gravier, galets, blocs rocheux et débris de coquillages). Le fond marin sous le site proposé est principalement caractérisé par des sédiments meubles et peu compacts, bien qu'il soit composé de différents types de sédiments. Neuf des vingt-huit stations vidéo ont été classées comme ayant un « fond dur » pendant l'observation, la majorité d'entre elles se trouvant le long des limites nord et est du site proposé.

Ces observations récentes concordent avec les caractéristiques du fond marin enregistrées lors des relevés en plongée que le MPO a effectués dans le havre Beaver, ainsi qu'avec certains relevés vidéo limités du fond marin que le MPO a réalisés par le passé dans le centre du havre. Bien que l'habitat prédominant passe d'un fond dur à des sédiments peu compacts à mesure que la profondeur augmente (entre 15 et 20 m de profondeur environ), on observe également des transitions latérales du type de fond prédominant, des zones dominées par des galets et des blocs rocheux à celles dominées par du gravier et du sable dans les tranches d'eau moins profondes (5 à 15 m). Ces transitions ont lieu depuis les promontoires exposés vers les zones plus abritées du havre. En ce qui concerne la zone de la concession proposée, les commentaires du promoteur sur les limites nord et est du site sont conformes aux observations découlant des relevés en plongée du MPO qui indiquent que l'habitat infratidal frangeant entre 5 et 15 m de profondeur à l'est de la zone de la concession, vers et autour du cap East, est dominé par des accumulations de très gros blocs rocheux avec de nombreuses crevasses et galeries profondes. Ce type d'habitat pose des problèmes particuliers pour les relevés quantitatifs du homard, mais on peut présumer qu'il en abrite des densités locales élevées (P. Lawton, MPO, comm. pers.).

Les liens entre les concentrations de sulfure dans les sédiments et les conditions générales des sédiments, comme l'état oxique et la diversité de la macrofaune dans les sites aquacoles, sont bien documentés (Pearson et Rosenberg 1978, Hansen *et al.* 2001, Wildish *et al.* 2001, Hargrave *et al.* 2008). Les concentrations moyennes de sulfure dans les sédiments mesurées durant le relevé de référence indiquent des niveaux A selon les catégories oxiques de Hargrave (2010).

Le site proposé se trouve dans la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) de Quoddy, qui fait partie d'une liste régionale de ZIEB côtières dans le processus de conception du réseau de conservation marine de la biorégion du plateau néo-écossais (MPO 2018). La ZIEB de Quoddy a été désignée en raison de son caractère unique et irremplaçable dans la baie de Fundy, compte tenu de sa riche biodiversité, de ses concentrations de ressources alimentaires et de son habitat, éléments importants pour de nombreuses espèces marines (Buzeta 2014). La ZIEB de Quoddy englobe quelques petites composantes discrètes (par exemple, les îles Wolves). Bien qu'il n'existe pas de composante discrète « havre Beaver », un fort consensus se dégage pour dire que la région de Quoddy fonctionne comme un tout, avec des liens écologiques entre les différentes zones qui la composent (Buzeta et Singh 2008, Buzeta 2014). La région de Quoddy est également reconnue comme une zone majeure pour l'aquaculture et la pêche. Cependant, cette zone contient plus de substrat dur qu'on n'en trouve généralement dans la baie de Fundy et présente des aspects importants qui doivent être protégés (Buzeta *et al.* 2003, MPO 2018). Le MPO (2004) explique que les ZIEB sont un outil permettant d'attirer l'attention sur une zone particulièrement importante sur le plan écologique ou biologique, afin de faciliter l'adoption d'un degré d'aversion pour le risque plus élevé que la normale dans la gestion des activités dans ces zones.

Le site proposé (MF-0509; Rams Head) se trouve dans une zone de pêche active. Les pêches commerciales d'invertébrés benthiques pratiquées dans la zone sont celles du homard d'Amérique (*Homarus americanus*), de l'oursin (*Strongylocentrotus droebachiensis*), du pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*) et de la mye (*Mya arenaria*). Le site proposé se trouve dans la zone de pêche du homard (ZPH) 36, où l'état du stock est considéré comme sain selon l'indicateur primaire (MPO 2021a). Les débarquements commerciaux provenant de la ZPH 36 ont amorcé une hausse à long terme au milieu des années 1990 et se situent actuellement près des niveaux records (MPO 2021a). Dans la ZPH 36, la saison de pêche est fractionnée de novembre à janvier et de mars à juin. Le havre Beaver est situé précisément

dans la grille de déclaration 26, qui représente 0,05 % de la superficie totale de la ZPH. Selon les données sur les captures et l'effort déclarées par les pêcheurs, la grille a constitué en moyenne 5,5 % des débarquements totaux de la ZPH au cours des cinq dernières années (2017 à 2021). La pêche de l'oursin dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick est pratiquée à petite échelle depuis les années 1950 et a été établie à l'échelle commerciale en 1989. On compte 19 titulaires de permis dans la ZPH 36 (qui couvre le site d'intérêt), y compris la récolte qui a lieu dans la zone adjacente au site proposé. La concession proposée est située dans la zone de production de pétoncles (ZPP) 6, plus précisément dans la sous-zone 6C. D'après les données disponibles, les débarquements dans un rayon de 3 km du site proposé de 2015 à 2020 représentent environ 0,04 % des débarquements dans l'ensemble de la ZPP 6 de et 0,12 % des débarquements dans la sous-zone 6C. Bien qu'il n'y ait pas d'information sur la récolte de mye dans le havre Beaver en particulier, la récolte dans les eaux côtières se fait dans l'ensemble de la zone de récolte 7, qui couvre tout le littoral du Nouveau-Brunswick. C'est cette zone qui a enregistré les débarquements les plus élevés en 2020 parmi toutes les zones de récolte.

Les espèces de poissons de fond et pélagiques visées par des pêches commerciales dans la zone sont la morue franche (*Gadus morhua*), la goberge (*Pollachius virens*), l'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*) et le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*). Cette zone est comprise dans la zone de gestion de la morue des divisions 4X et 5Y de l'OPANO et dans la zone de gestion de la goberge de la composante occidentale (divisions 4X, 4O, 4P, 4Q, 4R et 4S et sous-zone 5 de l'OPANO). Un plan de rétablissement est en place pour le stock de morue franche des divisions 4X et 5Y, qui se trouve actuellement dans la zone critique. Il n'y a pas de pêche dirigée en raison de la taille de la population, qui a été réévaluée comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en 2010 et pour laquelle une décision d'inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* est en attente. La biomasse du stock d'aiglefin des divisions 4X et 5Y est actuellement considérée comme étant dans la zone de prudence (MPO 2021b), mais une pêche active est toujours en cours. Les données historiques montrent que des fascines à hareng ont été utilisées dans le havre Beaver et que deux fascines sont toujours actives. Cependant, le stock de hareng des divisions 4V, 4W et 4X est considéré comme se trouvant dans la zone critique; par conséquent, l'avis actuel préconise une approche de précaution qui exige de maintenir la récolte à un minimum absolu pour contribuer au rétablissement du stock (MPO 2020a).

De nombreuses pêches autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles sont pratiquées dans la région. Bien que les permis visent probablement diverses espèces, les plus couramment pêchées dans cette zone sont le homard, le pétoncle et la mye (Gestion des ressources du MPO, F. Page, comm. pers.). Les pêches récréatives dans la région ciblent le pétoncle, le maquereau (*Scomber scombrus*) et divers poissons de fond (Gestion des ressources du MPO, comm. pers.).

Les recherches dans la base de données du MPO (annexe A) ont également indiqué la présence de nombreuses espèces : crevette nordique (*Pandalus borealis*), pétoncle, holothurie, plie rouge, plie grise, flétan atlantique, morue, goberge (*Pollachius virens*), aiglefin, merluche blanche (*Urophycis tenuis*), chabot, raie, calmar et hareng, ainsi que la présence de fucus tout le long du littoral du havre Beaver.

Les données vidéo de référence recueillies par le promoteur ont permis d'identifier la faune aux 28 stations de relevé dans l'ensemble de la concession proposée. Les observations prédominantes étaient les crevettes (plus de 241), les anémones (84 *Hormathia* sp., un cérianthe boréal et un individu non identifié), les éponges (17 non identifiées, deux éponges

panaires et une couverture de 5 à 10 % d'éponge figuier) et les pétoncles (19). On a également noté (à une abondance de cinq individus ou moins) la patelle, la coque, la palourde américaine, le crabe commun, le bernard l'hermite, la plie et l'anguille.

Le site proposé se trouve probablement dans les voies de migration du saumon atlantique sauvage. La pêche commerciale du saumon atlantique dans la baie de Fundy a été fermée en 1985 (Amiro 1998) et la pêche récréative de l'espèce est interdite dans tous les cours d'eau autour de la baie de Fundy depuis 1998 pour des raisons de conservation. Le saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy est inscrit en tant qu'espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) depuis 2003. Le COSEPAC a évalué le saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy et celui des hautes terres du Sud comme étant en voie de disparition en 2010 et la ministre examine actuellement leur inscription sur la liste de la LEP.

Une recherche sur les zones d'exposition prévues à l'aide de l'outil cartographique du MPO [Carte des espèces aquatiques en péril](#) indique que d'autres espèces en péril inscrites à l'annexe 1 de la LEP peuvent être présentes dans la région, notamment le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*), la tortue luth (*Dermodochelys coriacea*), la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) et le rorqual commun (*Balaenoptera physalus*). L'outil cartographique n'a pas permis de relever de chevauchement avec un habitat essentiel de ces espèces. Cependant, il est important de noter que ce type d'outil repose généralement sur des connaissances communes de l'aire de répartition géographique et des préférences en matière d'habitat et pas nécessairement sur une observation réelle. Un exemple clé particulier à cet examen est que, bien que le loup atlantique (*Anarhichas lupus*) n'apparaisse pas dans la liste tirée de l'outil cartographique en raison des profondeurs stipulées pour la recherche, des plongeurs ont observé des loups atlantiques dans des zones immédiatement adjacentes au site proposé, dans des eaux relativement peu profondes (A. Cooper, MPO, comm. pers.). Cet exemple montre bien les limites de ces outils et permet d'ajouter le loup atlantique à la liste des espèces en péril présentes dans le havre Beaver, plus précisément à proximité du site proposé.

Les autres mammifères marins qui utilisent la zone autour du site proposé sont le marsouin commun (*Phocoena phocoena*), le phoque gris (*Halichoerus grypus*) et le phoque commun (*Phoca vitulina*). Les marsouins communs sont courants dans la baie de Fundy tout au long de l'année et on les trouve principalement dans les eaux côtières pendant les mois d'été. Le phoque commun et le phoque gris utilisent les rochers exposés à marée basse dans le havre Beaver comme zone d'échouerie.

Le havre Beaver a fait l'objet de relevés exhaustifs entre 1989 et 1992 par des plongeurs sous-marins du MPO qui ont utilisé à la fois des approches de relevé par transects (150 m sur 2 m) et des plongées de collecte planifiées. Ce travail a contribué à une étude à grande échelle de l'habitat côtier dans les zones de pêche sensibles par rapport à la phase initiale du développement de l'aquaculture régionale. Un projet financé par l'Entente de coopération sur le développement des pêches et de l'aquaculture de la province du Nouveau-Brunswick a permis de mener des relevés sur les sites alors actifs et proposés dans les îles de Fundy, le long de la

côte du Nouveau-Brunswick jusqu'à la pointe Lepreau et Grand Manan (Lawton 1992¹, 1993²). Le MPO a mis en place un programme annuel à long terme de surveillance de l'établissement du homard dans le havre Beaver en 1991; ce programme applique des méthodes d'échantillonnage par aspiration en plongée. L'échantillonnage par aspiration permet de recueillir des homards du stade suivant immédiatement l'établissement (4 mm de longueur de carapace) au stade de nouvelle recrue. Les données du relevé annuel du MPO sont intégrées dans l'indice d'établissement du homard d'Amérique ([ALSI](#)). Lancé en 1989 aux États-Unis, le relevé annuel de l'établissement du homard dans le cadre de la collaboration à cet indice est aujourd'hui réalisé dans plus de 100 baies du nord-est des États-Unis et du Canada atlantique. La série chronologique du havre Beaver est la deuxième plus longue du programme, avec des données recueillies de 1991 à 2021. Au cours de cette période, on a eu recours à l'échantillonnage par aspiration en plongée et à des collecteurs d'individus au stade post-larvaire pour quantifier les jeunes de l'année qui venaient de s'établir et les homards juvéniles plus âgés à la fin de la saison d'établissement des larves (fin octobre dans la baie de Fundy; plus tôt dans le sud de la Nouvelle-Angleterre) [Wahle *et al.* 2010, 2013]. Des plateaux de collecteur remplis de galets sur le fond et déployés en surface sont une autre technique de relevé de la force de l'établissement annuel; l'avantage de cette technique est que les plateaux peuvent être déployés sur de nombreux types de fond et à de multiples profondeurs (Wahle *et al.* 2013). L'Université du Nouveau-Brunswick (UNB) déploie des collecteurs d'individus au stade post-larvaire chaque année dans le havre Beaver depuis 2009 (Remy Rochette, Département de biologie, UNB, comm. pers.). Les lieux d'échantillonnage dans le havre Beaver sont indiqués à la figure 3. Ce travail fait partie d'un programme de recherche universitaire beaucoup plus vaste de l'UNB, portant sur l'écologie des pêches du homard dans le Canada atlantique, y compris une nouvelle recherche financée par le MPO sur la prévision du recrutement des pêches.

¹ Lawton, P. 1992. Identification of Lobster Areas in the Vicinity of Proposed, Current, and Possible Future Aquaculture Sites in Southwestern New Brunswick. Rapport intermédiaire au ministère des Pêches et de l'Aquaculture du Nouveau-Brunswick. Rapport inédit, 76 p.

² Lawton, P. 1993. Salmon Aquaculture and the Traditional Invertebrate Fisheries of the Fundy Isles Region: Habitat Mapping and Impact Definition. Rapport au ministère des Pêches et de l'Aquaculture du Nouveau-Brunswick. Rapport inédit, 84 p.

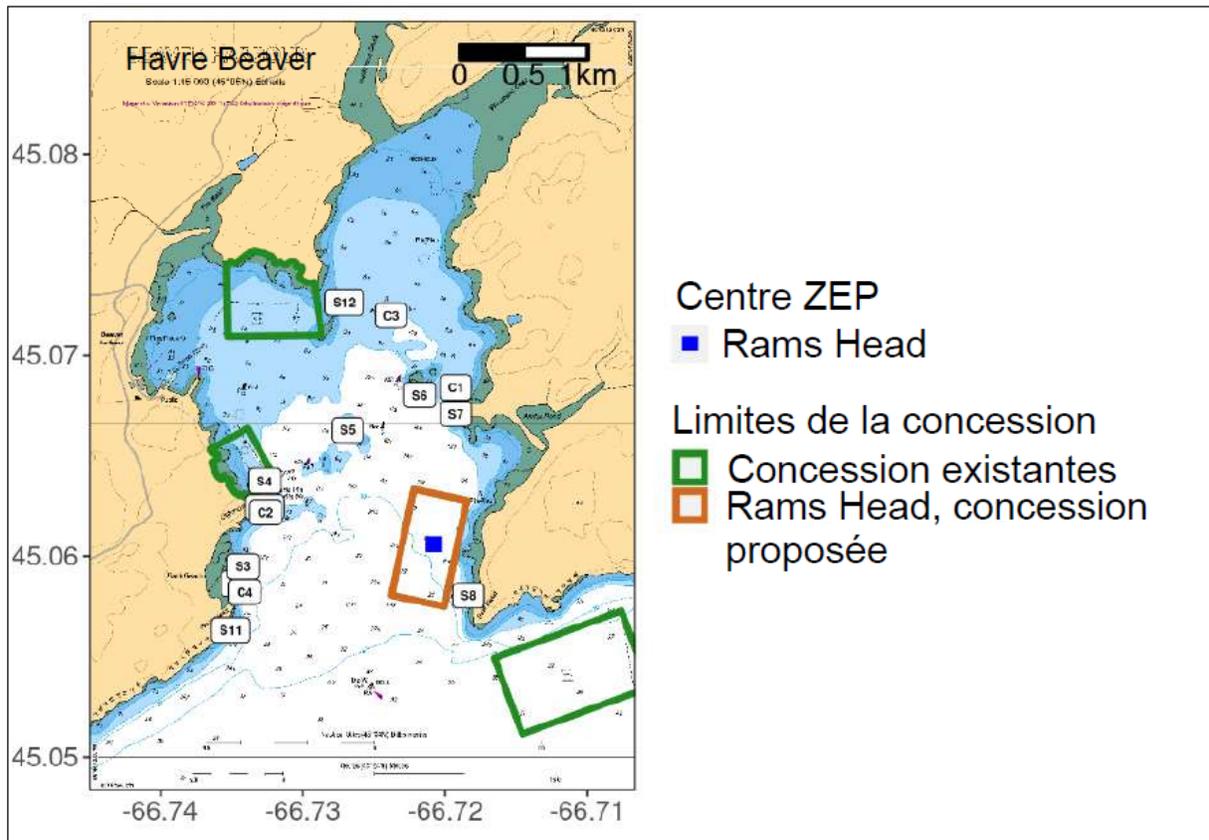


Figure 3. Emplacements de l'échantillonnage annuel par aspiration du MPO (Sxx) et du déploiement de collecteurs d'individus au stade post-larvaire de l'Université du Nouveau-Brunswick (Cs) entre le cap West et le cap East, dans le havre Beaver, superposés sur la carte n° 4115 du Service hydrographique du Canada (la profondeur est indiquée en mètres). Les emplacements ne font pas tous l'objet d'un relevé chaque année.

Les autres activités anthropiques menées dans un rayon de cinq kilomètres du site proposé sont une combinaison d'activités terrestres et marines, et ont le potentiel d'influencer l'écosystème marin du havre Beaver et des environs. Il s'agit notamment de la charge en nutriments et de la pollution d'origine humaine, de la pêche, du trafic maritime (commercial et de plaisance) et de l'ajout de structures d'artificialisation des rives (digues, jetées, brise-lames, etc.).

Les principales caractéristiques de l'océan, des infrastructures d'élevage et de grossissement au nouveau site qui sont examinées dans les analyses suivantes sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1. Principales caractéristiques de l'océan, des infrastructures d'élevage et de grossissement au site proposé. Les sources d'information sont le plan de développement et les rapports de données de référence du promoteur. Remarque : S.O. = sans objet (c'est-à-dire qu'il n'y a pas de renseignement supplémentaire pertinent).

Caractéristique	Rams Head, MF-0509	Renseignements supplémentaires
Amplitude maximale de la marée (m)	7,5	<ul style="list-style-type: none"> L'amplitude n'inclut pas les hausses soudaines du niveau de la mer. Grande marée dans le havre Letang (N.-B.) – élévation au-dessus du zéro des cartes (carte n° 4115 du Service hydrographique du Canada).
Profondeur de la concession (m)	10,0 à 23,0	<ul style="list-style-type: none"> Par rapport au zéro hydrographique des cartes (marée normale la plus basse). Environ 20 m au centre des parcs.
Vitesse du courant (cm/s)		
<ul style="list-style-type: none"> Surface 	0,1 à 26,6	<ul style="list-style-type: none"> Courants de surface mesurés à 17 m du fond.
<ul style="list-style-type: none"> Zone pélagique 	0,2 à 24,6	<ul style="list-style-type: none"> Courants dans la zone pélagique mesurés à 11 m du fond.
<ul style="list-style-type: none"> Fond 	0,1 à 22,9	<ul style="list-style-type: none"> Courants de fond mesurés à 4 m du fond.
Salinité (en USP)	30 à 33	<ul style="list-style-type: none"> Salinité moyenne en fonction de la profondeur mesurée à la station Prince 5.
Température (°C)	0,7 à 15,9	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée d'août 2007 à mars 2008 et de juillet 2012 à septembre 2013 à deux sites aquacoles proches (dans un rayon de un kilomètre).
Oxygène dissous (mg/L)	3,5 à 13,0	<ul style="list-style-type: none"> Généralement supérieur à 6 mg/L. Mesuré de juillet 2012 à septembre 2013 sur le site aquacole voisin (situé à moins de 0,5 km). Généralement le plus élevé en avril et mai et le plus bas en septembre et octobre.
Type de substrat	Vase, limon, sable, gravier, galets, blocs	S.O.

Caractéristique	Rams Head, MF-0509	Renseignements supplémentaires
	rocheux, débris de coquillages	
Configuration des parcs en filet	2 x 8	<ul style="list-style-type: none"> Il est prévu d'empoissonner seulement 15 des 16 parcs en filet potentiels.
Circonférence de chacun des parcs en filet (m)	100	S.O.
Profondeur des parcs en filet (m)	8	<ul style="list-style-type: none"> Filets anti-prédateurs à 9 m.
Période de grossissement (mois)	18 à 24 mois	S.O.
Nombre maximal de poissons sur le site	400 000	S.O.
Empoisonnement initial (poissons/parc)	26 666	S.O.
Poids moyen à la récolte (kg)	4,5	S.O.
Biomasse maximale (kg)	1 620 000	<ul style="list-style-type: none"> On suppose une mortalité globale de 10 %.
Densité d'empoisonnement maximale (kg/m³)	17,0	S.O.

Sources des données

L'information à l'appui de la présente analyse comprend les données et les renseignements fournis par le promoteur, les banques de données du MPO, la documentation scientifique accessible au public et les renseignements de la base de données de la LEP. De plus, les fichiers d'information à l'appui soumis au MPO et utilisés lors de l'examen sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2. Tableau récapitulatif des fichiers d'information soumis à Pêches et Océans Canada et utilisés dans le processus de réponse des Sciences.

Description	Nom de fichier
Trousse du plan de développement proposé	1) MF-0509 New Site App. section 1 of 3.pdf 2) MF-0509 Signed Site Development Plans.pdf
Plan de production proposé	1) Rams Head DAAF PBS application July_19 (signed).pdf 2) Rams Head DAAF PBS Diagram June_19.pdf
Données du relevé de référence	1) Rams Head Baseline Report June 7_19.pdf
Données du courantomètre recueillies par le promoteur	1) Beaver Harbour Raw Direction & Speed Data.xlsx 2) MF-0509 Current Profile Report, April 3, 2019.pdf

Les enregistrements des espèces présentes dans les zones d'exposition prévues du site proposé ont été consultés dans les bases de données suivantes du MPO; les enregistrements figurent à l'annexe A.

- Relevés par navire de recherche dans les Maritimes
- Base de données sur les relevés de l'industrie
- Système d'information sur les pêches des Maritimes
- Ocean Biodiversity Information System
- Base de données sur les observations de baleines
- Base de données sur les observations du North Atlantic Right Whale Consortium
- Cartes satellitaires de la végétation intertidale et de la présence de fucus

Description du site

La température et la salinité de l'eau sur le site proposé (MF-0509) devraient varier au moins à l'échelle des marées et des saisons, et se situer approximativement dans les limites observées indiquées précédemment (tableau 1). Ces limites changeront probablement avec le temps en raison des changements climatiques à grande échelle.

La profondeur par rapport au zéro des cartes varie d'environ 10 m du côté est à 23 m à l'angle sud-ouest de la concession proposée (figure 2). Les profondeurs adjacentes à la limite sud de

la concession peuvent dépasser 25 m et les profondeurs à l'est immédiat du site de la concession diminuent vers la zone intertidale proche, qui se trouve à une centaine de mètres de la limite de la concession. La bathymétrie intertidale est disponible dans le référentiel de données lidar du gouvernement du Nouveau-Brunswick (GeoNB), mais n'a pas été examinée pour cette évaluation.

L'information sur les vagues fournie dans le rapport du promoteur provient de Jonesport, dans le Maine, et n'est pas considérée comme représentative du site MF-0509 puisque la bouée est située en eaux libres à une profondeur de 182 m. Des données ont donc été tirées du modèle de simulation rétrospective des vents et des vagues MSC50 (Swail *et al.* 2006) afin de fournir un résumé sur les vagues pour cet examen. Des données ont été obtenues pour le point de la grille 45 °N, 66,7 °O, à environ 10 km au large du site proposé pour la concession, qui est le point de la grille le plus proche (données de simulation rétrospective MSC50 reçues le 12 juillet 2021). Des analyses plus détaillées des données sur les vagues sont reproduites à l'annexe B. Selon les données, les vagues les plus fréquentes se déplacent du sud-sud-est avec des amplitudes inférieures à un mètre. Il y a une variation saisonnière dans le champ de vagues, les plus grandes vagues se produisant typiquement dans les mois d'hiver, avec des amplitudes supérieures à quatre mètres possibles. Comme les vagues prévues se trouvent à une profondeur d'environ 60 m, on prévoit que leur amplitude augmentera à mesure qu'elles se rapprocheront du site proposé, en raison de la diminution de la profondeur. En outre, du fait de l'emplacement du site proposé et de la direction prévue des vagues, il est peu probable que les vagues soient amorties, car la baie offre peu d'abris.

Le promoteur a recueilli les données d'un courantomètre du 9 octobre au 19 novembre 2018 près de la limite ouest proposée de la concession dans environ 22 m d'eau (figure 2). Les observations des données du courantomètre montrent qu'il n'y a pas de variation verticale importante (tableau 1). Sur la période de 41 jours pendant laquelle les vitesses de courant ont été mesurées, les plus fréquemment observées se situaient entre 4,0 et 6,0 cm/s, avec plus de 80 % des mesures inférieures à 10 cm/s. Dans toute la colonne d'eau, la majorité du débit s'écoulait vers le nord, l'est et le sud; on a observé peu d'écoulement en direction de l'ouest. Les vitesses de courant varient en raison de la complexité du littoral, de la bathymétrie et des influences saisonnières qui ne sont pas reflétées dans les données de courantomètre, qui proviennent d'un seul emplacement et d'une période limitée. D'après les résultats préliminaires du modèle hydrodynamique, les vitesses maximales de courant peuvent varier d'un facteur de 2 selon la saison et d'un facteur de 4 dans l'espace sur des échelles de longueur de quelques centaines de mètres.

Compte tenu des profils de profondeur des données sur la vitesse de courant, de la température et de la salinité au site, la stratification devrait être faible. C'est pourquoi les estimations des zones d'exposition au site proposé n'ont pas besoin de tenir compte des influences de la stratification pour choisir la vitesse du courant.

Zones d'exposition prévues en milieu benthique et interactions

Une zone d'exposition prévue (ZEP) en milieu benthique est une estimation de premier ordre de la superficie et de l'emplacement des zones qui peuvent être exposées au dépôt de granulés non consommés et de matières fécales rejetées d'un site, car ces dépôts peuvent entraîner des charges organiques. En outre, on suppose que la ZEP associée au rejet de médicaments administrés par voie alimentaire est également indiquée par la superficie du dépôt potentiel de granulés médicamenteux non consommés et de matières fécales. Les charges organiques et le dépôt de médicaments administrés par voie alimentaire peuvent avoir des effets directs sur

l'habitat et les espèces endofauniques de la communauté benthique et du fond marin. Ces ZEP sont des surestimations prudentes utilisées comme outil pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les zones de chevauchement potentiel avec des espèces et des habitats sensibles à ces expositions.

Zones d'exposition prévues en milieu benthique

Les facteurs dominants qui influenceront sur les estimations de la zone d'exposition en milieu benthique sont la configuration de l'exploitation, les pratiques d'alimentation et les conditions océanographiques, comme la bathymétrie et les courants. L'utilisation de pesticides administrés sous forme de bain, en particulier dans les sites peu profonds ou à proximité de tels sites, comme le site proposé, peut également se traduire par une exposition du milieu benthique. Toutefois, elle est examinée dans la section du présent document qui porte sur les ZEP en milieu pélagique et les interactions.

Des estimations de premier ordre de l'étendue spatiale des ZEP en milieu benthique liées aux matières organiques et aux médicaments administrés par voie alimentaire provenant du site proposé (MF-0509; Rams Head) ont été calculées. Les vitesses de descente de différentes matières particulaires rejetées par les poissons d'élevage (granulés non consommés et matières fécales) varient, bien que leur répartition entre ces particules rejetées soit mal caractérisée. Nous avons donc utilisé la vitesse de descente minimale pour chaque catégorie de particules (tableau 3), ainsi que la profondeur maximale dans un rayon de 500 m du site proposé et la vitesse maximale du courant en milieu pélagique figurant dans le dossier du promoteur. Les poissons et, par conséquent, les rejets de granulés non consommés et de matières fécales, se trouvent dans les huit premiers mètres de la couche de surface. Étant donné que ces particules coulent des parcs en filet jusque sur le fond marin, une vitesse de courant en milieu pélagique a été choisie comme étant représentative.

Tableau 3. Estimations de premier ordre des distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui se déposent au fond, comme les granulés non consommés, les matières fécales, les médicaments administrés par voie alimentaire et les pesticides rejetés par l'exploitation piscicole (taux de sédimentation tirés de Findlay et Watling 1994, Chen et al. 1999, Cromey et al. 2002, Chen et al. 2003, Sutherland et al. 2006, Law et al. 2014, Bannister et al. 2016, Law et al. 2016, Skoien et al. 2016).

Type de particule	MF-0509, Rams Head (profondeur maximale dans un rayon de 500 m = 42,5 m)			
	Vitesse de descente minimale (cm/s)	Vitesse de courant maximale observée (cm/s)	Distance parcourue horizontalement (m)	Rayon de la ZEP (m)
Granulés	5,3	24,6	197	375
Matières fécales	0,3	24,6	3 485	3 663
Fines et floccs	0,1	24,6	10 455	10 633

Une ZEP est une zone circulaire centrée sur le milieu du réseau de parcs proposé et représente la limite extérieure de l'exposition potentielle. Nous avons ajouté la distance maximale entre le centre et le bord du réseau de parcs proposé à la distance maximale possible parcourue horizontalement par une particule (granulés, matières fécales ou fines) pour obtenir le rayon de

la ZEP. Bien que représentée par un cercle, l'empreinte en milieu benthique est plus probablement une ellipse incurvée dont la forme dépend du courant local.

La ZEP en milieu benthique ne fournit pas d'estimation de l'intensité de la charge organique dans le site, et les zones n'impliquent pas que le même risque d'exposition est présent partout dans la zone. L'intensité de l'exposition devrait être plus grande près des parcs en filet augmente, à l'exception des zones de chevauchement prévu où des expositions cumulatives sont possibles. On prévoit la plus forte intensité des effets dans la zone d'exposition liée aux granulés non consommés, représentée de manière prudente par un cercle centré sur le réseau de parcs, comme on le voit sur la figure 4.

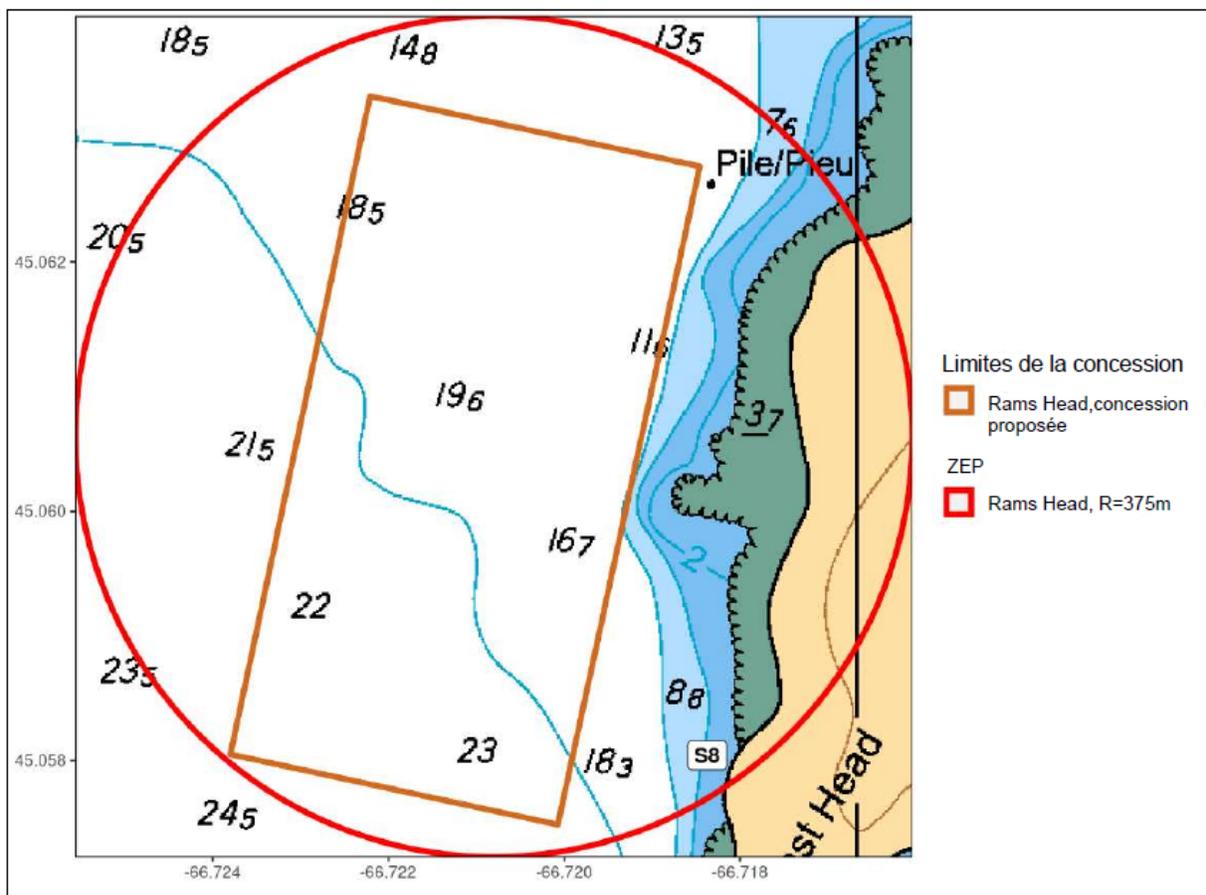


Figure 4. Zone d'exposition prévue (ZEP) en milieu benthique pour le site proposé (MF-0509; Rams Head), selon la vitesse de descente minimale des granulés non consommés, illustrée en rouge et superposée à la carte marine n° 4115 du Service hydrographique du Canada (la profondeur est indiquée en mètres). Les emplacements des sites d'échantillonnage du homard aux premiers stades suivant l'établissement sur le fond sont indiqués. Les emplacements des sites d'échantillonnage par aspiration de Pêches et Océans Canada et des collecteurs d'individus au stade post-larvaire déployés par l'Université du Nouveau-Brunswick sont indiqués (Sxx et Cx, respectivement).

Il ne devrait pas y avoir de chevauchement entre la ZEP liée aux granulés non consommés et les zones de dépôt benthique des concessions existantes voisines où la charge organique provoquerait un étouffement et des changements de l'état oxygène.

spatiale de la ZEP liée aux matières fécales donne une meilleure indication de la superficie totale qui pourrait être exposée aux médicaments administrés par voie alimentaire (figure 5).

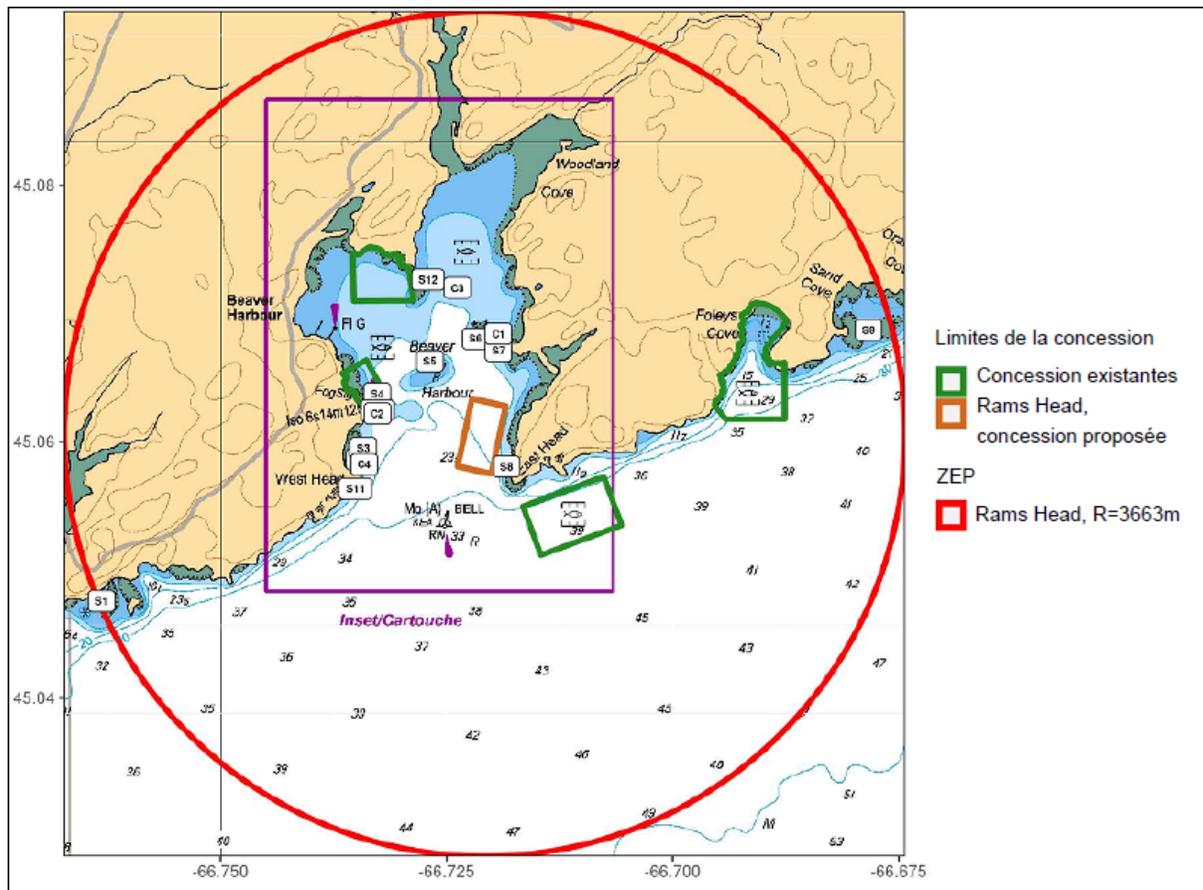


Figure 5. Zone d'exposition prévue (ZEP) en milieu benthique pour le site proposé (MF-0509; Rams Head), selon la vitesse de descente minimale des matières fécales, illustrée en rouge et superposée à la carte marine n° 4115 du Service hydrographique du Canada (la profondeur est indiquée en mètres). Les emplacements des sites d'échantillonnage du homard aux premiers stades suivant l'établissement sur le fond sont indiqués. Les emplacements des sites d'échantillonnage par aspiration de Pêches et Océans Canada et des collecteurs d'individus au stade post-larvaire déployés par l'Université du Nouveau-Brunswick sont indiqués (Sxx et Cx, respectivement).

Il est important de noter que, bien que cela n'ait pas été fait aux fins du présent examen, l'hypothèse d'une ZEP en milieu benthique liée aux matières fécales similaire pour les concessions existantes voisines du site proposé (MF-0509; Rams Head) permet de prévoir des chevauchements des zones de dépôt des matières fécales, si l'empoissonnement est simultané.

Compte tenu des amplitudes et des périodes des vagues, combinées aux profondeurs à proximité du site proposé, les vagues pourraient, à certains moments, toucher le fond et induire une redistribution des dépôts sur le fond. La remise en suspension des sédiments de fond induite par les courants et les vagues n'est pas explicitement prise en compte pour ces estimations de premier ordre de l'exposition. Cependant, il est peu probable que les particules de déchets s'étendent au-delà des ZEP en milieu benthique estimée pour la présence de fines

et de flocs. On ignore les effets potentiels globaux de la redistribution et du dépôt de flocculants, mais ils ne devraient pas se produire à des niveaux où l'on prévoit des changements importants.

La zone benthique totale touchée dans le havre Beaver devrait augmenter du fait de l'ajout de la superficie de la concession et de la production au site proposé (MF-0509; Rams Head).

Les sites existants dans le havre Beaver n'ont pas été en production depuis l'entrée en vigueur, en 2015, de l'obligation de déclarer l'utilisation de médicaments administrés par voie alimentaire, en vertu du *Règlement sur les activités d'aquaculture*, à l'exception du site MF-0012, qui a été exploité temporairement en 2017.

Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces sont considérées comme sensibles dans la ZEP en milieu benthique si elles sont sessiles à un de leurs stades biologiques et sensibles à de faibles niveaux d'oxygène, à l'étouffement ou à l'exposition à des médicaments administrés par voie alimentaire, le cas échéant. Il peut s'agir d'espèces telles que les crustacés et les bivalves à certains stades biologiques. Nous nous sommes attachés à déterminer si des données du relevé de référence, de la documentation scientifique ou des banques de données du Ministère indiquent la présence de certaines espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, ou un habitat essentiel d'une espèce inscrite sur la liste de la LEP. Lorsque des données limitées sont disponibles, la présence d'un type de substrat benthique convenant à la croissance de ces espèces a été prise en compte.

Bien que les actifs de l'industrie et du MPO aient une capacité limitée d'observer toutes les espèces benthiques vulnérables dans les eaux côtières, les données disponibles indiquent que des homards, des crabes, des crevettes, des pétoncles, des myes, des modioles, des oursins, des éponges et des anémones sont présents dans la ZEP en milieu benthique et peuvent être sensibles au dépôt de matières organiques ou de médicaments administrés par voie alimentaire.

Comme nous l'avons décrit dans la section Renseignements de base de ce document, de nombreux relevés du homard ont été effectués dans le havre Beaver dans les 30 dernières années. Les premiers relevés régionaux en plongée réalisés au début des années 1990 ont révélé que le havre Beaver abritait certaines des plus fortes densités de homard de la région (Lawton 1992¹, 1993²). Sur le plan de l'abondance relative, les plongées de collecte dans le havre Beaver ont dépassé 30 homards par effort de recherche de 60 minutes et les densités des différentes unités de relevé ont atteint jusqu'à 30 homards par 100 m² dans les relevés par transect. La taille des homards échantillonnés allait de moins de 20 mm à plus de 140 mm de longueur de carapace, la plus grande fréquence se situant dans la fourchette des juvéniles de 20 à 59 mm de longueur de carapace.

L'expérience tirée d'autres relevés régionaux de l'habitat côtier du homard, où des relevés répétés ont été effectués, comme dans la baie Maces voisine, révèle des profils constants sur plusieurs décennies dans l'utilisation de l'habitat côtier par le homard (P. Lawton, MPO, comm. pers.). Dans le cas du havre Beaver, l'échantillonnage par aspiration et les relevés par plateaux collecteurs confirment un signal d'établissements de plus de 30 ans avec des niveaux locaux élevés de homard (figure 6).

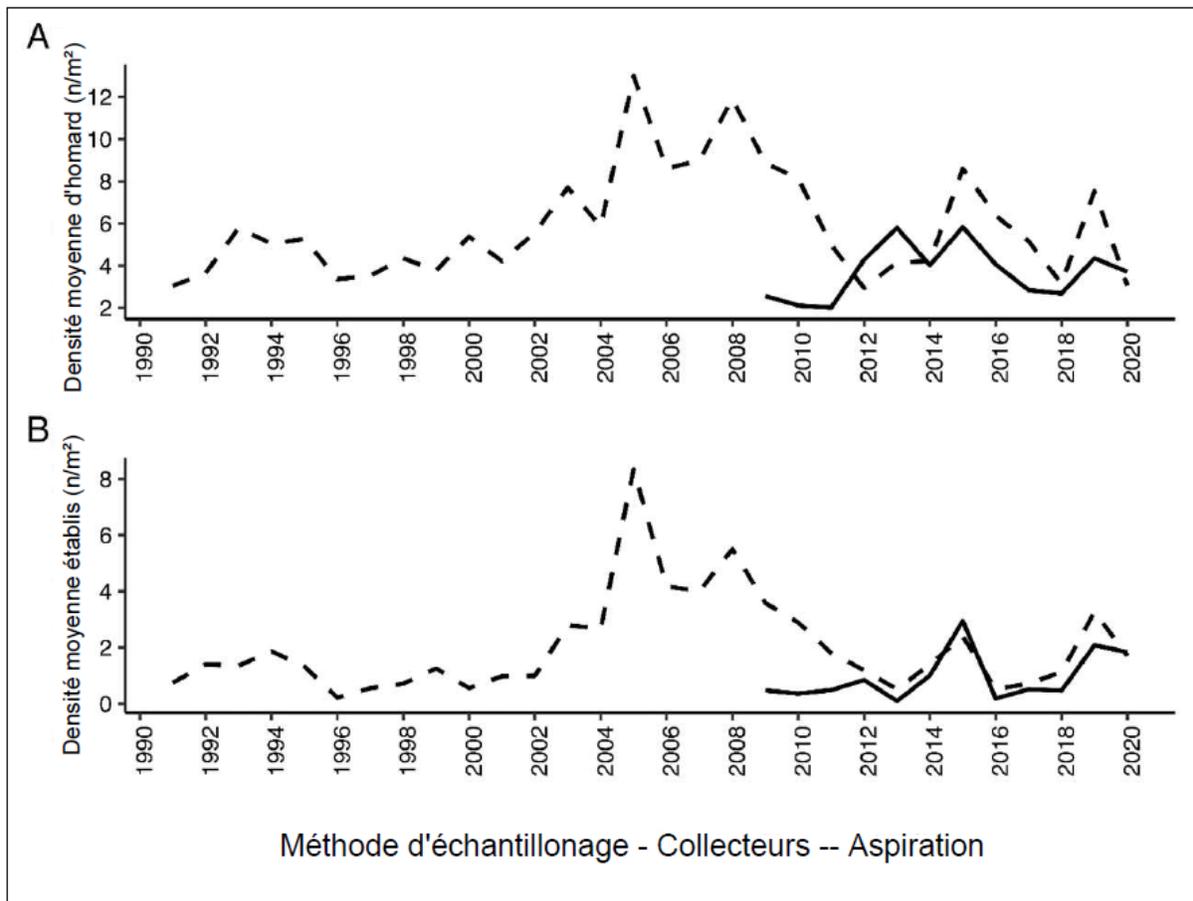


Figure 6. (A) Densités de homards dans le havre Beaver d'après les relevés annuels d'échantillonnage par aspiration de Pêches et Océans Canada (MPO; 1991 à 2020; longueur de carapace de 4 à 90 mm; le nombre de quadrats de 0,25 m² échantillonnés annuellement varie de 24 à 69) et les relevés par collecteurs d'individus au stade post-larvaire de l'Université du Nouveau-Brunswick (UNB; 2009 à 2020; fourchette totale de la longueur de carapace de 4 mm à 54 mm; le nombre de collecteurs de 0,56 m² échantillonnés annuellement varie de 12 à 28). (B) Densités de homards établis dans le havre Beaver d'après l'échantillonnage par aspiration du MPO et les relevés par collecteurs d'individus au stade post-larvaire de l'UNB (fourchette de la longueur de carapace de 4 à 54 mm pour chaque série chronologique; taille des échantillons identique à celle de A).

Tous les lieux d'échantillonnage des relevés dans le havre Beaver, ainsi que deux autres de la côte extérieure (S1, S9), se trouvent dans la ZEP en milieu benthique liée aux matières fécales (figure 5) et un site de relevé (S8) sur l'habitat rocheux frangeant directement adjacent au site proposé se trouve dans la ZEP en milieu benthique liée aux granulés non consommés (figure 4). De plus, même si des relevés détaillés n'ont pas été effectués directement dans la zone de la concession proposée, on peut s'attendre à ce que les homards juvéniles qui s'établiront d'abord dans l'habitat rocheux adjacent finissent par migrer vers les habitats plus profonds de la zone de la concession, et aussi à ce que les homards juvéniles (et adultes) d'autres régions migrent probablement dans cette zone de façon saisonnière (P. Lawton, MPO, comm. pers.). Il existe donc des preuves directes que le recrutement hautement productif et

l'habitat du homard juvénile dans le havre Beaver risquent d'être exposés aux dépôts de granulés non consommés et de matières fécales provenant des activités piscicoles proposées.

Bien que le recrutement du homard et l'utilisation de l'habitat par celui-ci ne soient pas particulièrement uniques dans le havre Beaver pour cette région, des observations anecdotiques lors des relevés en plongée à des centaines d'endroits dans la baie de Fundy le long de la côte du Nouveau-Brunswick donnent à penser que la disponibilité de ce type privilégié d'habitat de recrutement sur fond dur est restreinte (P. Lawton, MPO, comm. pers.). On ignore l'ampleur de l'impact que les modifications de l'habitat benthique dues à l'augmentation des dépôts de matières organiques auront sur les conditions de l'habitat et l'abondance des homards juvéniles.

L'exposition à des médicaments antiparasitaires administrés par voie alimentaire, comme le benzoate d'émamectine et l'ivermectine, par le dépôt de granulés médicamenteux non consommés ou de matières fécales, aura des répercussions sur le homard dans le havre Beaver, si ces médicaments sont utilisés (Daoud *et al.* 2018, MPO 2021c). Les médicaments administrés par voie alimentaire ne sont pas utilisés de façon continue, mais ils persistent dans les sédiments après la fin d'une période de traitement, et peuvent entraîner des expositions prolongées pour les espèces benthiques et un effet cumulatif potentiel si plusieurs produits chimiques sont utilisés (MPO 2021c, Strachan *et al.* 2021). Bien que le mécanisme exact d'exposition soit inconnu (consommation directe, contact avec l'exosquelette, exposition à de faibles concentrations dans l'eau, etc.), des études en laboratoire ont montré que le benzoate d'émamectine et l'ivermectine ont des effets toxiques sur les homards juvéniles, comme une mue prématurée, une réduction des taux de croissance et la mortalité (BurrIDGE *et al.* 2000, Waddy *et al.* 2002, BurrIDGE *et al.* 2008, Daoud *et al.* 2018, Mill *et al.* 2021).

L'exposition à des médicaments administrés par voie alimentaire aura également des effets sur d'autres crustacés marins non ciblés dans le havre Beaver. Dans le cadre d'un programme global visant à évaluer l'utilité des collecteurs d'individus au stade post-larvaire déployés en surface à 72 sites, du Rhode Island à Terre-Neuve, Hunt et ses collaborateurs (2017) ont examiné l'occurrence des crustacés décapodes et des poissons s'établissant dans les plateaux collecteurs ou migrant par ceux-ci pendant les périodes de déploiement estival de plusieurs mois. Les prises ont été examinées à 12 sites de collecteurs peu profonds (5 à 18 m de profondeur) dans la partie inférieure de la baie de Fundy, y compris à trois sites dans le havre Beaver échantillonnés en 2008 et 2009. Neuf taxons de crustacés décapodes ont été identifiés, dont le bernard l'hermite, le crabe commun, le crabe nordique, le crabe vert et l'araignée de mer de l'Atlantique Nord. Les relevés d'échantillonnage par aspiration du MPO documentent également des espèces de crabes décapodes similaires dans les échantillons. Les crevettes étaient la faune la plus abondante identifiée lors du relevé de référence du promoteur. Les individus n'ont pas été identifiés au niveau de l'espèce; cependant, les relevés en plongée sur l'établissement du homard réalisés par le MPO ont fréquemment observé des crevettes ésope (*Pandalus montagui*) et des crevettes de sable (*Crangon septemspinosa*). En outre, nous avons trouvé dans la base de données des enregistrements de crevettes nordiques (*Pandalus borealis*) observées dans la ZEP en milieu pélagique (annexe A). En général, il n'y a pas beaucoup de données sur la toxicité liée à l'exposition en milieu benthique des crabes et des crevettes au benzoate d'émamectine et à l'ivermectine (Hamoutene *et al.* 2022), mais des études récentes indiquent des effets délétères du benzoate d'émamectine sur la crevette tachée (*Pandalus platyceros*; Mill *et al.* 2021).

Des bivalves tels que des pétoncles, des palourdes et des modioles (*Modiolus modiolus*) ont également été observés dans la ZEP en milieu benthique. Les modioles jouent un rôle

d'ingénieur de l'écosystème dans la formation d'un habitat biogène qui convient à un large éventail de taxons, notamment des échinodermes, des vers marins, des bivalves, des gastéropodes, des chitons, des holothuries et des ascidies. Ailleurs dans la baie de Fundy, on trouve des modioles dans des formations d'habitats biogènes discrets appelées biohermes (Wilson *et al.* 2021). La protection de ces habitats biogènes est une priorité de conservation dans le cadre de la planification du réseau régional d'aires de conservation marine (MPO 2018). Des concentrations de modioles ont récemment été localisées dans d'autres parties de la région des îles de Fundy (Mireault *et al.*³ manuscrit inédit). Bien qu'elles ne soient pas présentes en des densités locales suffisantes pour être classées comme formant des gisements, les modioles présentes dans l'habitat rocheux infratidal frangeant du havre Beaver, comme ailleurs le long du littoral du Nouveau-Brunswick, contribuent à la désignation de la ZIEB. Les bivalves présents dans la ZEP en milieu benthique sont sensibles à une sédimentation accrue et au risque d'étouffement. Il a également été démontré, ailleurs, que les bivalves à proximité de parcs en filet présentent des quantités mesurables de médicaments administrés par voie alimentaire, comme le benzoate d'émamectine. Cependant, les données disponibles sur les dangers, principalement fondées sur des expositions aiguës, n'indiquent pas un niveau de risque élevé (Burrige *et al.* 2011, Strachan *et al.* 2021).

Les oursins, les éponges et les anémones sont d'autres espèces de nature sessile qui ont été recensées dans la ZEP en milieu benthique et qui sont sensibles à l'étouffement. Les oursins sont souvent présents dans les zones peu profondes, aux profondeurs où se fait l'échantillonnage par aspiration (5 à 15 m). Si les oursins sont sensibles à l'étouffement dans la ZEP en milieu benthique, ils peuvent également prospérer autour des sites piscicoles, car ils ont accès à une partie des granulés non consommés et peuvent absorber des pigments dans leurs gonades. De même, les éponges et les anémones peuvent également prospérer autour des sites piscicoles puisqu'elles captent la nourriture dans la colonne d'eau. Les éponges, en particulier, peuvent effectivement contribuer à éliminer les déchets de la colonne d'eau et leur utilisation a été préconisée dans les exploitations d'aquaculture multitrophique intégrée (Gökalp *et al.* 2021). Cependant, elles sont également considérées comme « sensibles et vulnérables aux activités anthropiques, y compris aux impacts directs (par exemple, enlèvement ou dommages) et indirects (par exemple, étouffement par sédimentation) de la pêche » (MPO 2010a). Les éponges identifiées par le promoteur au cours du relevé de référence sont les éponges panaires, les éponges figuier et des éponges non identifiées. Certaines éponges peuvent également être considérées comme des écosystèmes marins vulnérables lorsqu'elles sont présentes en certaines densités (Murillo *et al.* 2011). La concentration d'importance à partir de laquelle les éponges sont considérées comme formant un habitat est propre à chaque zone et à chaque taxon, et est inconnue pour cette zone. On sait cependant que les éponges panaires, en particulier, ne sont pas uniques à la zone. Les anémones identifiées comprennent une *Hormathia* sp., le cérianthe boréal et des anémones non identifiées. L'*Hormathia* sp. était la plus abondante des anémones identifiées dans la vidéo sous-marine de l'habitat benthique. Bien qu'il y ait peu d'information précise sur l'abondance et la répartition de l'*Hormathia* sp. dans la baie de Fundy, on sait qu'elle est assez courante sur le plateau et le talus néo-écossais et qu'elles ne sont pas particulièrement uniques dans le havre Beaver. Les cérianthes, en revanche, sont moins courants et également considérés comme des écosystèmes marins vulnérables lorsqu'ils sont présents en certaines densités formant un habitat (Murillo *et al.* 2011,

³ Mireault, C.A., P. Lawton, et R. Devillers. High-resolution spatial distribution modelling of two benthic biogenic species in coastal waters of the Bay of Fundy, Canada. Manuscrit inédit.

Kenchington 2014). Les cérïanthes peuvent être importants même en faibles densités (1 à 3 individus/m²), car ils sont plus grands et ne formeraient pas d'agrégations serrées afin de pouvoir étendre leurs tentacules. Un seul cérïanthe a été identifié lors du relevé de référence du promoteur dans l'ensemble de la concession proposée; on ne sait pas s'il en existe d'autres dans la ZEP en milieu benthique plus vaste.

Zones d'exposition prévues en milieu pélagique et interactions

Une ZEP en milieu pélagique est une estimation de premier ordre de la superficie et de l'emplacement des zones pélagiques qui pourraient être exposées à des concentrations potentiellement toxiques de pesticides homologués, s'ils sont utilisés. De plus, des zones benthiques peu profondes pourraient être exposées. Le rejet de produits antiparasitaires d'un site peut avoir des répercussions directes sur les espèces vulnérables dans la colonne d'eau et sur le fond marin. Ces ZEP sont des surestimations prudentes utilisées comme outil pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les zones de chevauchement potentiel avec des espèces et des habitats sensibles à ces expositions.

Zone d'exposition prévue en milieu pélagique liée aux pesticides

Les deux pesticides disponibles pour les traitements sous forme de bain (par exemple, dans un parc bâché ou dans un bateau-vivier) sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. On détermine la taille de la ZEP en milieu pélagique en supposant que les traitements ont lieu dans des parcs bâchés, que tous les parcs en filet satisfassent ou non aux conditions de traitement de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) pour l'application, étant donné la zone d'exposition plus importante qui devrait en découler par rapport aux traitements dans un bateau-vivier.

La taille de la ZEP dépend du taux de décomposition ou de dilution du pesticide, de la concentration du traitement ciblé, du seuil de concentration choisi et du choix de la profondeur du courant à l'horizontale. L'ARLA a déterminé que ni les deux pesticides homologués (peroxyde d'hydrogène et azaméthiphos), ni leurs produits de dégradation, ne devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas aux matières organiques ou aux sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes. Leur demi-vie va de quelques jours à quelques semaines, ce qui influence leur persistance dans l'environnement à des concentrations jugées toxiques (ARLA 2014, 2016a,b, 2017).

Étant donné que les traitements sous forme de bain dans un parc bâché se déroulent dans les eaux de surface, nous avons utilisé la vitesse maximale du courant près de la surface dans le calcul de la ZEP en milieu pélagique et supposons qu'elle persistera pendant toute la durée de l'échelle de dilution ou de décomposition (figure 7).

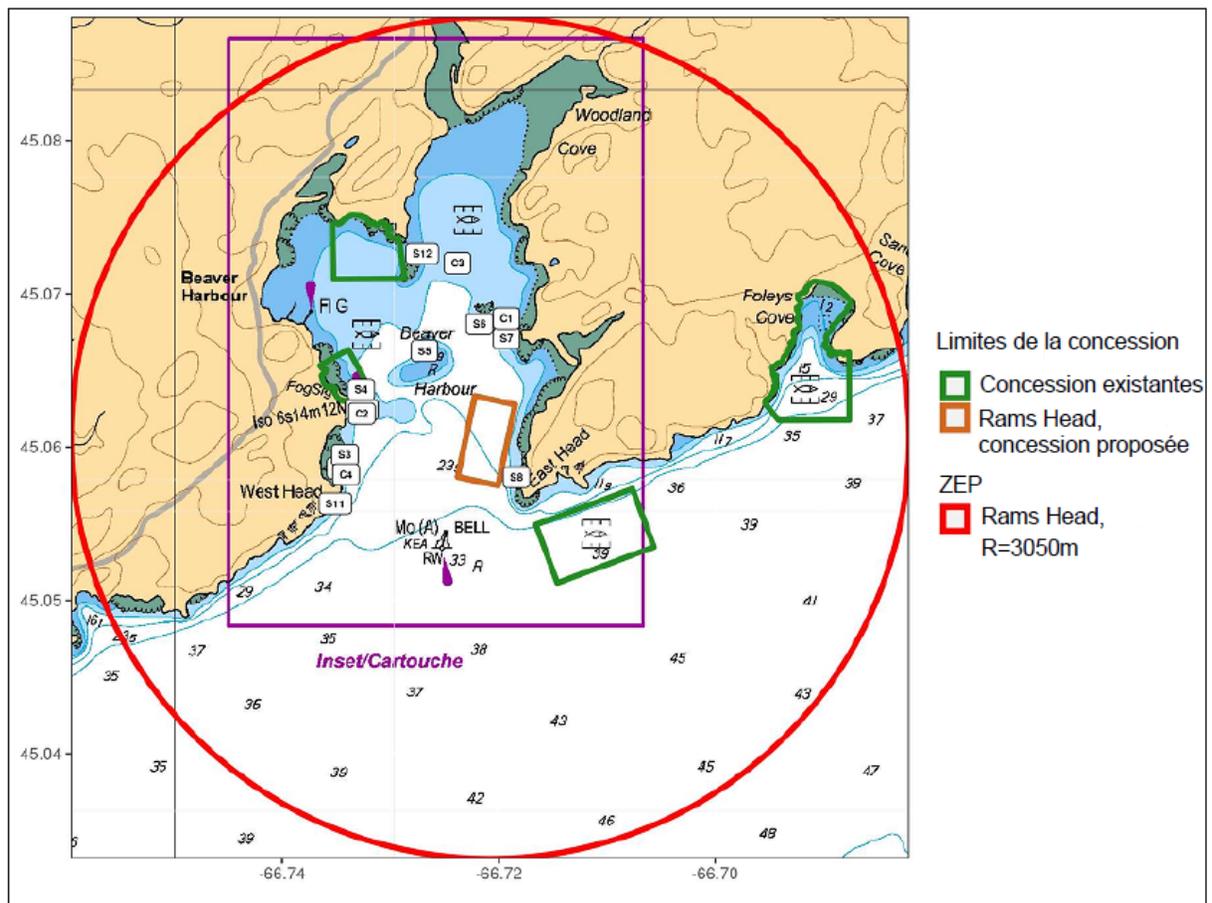


Figure 7. La zone d'exposition prévue (ZEP) en milieu pélagique pour le site proposé (MF-0509; Rams Head) est indiquée en rouge sur la carte n° 4115 du Service hydrographique du Canada (la profondeur est indiquée en mètres). Les emplacements des sites d'échantillonnage du homard aux premiers stades suivant l'établissement sur le fond sont indiqués. Les emplacements des sites d'échantillonnage par aspiration de Pêches et Océans Canada et des collecteurs d'individus au stade post-larvaire déployés par l'Université du Nouveau-Brunswick sont indiqués (Sxx et Cx, respectivement).

Pour l'azaméthiphos comme pour le peroxyde d'hydrogène, le taux de décomposition de la matière active est faible par rapport au taux de dilution. C'est pourquoi nous avons utilisé une échelle de temps de dilution pour calculer la ZEP en milieu pélagique. On l'a estimée à l'aide des données sur la toxicité de l'azaméthiphos, considéré comme le plus toxique au moment de l'homologation des deux pesticides (ARLA 2014, 2016a,b, 2017). Nous avons utilisé une échelle de temps de dilution de trois heures pour estimer le temps requis pour que la concentration maximale d'azaméthiphos cible de 100 µg/L soit diluée au seuil des effets environnementaux de l'ARLA de 1 µg/L (MPO 2013a).

L'échelle de temps de dilution, et donc la taille de la ZEP en milieu pélagique, augmente avec le rapport entre la concentration du traitement et la concentration seuil. Les valeurs des concentrations seuils pour les deux pesticides appliqués lors de traitements sous forme de bain ont récemment été discutées dans le cadre d'un processus d'examen par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) [MPO 2021c, Hamoutene *et al.* 2022], et le MPO va poursuivre leur examen. Des documents récents indiquent que le peroxyde

d'hydrogène n'est pas aussi inoffensif qu'on le supposait initialement (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Escobar-Lux *et al.* 2020, Mill *et al.* 2021) et qu'il peut rester au-dessus des concentrations seuils suggérées plus longtemps que l'azaméthiphos. Les valeurs des seuils pour l'azaméthiphos discutées dans Hamoutene *et al.* (2022) et disponibles au niveau international (SEPA 2019) sont inférieures au seuil utilisé dans le présent exercice de modélisation. Si de nouveaux seuils sont adoptés, il pourrait être nécessaire de générer de nouvelles ZEP en milieu pélagique pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène à l'avenir.

Nous avons estimé la ZEP en milieu pélagique en ajoutant la distance parcourue horizontalement à l'échelle de longueur la plus longue du réseau de parcs en filet proposé. Pendant toute la durée de l'échelle de temps de dilution, certaines concentrations dans la ZEP en milieu pélagique sont supérieures au seuil spécifié. Le risque d'exposition n'est pas le même dans toutes les parties de la ZEP en milieu pélagique. On s'attend à ce que le niveau d'exposition soit plus élevé près du réseau de parcs en filet et diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, sauf dans les zones de chevauchement prévu où des expositions cumulatives sont possibles.

Si le traitement est appliqué simultanément à plus d'un site dans le havre Beaver, on prévoit des chevauchements d'exposition associés aux rejets de pesticides en supposant des zones d'exposition similaires pour les sites voisins. L'ajout proposé d'un site et de parcs en filet dans le havre Beaver pourrait également augmenter le temps d'exposition des espèces sensibles aux pesticides dans la région.

Les expositions devraient se produire principalement dans la zone pélagique; toutefois, des parties de la ZEP en milieu pélagique où la bathymétrie est inférieure à 10 m peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques. Dans le cas de l'azaméthiphos, la restriction de l'ARLA concernant son utilisation à des sites peu profonds (aucune application dans des parcs en filet bâchés dans des eaux d'une profondeur inférieure ou égale à 10 m) peut également s'appliquer à certains parcs en filet pendant certaines phases de la marée.

Les sites existants dans le havre Beaver n'ont pas été en production depuis l'entrée en vigueur, en 2015, de l'obligation de déclarer l'utilisation de pesticides, en vertu du *Règlement sur les activités d'aquaculture*, à l'exception du site MF-0012, qui a été exploité temporairement en 2017.

Interactions avec des espèces sensibles

Les espèces ont été considérées comme étant vulnérables dans la ZEP en milieu pélagique si on sait qu'elles sont sensibles à l'exposition aux pesticides, dans le cas où un traitement serait nécessaire. Nous avons porté une attention particulière aux interactions possibles avec les crustacés en raison de leur plus grande susceptibilité relative aux pesticides utilisés en aquaculture. Bien que les actifs de l'industrie et du MPO aient une capacité limitée d'observer toutes les espèces vulnérables dans les eaux côtières, les données disponibles indiquent que le homard, des crevettes et des crabes sont présents dans la ZEP en milieu pélagique liée aux pesticides.

Lorsqu'il se trouve dans l'environnement, l'azaméthiphos est toxique pour les crustacés non ciblés, y compris tous les stades biologiques du homard (larves, juvéniles et adultes) [Burrige 2013, ARLA 2016b, 2017]. Les tests de toxicité aiguë montrent que la létalité peut survenir à des concentrations inférieures à la concentration cible du traitement pour l'azaméthiphos sur différents temps d'exposition (Parsons *et al.* 2020, MPO 2021c, Hamoutene *et al.* 2022). Une

étude récente des tests de toxicité aiguë réalisés avec le peroxyde d'hydrogène a également documenté des effets létaux retardés (24 h après l'exposition) sur tous les stades larvaires du homard à des concentrations beaucoup plus faibles que les concentrations de traitement recommandées pour le peroxyde d'hydrogène après seulement une heure d'exposition (Escobar-Lux *et al.* 2020). Bien que la dilution soit un facteur pour l'utilisation des pesticides en milieu pélagique, les matières actives telles que l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène se sont avérées plus stables dans les formulations utilisées qui contiennent des additifs et, par conséquent, peuvent conduire à des expositions prolongées pour des crustacés non ciblés (Strachan *et al.* 2021).

Cette situation est préoccupante étant donné que, même si la force d'établissement du homard change d'une année sur l'autre (figure 6), il existe maintenant une base de données de plus de 30 ans qui confirme que le havre Beaver est un habitat très important pour le homard dans la région. Des homards récemment établis (4 à 5 mm de longueur de carapace) ont été régulièrement enregistrés dans les échantillons prélevés durant les relevés du homard menés par le MPO et l'UNB à des sites qui se trouvent dans la ZEP en milieu pélagique (figure 7). La découverte de homards très récemment établis à un site d'échantillonnage laisse fortement supposer que des individus au stade larvaire pélagique se trouvaient dans la colonne d'eau sus-jacente dans les semaines ou les mois précédents, car les homards ne se déplacent pas beaucoup sur le fond marin pendant l'année qui suit leur établissement, voire plus (Lawton et Lavalli 1995). D'après les données historiques, on peut avancer que les larves de homard, y compris le quatrième stade (larves qui s'établissent sur le fond marin), sont probablement présentes dans le havre Beaver entre juillet et octobre, peut-être même jusqu'en novembre sous l'effet des changements climatiques qui modifient la période générale de l'établissement post-larvaire. Cette saisonnalité correspond directement aux mois où l'utilisation déclarée des traitements est la plus élevée dans les piscicultures du Nouveau-Brunswick de 2016 à 2018 (Chang *et al.* 2021).

En outre, le havre Beaver constitue un habitat productif pour les homards juvéniles et adultes, qui risquent également d'être exposés à des concentrations toxiques de pesticides susceptibles d'entrer en contact avec le fond marin dans les eaux peu profondes de la ZEP en milieu pélagique. Après l'établissement en octobre, les homards juvéniles resteront sur le fond marin du havre Beaver pendant un certain temps, car les homards ne se déplacent pas beaucoup pendant l'année qui suit leur établissement (Lawton et Lavalli 1995). Les premiers relevés régionaux en plongée effectués au début des années 1990 ont révélé que le havre Beaver abritait certaines des plus fortes densités de homards de la région (Lawton 1992¹, 1993²), la plus grande fréquence se situant dans la fourchette des juvéniles de 20 à 59 mm de longueur de carapace. Les distributions générales des tailles observées comprenaient celles des homards adultes allant jusqu'à plus de 140 mm de longueur de carapace. Tous les stades biologiques du homard, y compris les adultes, devraient être présents pendant les mois d'été. Il est également probable que des homards adultes se déplacent de manière saisonnière pour passer dans les eaux plus profondes du large pendant les mois les plus froids afin de rester à des températures idéales, bien que certains y demeurent aussi pendant l'hiver.

Plusieurs autres crustacés décapodes ont été identifiés dans la zone. Les crevettes étaient la faune la plus abondante identifiée lors du relevé de référence du promoteur. Les individus n'ont pas été identifiés au niveau de l'espèce; cependant, on a signalé dans la région des crevettes ésope, des crevettes de sable et des crevettes nordiques. Des études récentes sur la toxicité aiguë du peroxyde d'hydrogène et de l'azaméthiphos ont mis en évidence des effets de morbidité et de mortalité sur diverses espèces de crevettes, notamment la crevette de sable, la crevette nordique et la crevette tachetée (Bechmann *et al.* 2019, Escobar-Lux et Samuelsen

2020, Mill *et al.* 2021, Hamoutene *et al.* 2022). Des espèces de crabe telles que le bernard l'hermite, le crabe commun, le crabe nordique, le crabe vert et l'araignée de mer de l'Atlantique Nord ont été documentées lors des relevés par plateaux collecteurs dans le havre Beaver dans des sites peu profonds de la ZEP en milieu pélagique (Hunt *et al.* 2017). Tous les crabes qui se trouvent dans les zones peu profondes risquent d'être exposés aux pesticides qui entrent en contact avec le fond marin. Bien que les études de toxicité portant directement sur les crabes soient limitées (Hamoutene *et al.* 2022), les impacts prédits sont similaires à ceux prévus pour le homard et la crevette étant donné le mode d'action ciblé de ces substances.

Interactions génétiques

La concession proposée se trouve physiquement dans l'aire de répartition de l'unité désignable de saumon atlantique sauvage de l'extérieur de la baie de Fundy et dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 23. Dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce, des saumons d'élevage fugitifs ont été détectés dans des cours d'eau situés à des distances allant jusqu'à environ 900 km du site piscicole le plus proche (Jensen 2013), bien que les distances de dispersion soient généralement de 200 à 300 km (Morris *et al.* 2008). Ainsi, les cours d'eau utilisés par les unités désignables de l'intérieur de la baie de Fundy (ZPS 22 et 23) et des hautes terres du Sud (ZPS 21 et 22), dont beaucoup se trouvent à moins de 200 km du site de la concession, pourraient être touchés par des saumons d'élevage fugitifs. Les populations de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud demeurent à des niveaux extrêmement bas et sont évaluées comme étant en voie de disparition par le COSEPAC depuis 2010. L'unité désignable de l'intérieur de la baie de Fundy est inscrite comme étant en voie de disparition à l'annexe 1 de la LEP. Ces trois groupes de saumon atlantique sont considérés comme uniques sur le plan biologique et leur disparition du pays constituerait une perte irremplaçable de la biodiversité du saumon atlantique (Gibson *et al.* 2011).

Les fugitifs ont été définis comme une menace continue à l'intégrité génétique et à la persistance des populations de saumon atlantique sauvage (Forseth *et al.* 2017, Bradbury *et al.* 2020a et 2020b, Glover *et al.* 2020). Des saumons atlantiques s'échappent souvent des sites de pisciculture marine, y compris au Canada atlantique (Glover *et al.* 2017, Keyser *et al.* 2018, Diserud *et al.* 2019) et on estime que le nombre réel de fugitifs est largement supérieur au nombre déclaré (Skilbrei *et al.* 2015, Mahlum *et al.* 2020, Føre et Thorvaldsen 2021). Des saumons atlantiques fugitifs ont été retrouvés dans des cours d'eau situés jusqu'à 200 ou 300 km du site piscicole le plus proche (Morris *et al.* 2008) et ils peuvent continuer de représenter une menace pour le saumon atlantique sauvage pendant plusieurs années après leur échappée (Aronsen *et al.* 2020). Des études génétiques récentes ont mis en évidence une hybridation fréquente entre des saumons atlantiques sauvages et des saumons atlantiques d'élevage s'étant échappé de sites piscicoles dans toute l'aire de répartition naturelle de l'espèce, notamment en Écosse (Gilbey *et al.* 2021), en Norvège (Karlsson *et al.* 2016) et à Terre-Neuve (Wringe *et al.* 2018, Sylvester *et al.* 2019). Ces interactions peuvent se produire sur de vastes zones et les fugitifs peuvent représenter une partie importante de la production annuelle d'une population (Glover *et al.* 2013, Heino *et al.* 2015, Glover *et al.* 2017, Sylvester *et al.* 2018, Wringe *et al.* 2018). Dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, l'ampleur des impacts génétiques sur les populations sauvages attribuables aux saumons atlantiques d'élevage fugitifs a été corrélée à la biomasse du saumon d'élevage dans des parcs en filet et à la distance entre les parcs en filet et les cours d'eau, ainsi qu'à la taille des populations sauvages (Keyser *et al.* 2018).

Les interactions génétiques directes (reproduction) avec des saumons atlantiques fugitifs peuvent avoir des répercussions négatives sur les populations sauvages (Glover *et al.* 2012, 2017). Des études expérimentales et sur le terrain ont démontré une diminution de la survie des hybrides dans la nature (Fleming *et al.* 2000, McGinnity *et al.* 2003, Sylvester *et al.* 2019), et des modélisations récentes indiquent que des déclin des populations et la perte de diversité génétique sont probables lorsque la proportion de fugitifs dans un cours d'eau par rapport à la taille de la population sauvage dépasse 10 % annuellement (Castellani *et al.* 2015, 2018, Sylvester *et al.* 2019, Bradbury *et al.* 2020a). On a récemment appliqué plusieurs approches de modélisation fondées sur ce qui suit pour estimer l'incidence de la production piscicole et des fugitifs sur les populations de saumon atlantique sauvage.

1. Pression de propagule
2. Modèle écovgénétique du saumon fondé sur les individus
3. Dispersion spatiale des fugitifs

Pression de propagule

La pression de propagule a été adaptée de la recherche sur les espèces envahissantes où elle représente l'intensité des introductions de l'espèce par l'humain. Elle a déjà été utilisée (par exemple, Keyser *et al.* 2018) pour quantifier l'intensité de la production piscicole dans une évaluation du niveau cours d'eau par cours d'eau, où on a déterminé qu'elle était en corrélation avec le nombre de fugitifs et les niveaux d'hybridation. La pression de propagule est calculée séparément pour chaque cours d'eau et utilise les coordonnées géographiques de toutes les exploitations et embouchures de cours d'eau, la production piscicole (nombre de poissons) au niveau de l'exploitation et une fonction de la distance entre chaque exploitation et chaque cours d'eau (Keyser *et al.* 2018). Ce modèle ne pose aucune hypothèse sur le comportement ou la mortalité du saumon et représente donc une relation géographique entre toutes les exploitations et les cours d'eau. La pression de propagule a été calculée pour les niveaux d'empeisonnement actuels ainsi que pour le site proposé dans le havre Beaver mis en exploitation (Keyser *et al.* 2018; voir les méthodes à l'annexe C). Avec l'agrandissement proposé, les cours d'eau à proximité du site proposé subiront la plus forte augmentation, mais la pression de propagule ressentie augmentera dans presque tous cours d'eau de la région des Maritimes (figure 8). Cette hausse sera en moyenne d'environ 1,2 % pour les cours d'eau situés à moins de 200 km du site proposé, d'environ 1,38 % pour celles situées à moins de 100 km et d'environ 1,44 % pour celles se trouvant dans un rayon de 50 km (figure 8). Le pourcentage de variation de la pression de propagule résultant de l'établissement de l'exploitation dans le havre Beaver reflète directement l'échelle de la production piscicole existante dans la région. C'est dans la région de la baie de Passamaquoddy et du sud-ouest du Nouveau-Brunswick que se trouve la majorité de l'activité piscicole dans les provinces canadiennes des Maritimes, dont environ les deux tiers de la production de saumon atlantique en 2020. Cependant, étant donné les conclusions de Keyser et ses collaborateurs (2018) selon lesquelles la pression de propagule est corrélée à la fois au nombre de fugitifs et aux niveaux d'hybridation, toute augmentation devrait entraîner de nouveaux effets sur les populations sauvages et pourrait entraver les futurs efforts de rétablissement.

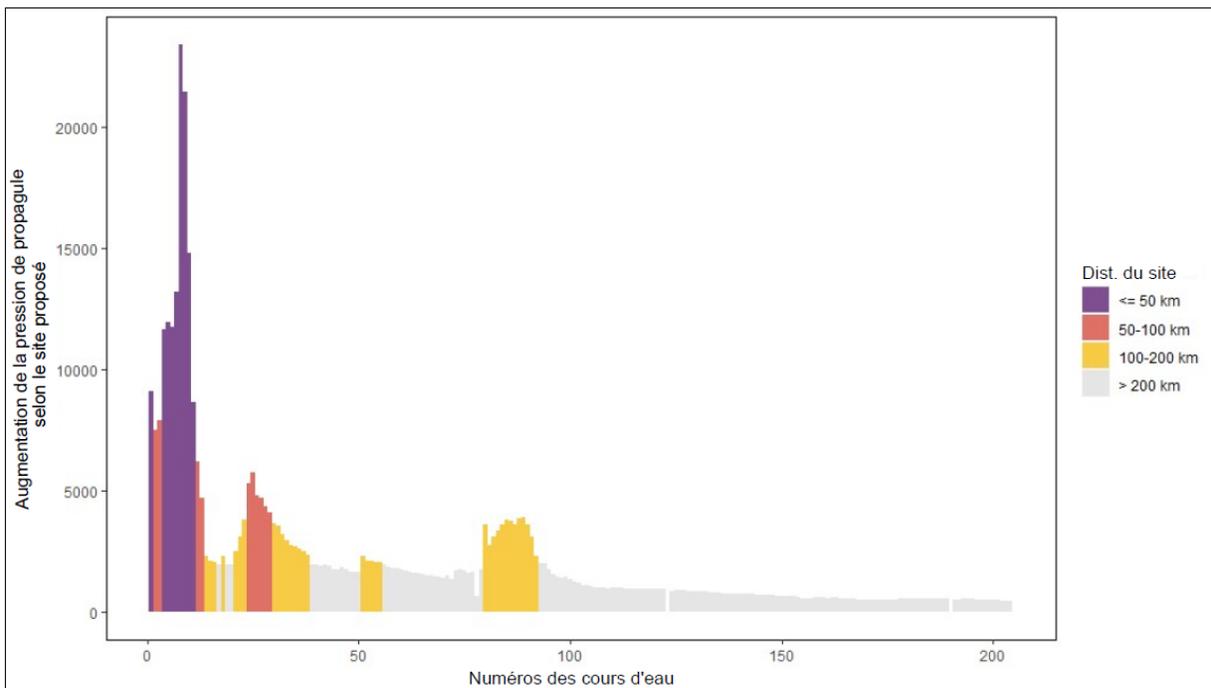


Figure 8. Augmentation de la pression de propagule pour certains cours d'eau de la région des Maritimes. La pression de propagule a été calculée d'après la méthode de Keyser et ses collaborateurs (2018). Le site proposé est situé entre les rivières Magaudavic (cours d'eau 7; environ 30,3 km) et Pocologan (cours d'eau 8; environ 17,1 km). Les cours d'eau sont indiqués d'ouest en est le long de la côte, de la rivière Ste-Croix, dans le comté de Charlotte (cours d'eau 1), au Nouveau-Brunswick, jusqu'à la rivière Salmon, dans le comté de Victoria, en Nouvelle-Écosse (cours d'eau 204). Les cours d'eau sont colorés en fonction de leur distance catégorique par rapport au site proposé dans le havre Beaver. Les noms des cours d'eau et les numéros correspondants sont indiqués dans le tableau C1 de l'annexe C.

Modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus

Pour évaluer les répercussions démographiques et génétiques des fugitifs de la pisciculture sur les populations de saumon sauvage, nous avons adapté au contexte actuel le modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus (Castellani et al. 2015) utilisé par Bradbury et al. (2020a) à Terre-Neuve. Le modèle est décrit dans Castellani *et al.* 2015, 2018, Sylvester *et al.* 2019 et Bradbury *et al.* 2020a. De façon générale, il modélise les changements de l'abondance, du génotype et de la taille des individus résultant de l'introduction d'individus domestiqués. Ce modèle tient compte de la durée de l'invasion par des saumons d'élevage fugitifs, de la taille de la population sauvage, du nombre d'envahisseurs, des conditions environnementales, de la taille des poissons, ainsi que des différences génotypiques, phénotypiques et de valeur adaptative entre les poissons d'élevage et les poissons sauvages. Les simulations montrent l'incidence sur l'abondance et le changement génétique pendant la période d'invasion et après celle-ci, afin d'évaluer le potentiel de rétablissement de ces deux mesures. Le modèle écogénétique a été paramétré à nouveau pour simuler les données environnementales et du cycle biologique dans la rivière Tobique. Cette dernière a été choisie parce que c'est la rivière de la région des Maritimes pour laquelle le plus grand nombre de paramètres nécessaires pour le modèle écogénétique étaient disponibles. D'autres valeurs pour paramétrer le modèle ont été tirées des meilleures données accessibles dans la documentation

sur l'ensemble de l'aire de répartition du saumon atlantique. Des invasions de 1 à 100 % de la population sauvage par année ont été modélisées et on a comparé les résultats à un niveau de référence d'invasion à 0 %.

Conformément aux constatations décrites dans Bradbury *et al.* (2020a) pour Terre-Neuve, le nombre de reproducteurs en montaison a diminué pendant la période d'invasion, mais est revenu au niveau de référence d'invasion à 0 % assez rapidement pendant la période de rétablissement à des proportions de fugitifs comprises entre 2,5 et 10 % de la population sauvage par année (voir la figure C1, annexe C). Au-delà de 10 % de fugitifs par année, le nombre de reproducteurs en montaison diminuait pendant la période d'invasion et a pris du temps pour revenir au niveau de référence d'invasion à 0 % pendant la période de rétablissement sur 100 ans ou n'y est pas revenu complètement (voir les figures C1 et C2, annexe C). On a constaté que l'ampleur du déclin de l'abondance augmentait avec la proportion de fugitifs qui arrivent dans les cours d'eau et que les baisses étaient continues pendant les invasions.

Dans le modèle, les valeurs génétiques des individus sauvages sont proches de 1 et celles des individus d'élevage, proches de 0. Ainsi, une baisse de la valeur génétique moyenne d'une population indique que cette dernière se rapproche du type « d'élevage » sur le plan génétique. Comme on l'a déjà vu pour l'abondance, si la valeur génétique moyenne tombe sous l'intervalle de confiance à 95 % de la valeur de référence correspondant à une invasion de 0 %, un impact génétique a été observé (Bradbury *et al.* 2020a). Comparativement aux répercussions démographiques, on a constaté que les effets génétiques se produisaient à une plus faible proportion de fugitifs et que le temps de rétablissement nécessaire était plus long (le cas échéant). À 2,5 % ou plus de fugitifs par rapport à la population sauvage, des impacts génétiques ont été détectés pendant la période d'invasion (voir les figures C3 et C4, annexe C). Aux niveaux de 7,5 % et plus, la population ne s'est jamais entièrement rétablie des impacts génétiques pour retrouver les niveaux observés dans la base de référence d'invasion à 0 % durant la période de rétablissement sur 100 ans (voir les figures C3 et C4, annexe C). À l'instar des répercussions démographiques, on a constaté que les effets génétiques augmentaient avec la proportion de fugitifs dans les cours d'eau et qu'ils augmentaient pendant les invasions.

Deux seuils de proportion de fugitifs dans les cours d'eau ont été choisis, l'un représentant un impact faible et un autre, plus élevé, au-dessus duquel les simulations du modèle écogénétique suggèrent que des répercussions démographiques et génétiques durables sont probables. Les simulations du modèle écogénétique montrent qu'avec des pourcentages d'invasion de 5 % ou moins, le rétablissement démographique et génétique était probable dans les 100 ans suivant l'arrêt des échappées. Une proportion plus conservatrice de 4 % de fugitifs dans les cours d'eau a été choisie pour le seuil inférieur, conformément à celles qui avaient été utilisées précédemment dans un examen du choix des sites aquacoles par le SCAS (MPO sous presse). Un seuil supérieur de 10 % a été retenu parce que les simulations du modèle écogénétique donnent à penser que les populations soumises à ce niveau d'invasion ou à des niveaux plus élevés subiront probablement des répercussions démographiques et génétiques durables, même si les échappées cessaient (voir les figures C1 à C4, annexe C). Entre ces deux seuils, les résultats du modèle indiquaient que durant la période de rétablissement simulée de 100 ans suivant la fin des échappées, le rétablissement démographique était probable, mais que le rétablissement génétique pourrait ne pas se produire entièrement (figures C1 et C3, annexe C). Ce seuil supérieur correspond également à celui d'un autre examen du choix des sites aquacoles effectué par le SCAS (MPO sous presse).

Par rapport à la production actuelle, le modèle de dispersion prévoit que le site proposé entraînerait une augmentation d'environ 1 % du nombre de saumons d'élevage fugitifs qui entreraient dans les cours d'eau. Avec la mise en exploitation du nouveau site proposé dans le havre Beaver, la proportion de saumons d'élevage augmenterait dans la plupart des cours d'eau situés dans un rayon de 200 km (figure 9). Cela dit, pour des populations sauvages dont le nombre d'œufs se situe à 5 % de celui qui est requis pour la conservation et compte tenu de l'ampleur actuelle de l'industrie piscicole dans la région, on prévoit que la plupart des cours d'eau à proximité du site proposé dans le havre Beaver sont déjà au-dessus des seuils de 4 et 10 %. Ainsi, le site proposé dans le havre Beaver ne devrait pas provoquer de variation des seuils dans les cours d'eau (figure 9). Cependant, comme le modèle écogénétique suggère que les répercussions démographiques et génétiques augmenteront avec la proportion de fugitifs entrant dans les cours d'eau, des effets plus importants sur les populations sauvages sont probables pour tous les cours d'eau dans lesquels le modèle de dispersion a prédit des hausses du pourcentage de fugitifs. L'augmentation du nombre de fugitifs peut également entraver les futurs efforts de rétablissement.

L'un des cours d'eau les plus proches du site proposé dans le havre Beaver est la rivière Magaguadavic, qui comporte également une passe à poissons surveillée chaque année par la Fédération du saumon atlantique depuis au moins 1992. Entre 1992 et 2019, on a trouvé des saumons fugitifs dans la passe à poissons et la reproduction des femelles fugitives a été documentée dans cette rivière (Carr *et al.* 1997). Depuis 2000, environ 80,9 % des saumons dénombrés à la passe à poissons sont des fugitifs. Cette proportion se compare favorablement au modèle de dispersion qui prévoit, pour la production actuelle, un pourcentage de 81,1 % de fugitifs dans la rivière Magaguadavic. Bien qu'il ne s'agisse que d'un seul emplacement, c'est la meilleure information accessible sur le nombre de fugitifs qui pénètrent dans les cours d'eau à proximité du site proposé dans le havre Beaver, et on peut en déduire que les résultats du modèle de dispersion sont raisonnables.

Examen des répercussions génétiques potentielles et de l'état de conservation des populations locales

Keyser et ses collaborateurs (2018) ont constaté une corrélation positive entre d'une part, le nombre de fugitifs et leur impact génétique, de l'autre la pression de propagule. Les résultats du modèle écogénétique présentés ici et dans Bradbury *et al.* (2020a) indiquent que les répercussions génétiques et démographiques des fugitifs augmente avec leur proportion dans les cours d'eau. Étant donné que la pression de propagule et la proportion de fugitifs dans les cours d'eau augmenteront avec l'ajout du site proposé dans le havre Beaver, il est probable que les répercussions génétiques et démographiques des fugitifs s'amplifieront également.

En outre, il est important de noter que même lorsque les répercussions génétiques directes de l'hybridation ou de l'introgession entre les saumons sauvages et fugitifs ne se produisent pas, des effets sur la population sauvage sont toujours possibles. Un récent examen a souligné la possibilité que des interactions écologiques, y compris la concurrence, la prédation et l'introduction de maladies ou de parasites, altèrent le paysage sélectif, modifiant les fréquences alléliques liées à la valeur adaptative (Bradbury *et al.* 2020b). Les interactions écologiques peuvent également réduire la taille de la population de saumon atlantique sauvage et, de ce fait, sa diversité génétique. La réduction de la taille de la population et de la diversité génétique entraînerait à son tour une sensibilité accrue à la dérive génétique et à l'incidence des événements stochastiques.

Aux fins de la surveillance régionale, le MPO utilise des cours d'eau repères comme indicateurs de l'état des unités désignables qui les utilisent (MPO 2020b). Les cours d'eau repères pour l'unité désignable de l'extérieur de la baie de Fundy et la ZPS 23 sont le fleuve Saint-Jean (en amont du barrage de Mactaquac) et la rivière Nashwaak (un affluent du fleuve Saint-Jean, en aval du barrage de Mactaquac). Le fleuve Saint-Jean et la rivière Nashwaak sont situés à environ 65 et 192 km du site proposé. En 2018, les remontes dans ces cours d'eau étaient faibles, et les nombres d'œufs prévus étaient les plus bas jamais enregistrés, soit 1 % et 2 % de ceux requis pour la conservation pour le fleuve Saint-Jean et la rivière Nashwaak, respectivement.

Le cours d'eau repère pour l'unité désignable des hautes terres du Sud et la ZPS 21 qui est la plus proche du site proposé est la rivière LaHave. Des dénombrements annuels des adultes ont lieu sur la rivière LaHave depuis 1970 à la passe migratoire des chutes Morgan (qui représente 51 % de l'ensemble de l'habitat de croissance du saumon de la rivière). En 2019, les efforts de surveillance ont indiqué que les remontes de saumons adultes aux chutes Morgan étaient parmi les plus faibles jamais enregistrées et que le nombre d'œufs se situait à 4 % de celui requis pour la conservation (MPO 2020c). Le nombre total d'individus à la passe à poissons des chutes Morgan est inférieur à 250 depuis 2012 et moins de 100 saumons sont remontés quatre de ces années (MPO 2020c). Les données sur la pêche à la ligne récréative de 1984 à 2008 indiquent des baisses semblables, voire plus importantes, dans d'autres cours d'eau des hautes terres du Sud (Gibson *et al.* 2009a) avant la fermeture complète de la pêche à la ligne du saumon atlantique dans tous les cours d'eau des ZPS 20 et 21 en 2010. Pour la rivière LaHave, le site proposé devrait augmenter la pression de propagule d'environ 0,75 %, ce qui n'est pas surprenant compte tenu de la distance qui les sépare. À environ 394 km du site proposé dans le havre Beaver, la rivière LaHave se trouve à l'extérieur de la distance de dispersion modélisée; le modèle de dispersion ne prévoit donc aucun changement dans la proportion de fugitifs.

L'aquaculture a été définie comme une menace pour le rétablissement des populations de saumon atlantique des hautes terres du Sud (MPO 2013b), de l'extérieur de la baie de Fundy (MPO 2014a) et de l'intérieur de la baie de Fundy (Amiro *et al.* 2008). Compte tenu des niveaux extrêmement bas liés à ces unités désignables (y compris la population de l'intérieur de la baie de Fundy, inscrite sur la liste de la LEP), il est crucial de réduire les répercussions sur le saumon sauvage. À cette fin, il est important de prendre des mesures d'atténuation qui abaissent la probabilité d'un bris de confinement, notamment des mesures de confinement physique et de bioconfinement. Celles-ci ont été examinées lors d'une réunion d'examen par les pairs du SCAS en 2013, consacrée à l'utilisation de poissons d'origine européenne, mais elles s'appliquent également à toute la pisciculture marine (MPO 2013c, Benfey 2015, Bridger *et al.* 2015).

D'après les modèles utilisés, du fait de l'ampleur de l'industrie piscicole existante dans la région, de nombreux cours d'eau sont déjà bien au-dessus des seuils auxquels les répercussions démographiques et génétiques peuvent déjà se produire (Castellani *et al.* 2015). Les augmentations prévues par le modèle fondé sur la pression de propagule et les échappées, bien que faibles, constituent une hausse par rapport aux niveaux de référence déjà élevés. On peut en déduire que les répercussions sur les populations sauvages de saumon atlantique dans les unités désignables de l'extérieur de la baie de Fundy, de l'intérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud seront plus importantes qu'à l'heure actuelle une fois le site proposé dans le havre Beaver mis en exploitation.

Interactions avec des parasites et des agents pathogènes

Les poissons d'élevage peuvent contracter des maladies endémiques ou être infestés par des parasites, comme le pou du poisson, provenant de poissons sauvages ou d'autres poissons d'élevage de la région (MPO 2014b). On observe une transmission dépendante de la densité dans de nombreux systèmes agents pathogènes-hôtes, y compris le pou du poisson dans les exploitations salmonicoles (Frazer *et al.* 2012, Kristoffersen *et al.* 2013). Cela peut poser un risque important pour la santé des poissons d'élevage et sauvages lorsque les charges pathogéniques ou parasitaires dépassent certains niveaux, qui peuvent être atteints plus rapidement lorsque davantage d'hôtes sont présents dans une région (Krkošek 2010).

Dans la baie de Fundy, le ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick a établi six zones de gestion de la baie (ZGB) pour l'aquaculture en 2006 afin de permettre une approche coordonnée de la gestion de la santé du poisson. Les limites de chacune de ces zones assurent une séparation adéquate entre celles-ci et sont fondées sur différents facteurs, notamment la proximité entre les sites, la dynamique de propagation des agents pathogènes et les vitesses du courant qui disperseront et dilueront les particules rejetées en milieu pélagique par ces sites (Chang *et al.* 2007; MPO 2010). Le site proposé se trouve dans la ZGB 3a (figure 1).

Le pou du poisson a toujours été une préoccupation pour les exploitations piscicoles du Nouveau-Brunswick. Les sites existants dans le havre Beaver n'ont pas été en production pendant un cycle complet de grossissement depuis l'entrée en vigueur de l'obligation de déclarer l'utilisation de produits antiparasitaires en vertu du *Règlement sur les activités d'aquaculture*. Les rapports annuels sur la gestion du pou du poisson dans la ZGB 3a font état de problèmes liés au pou du poisson ayant entraîné l'utilisation de produits antiparasitaires et d'autres types de traitement pendant le dernier cycle de production (tableau 4).

Tableau 4. Tableau récapitulatif de l'information déclarée dans [les rapports annuels de gestion](#) du pou du poisson au Nouveau-Brunswick par l'Atlantic Canada Fish Farmers Association (ACFFA) pendant le cycle de production le plus récent (2017 à 2019 pour la zone de gestion de la baie [ZGB] 3a) (consulté le 14 juin 2021).

Année et stade de production	Nombre maximal de poux femelles adultes par poisson dans la ZGB 3a	Description du traitement telle que déclarée par l'ACFFA
2017 – smolts au moment de l'empoissonnement	environ 8 (décembre)	Traitement principalement à l'aide de produits administrés par voie alimentaire. Plusieurs traitements sous forme de bain à l'automne, principalement avec le produit Salmosan.
2018 – poissons de deuxième année	environ 29 (octobre)	Il y a eu neuf traitements à l'eau chaude et six traitements à l'eau sous pression. Depuis le début septembre, sept traitements sous forme de bain avec le produit Salmosan.

Année et stade de production	Nombre maximal de poux femelles adultes par poisson dans la ZGB 3a	Description du traitement telle que déclarée par l'ACFFA
2019 – poissons de taille pré-commerciale ou commerciale	environ 16 (mars)	Il n'y a pas eu de traitement sous forme de bain.

L'établissement d'un lien avec les tendances historiques ne permet pas nécessairement de prédire les futures épidémies, étant donné que la production dans la baie et la ZGB augmente ou que d'autres facteurs d'influence changent, et que l'on ignore le niveau exact d'abondance du pou du poisson par site. L'ajout d'un site et de poissons d'élevage vers l'extrémité ouest de la ZGB pourrait aggraver le risque d'éclosions d'agents pathogènes et de poux du poisson à des niveaux nécessitant un traitement. On peut raisonnablement s'attendre à ce que l'ajout de poissons d'élevage dans une région amplifie à la fois les agents pathogènes endémiques et les organismes nuisibles dans cette région, en raison de l'augmentation du nombre de poissons-hôtes. Cependant, l'incidence sur les espèces de poissons sauvages vulnérables dépendra de la durée et de l'étendue de leur exposition au site proposé, de la concentration accrue des agents pathogènes et des parasites ainsi que de la vulnérabilité relative des poissons aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales de la zone, qui peuvent varier d'une unité désignable à l'autre.

Les données limitées disponibles sur la migration du saumon atlantique dans cette zone permettent de penser que les post-smolts sauvages de l'intérieur de la baie de Fundy migrent à proximité, mais pas ceux de l'extérieur de la baie de Fundy (Lacroix 2013). En ce qui concerne l'unité désignable des hautes terres du Sud, on ne sait pas si les post-smolts, ou les adultes qui reviennent dans la baie de Fundy, migrent près de cette zone. On ignore les proportions exactes et le temps de résidence des saumons atlantiques sauvages près des sites piscicoles ou dans les zones d'exposition aux parasites et aux agents pathogènes générés ou amplifiés par les sites de la baie de Fundy; toutefois, la présence de saumons atlantiques près du site proposé semble être de nature transitoire. On prévoit que la durée d'exposition au site proposé entraînera un faible risque d'infection, en particulier chez les saumons adultes. Tous les poux du poisson qui pourraient être transférés aux adultes qui traversent cette zone pendant la montaison tomberont et mourront dès que les adultes pénétreront dans l'eau douce. D'après les données limitées disponibles à ce jour, rien ne prouve le transfert d'agents pathogènes des parcs en filet ouverts aux saumons atlantiques sauvages dans la baie de Fundy (Teffer *et al.* 2020). Il convient de noter que les saumons d'élevage fugitifs peuvent également servir de vecteurs d'agents pathogènes aux saumons sauvages dans les écosystèmes marins et dulcicoles (par exemple, dans les frayères), mais on ignore le risque que posent les fugitifs pour les saumons sauvages sur le plan du transfert d'agents pathogènes.

Interactions physiques

L'empêchement d'espèces sauvages (comme des mammifères marins, des tortues et des requins), la perte d'accès à l'habitat et le déplacement d'activités de pêche traditionnelles sont autant d'interactions possibles liées à la mise en place d'infrastructures piscicoles.

Les espèces de mammifères marins, de tortues de mer et de requins inscrites sur la liste de la LEP qui peuvent se trouver dans le secteur sont la baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu, le rorqual commun, la tortue luth et le grand requin blanc. La baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu et le rorqual commun fréquentent les eaux extracôtières et côtières, en

particulier pour se nourrir et s'accoupler. La probabilité que ces espèces se trouvent à proximité des infrastructures du site est jugée faible compte tenu des eaux relativement peu profondes dans la zone de la concession proposée et à proximité. La tortue luth a une vaste aire de répartition géographique au Canada et on la trouve dans les eaux côtières, les eaux du plateau continental et les eaux extracôtières. La baie de Fundy n'est cependant pas considérée comme un habitat important pour la tortue luth, et elle accueille relativement peu de tortues luths en quête de nourriture pendant l'été et l'automne. Le grand requin blanc est présent à des profondeurs allant de plus de 1 100 m à juste en dessous de la surface et dans une vaste zone géographique des eaux canadiennes de l'Atlantique. Les données de suivi disponibles provenant des études de marquage menées tout au long de l'année 2021 n'ont pas permis de détecter de poissons marqués, ni de grand requin blanc, sur le site MF-0012 existant (non empoissonné) dans le havre Beaver. Cependant, au moins 20 grands requins blancs ont été détectés près des sites d'aquaculture voisins entre l'anse Seeley et la baie Maces, ce qui indique que l'espèce migre près de cette zone (M. Trudel, MPO, comm. pers.). Toutefois, il est peu probable que les infrastructures du site MF-0509 proposé aient un effet important sur la population de grands requins blancs compte tenu de sa présence de nature transitoire. À ce jour, on n'a signalé aucun empêchement de grand requin blanc dans des engins de pisciculture marine au Canada atlantique.

D'autres mammifères marins fréquentent la zone et risquent de s'empêtrer dans des engins, notamment le marsouin commun, le phoque gris et le phoque commun. L'ajout continu d'infrastructures aquacoles pourrait compromettre certaines échoueries connues de phoques dans le havre Beaver.

L'augmentation proposée de la superficie totale des concessions dans le havre Beaver pourrait entraîner une perte d'accès à l'habitat utilisé par les populations de saumons atlantiques sauvages à divers stades de leur cycle biologique. Des études de marquage ont montré que les post-smolts de l'extérieur de la baie de Fundy sont des migrants lointains qui quittent la baie tôt et atteignent le golfe du Maine avant la mi-juin (Marshall 2014). Cependant, la majorité des post-smolts de l'intérieur de la baie de Fundy sont des migrants côtiers ou des résidents de la baie et utilisent un corridor de migration à moins de 14 km le long de la côte du Nouveau-Brunswick et au large de la côte est de l'île Grand Manan jusqu'en septembre (Marshall 2014). Les débarquements historiques des pêches commerciales du saumon atlantique indiquent que la baie de Fundy est une importante aire de rassemblement pour les adultes en montaison et que les adultes de l'intérieur de la baie de Fundy peuvent réutiliser le corridor côtier du Nouveau-Brunswick (utilisé par les post-smolts) pour se rendre à leurs rivières natales (Marshall 2014). Des données limitées donnent à penser que les charognards utilisent également ce corridor migratoire pendant leur reconditionnement (Marshall 2014). Les interactions entre les infrastructures proposées et le saumon atlantique sauvage devraient être minimales.

Des plongeurs ont observé la présence de loups atlantiques directement à côté de la limite de la concession proposée, dénotant la possibilité d'une perte d'accès à l'habitat utilisé par l'espèce. Bien que l'on ignore l'étendue complète de la présence du loup atlantique et de son utilisation de la zone, son habitat de prédilection se trouve généralement dans des eaux beaucoup plus profondes et des fosses.

Il n'y a pas d'information disponible sur la morue et la goberge qui est propre au havre Beaver. Cependant, les deux espèces sont connues pour se regrouper par taille, certaines zones côtières servant d'aires d'alevinage. Bien que le hareng soit un migrateur, on croit que les juvéniles restent dans les eaux côtières et les utilisent comme habitat toute l'année pour se nourrir et comme aire de croissance (Reid *et al.* 1999). Les pêcheurs à la fascine ont signalé

que la présence de sites aquacoles actifs a un impact sur la migration du hareng le long des zones côtières; toutefois, selon des études menées dans la baie de Fundy, des bancs de harengs ont été observés en train de se former autour de sites piscicoles, plutôt que de les éviter (S. Robinson, MPO, comm. pers.).

L'ajout proposé d'un site piscicole et l'augmentation de la superficie totale des concessions dans le havre Beaver pourraient entraîner le déplacement physique d'activités de pêche traditionnelles actives dans la région, notamment celles ciblant le homard, l'oursin, le pétoncle, la mye, le hareng, le maquereau et un certain nombre d'espèces de poissons de fond.

On ne connaît pas l'ampleur exacte de l'exposition et des interactions physiques entre les poissons et les infrastructures au nouveau site MF-0509 proposé. Toutefois, l'ajout d'un site dans le havre Beaver laisse entrevoir un potentiel d'interactions avec les infrastructures piscicoles plus important que celui qui existe actuellement, si ces espèces sont présentes.

Comparaison des effets anthropiques potentiels

Toute la zone d'intérêt entourant le site de pisciculture proposé (MF-0509) est influencée par l'activité humaine (figure 10). Il existe un chevauchement spatial important entre tous les sites aquacoles, ainsi qu'avec toutes les autres activités anthropiques se déroulant dans la zone d'intérêt (définie comme un rayon de cinq kilomètres centré sur la concession proposée). Beaucoup d'activités chevauchent la concession proposée et une proportion d'environ 83 % de la zone d'intérêt est influencée par au moins quatre activités anthropiques se déroulant en même temps dans une cellule donnée de la grille (figure 11). La plupart de ces activités anthropiques sont concentrées dans la zone centrale du havre (figure 10). La pollution d'origine anthropique couvre la plus grande superficie, suivie par les activités de pêche commerciale, le trafic maritime et la pisciculture marine.

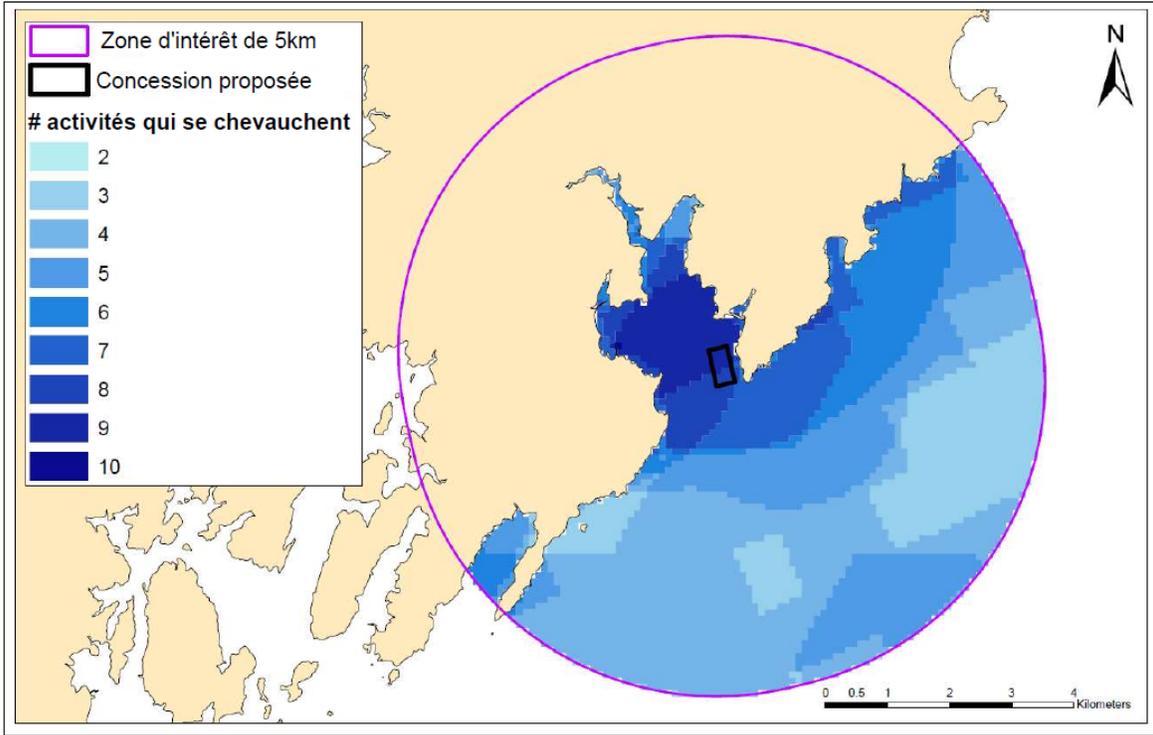


Figure 10. Nombre d'activités anthropiques qui se chevauchent dans chaque cellule de la grille de 0,01 km². La concession proposée est représentée par le rectangle noir.

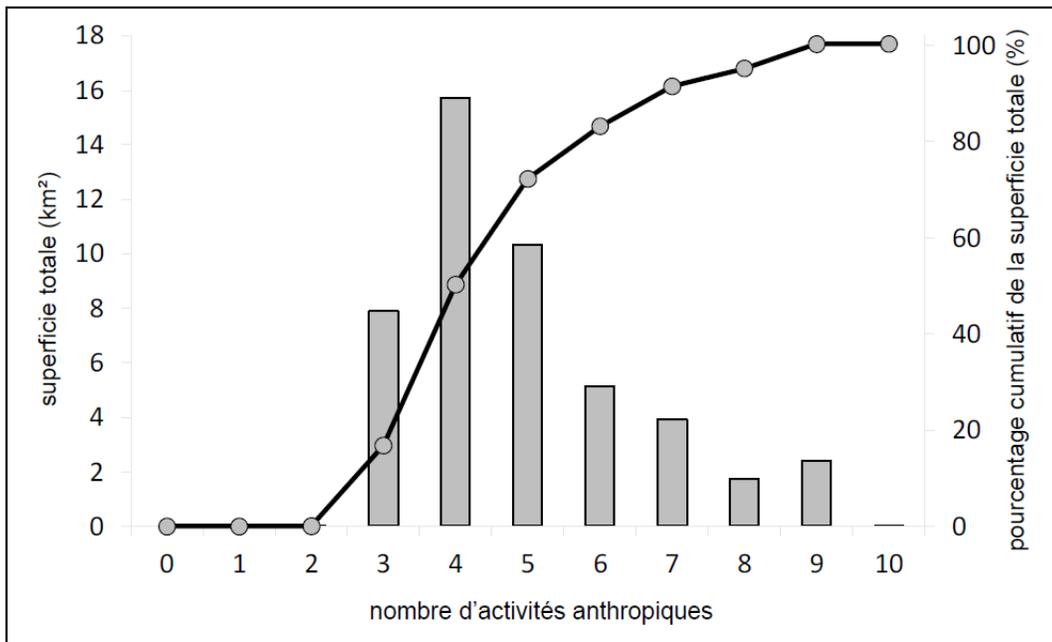


Figure 11. Superficie totale (km²; barres grises) et pourcentage cumulatif de la superficie totale (%; ligne noire, cercles gris) dans toutes les cellules de la grille avec le nombre d'activités anthropiques correspondant.

Les cotes des effets cumulatifs relatifs dans le havre Beaver variaient de 0 à 21,7 (figure 12); les cotes les plus élevées indiquent les zones où les effets cumulatifs des activités anthropiques qui se chevauchent sont plus susceptibles de se produire. Bien que la zone centrale du havre présente le plus grand nombre d'utilisations anthropiques qui se chevauchent (figure 10), les cotes des effets cumulatifs les plus élevées ont été enregistrées à l'entrée du havre et au sud de la limite de la concession et vers l'est le long du littoral (zones rouge foncé à la figure 12). Ces zones sont constituées de types d'habitats benthiques mixtes du plateau, d'habitats meubles du plateau et d'habitats peu profonds meubles, qui se chevauchent avec des activités auxquelles ils sont très vulnérables (apport de nutriments, pêche à la palangre de fond du poisson de fond, pollution d'origine anthropique), avec des activités très intenses à ces endroits (pisciculture, trafic maritime, pêche du homard) ou les deux (pêche au chalut de fond du poisson de fond). L'annexe D fournit des renseignements détaillés sur la méthodologie de cette analyse.

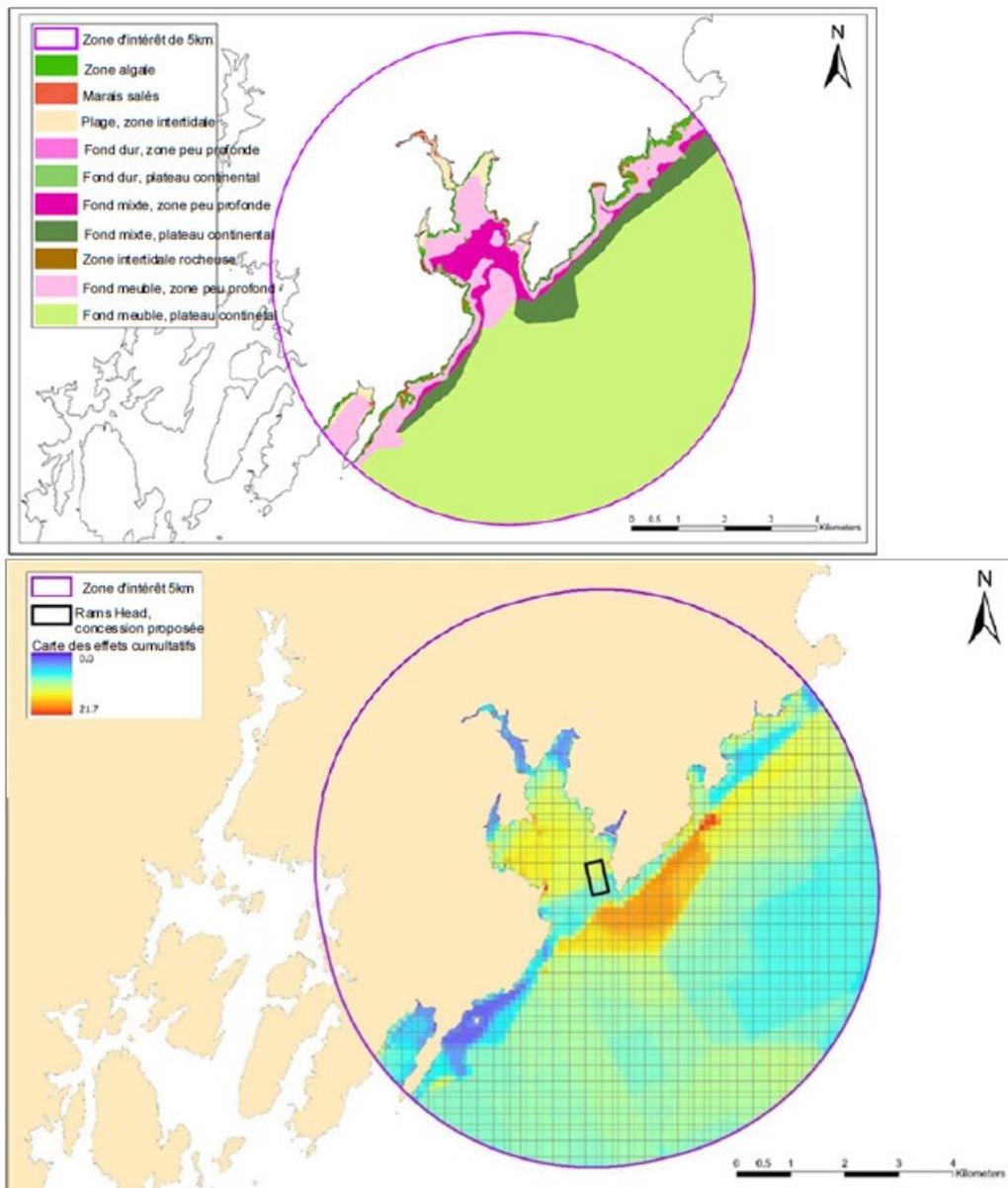


Figure 12. **En haut** : Carte des classes d'habitats dans le havre Beaver. La classe d'habitat pélagique peu profond est superposée aux classes d'habitats benthiques dans le modèle du SIG et n'est donc pas visible sur la carte. **En bas** : Carte des effets cumulatifs pour le havre Beaver. Les couleurs claires indiquent un effet potentiel faible; les couleurs vives indiquent un effet potentiel élevé. Les limites de la concession proposée sont indiquées en noir.

Individuellement, ce sont les pêches (les trois types réunis représentent environ 60 % de la cote totale), suivies par la pollution d'origine anthropique, le trafic maritime et l'aquaculture, respectivement, qui ont contribué le plus, en pourcentage, à la cote totale des effets cumulatifs (figure 13). Bien que la pisciculture marine représente moins de 10 % de la cote totale des effets cumulatifs (figure 13), la zone entourant la concession proposée a des cotes des effets cumulatifs élevées et très élevées (auxquelles la pisciculture contribue). Le chevauchement

entre la pisciculture et les activités de pêche dans le havre Beaver suggère des effets potentiellement importants sur les habitats benthiques dans la zone.

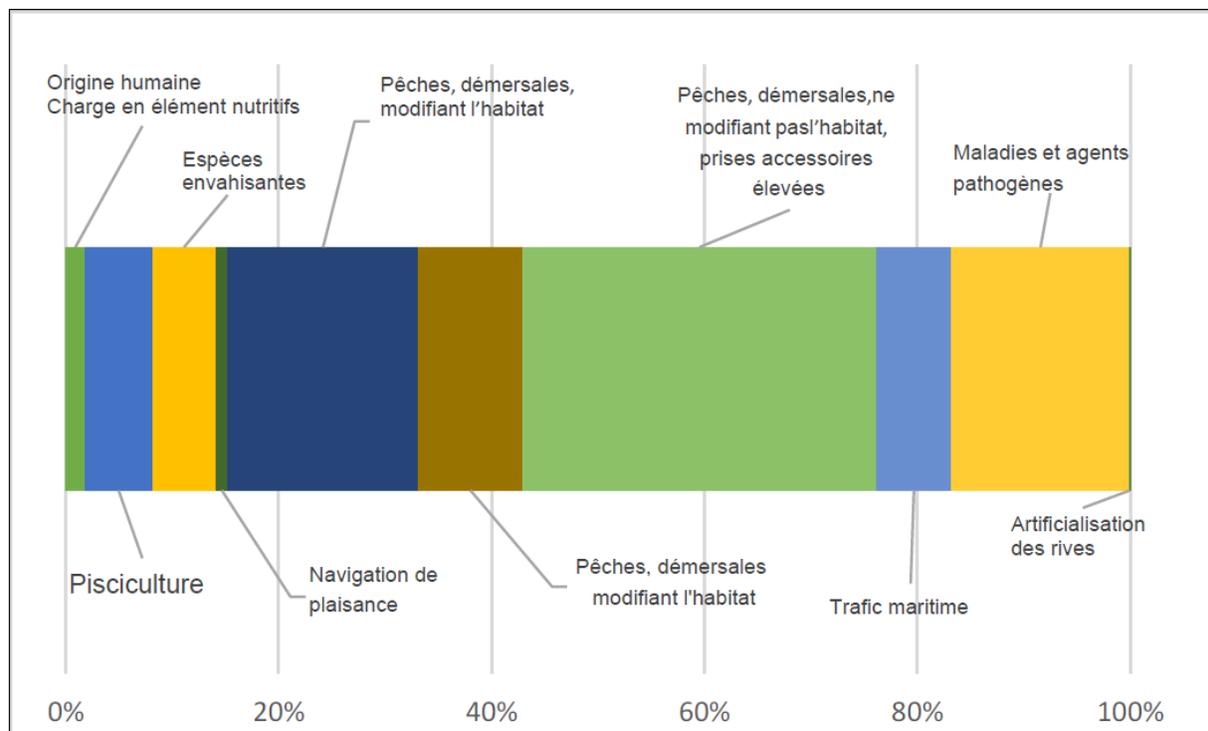


Figure 13. Contribution en pourcentage de 10 activités anthropiques aux cotes des effets cumulatifs, additionnée pour tous les habitats. La valeur de l'artificialisation des rives est inférieure à 0,1 % de la cote totale des effets cumulatifs.

Les agents de stress liés aux activités anthropiques en milieu marin peuvent être regroupés en trois grandes catégories : physique (altération directe de l'habitat), chimique (effets sur la qualité de l'eau et des sédiments) et biologique (changements liés aux espèces non ciblées). Toutes les activités anthropiques prises en compte dans la présente analyse ont été liées à plus d'un agent de stress, et huit de ces activités sur dix ont une influence dans les trois catégories (tableau 5).

Les agents de stress communs à la pisciculture marine, aux activités de pêche commerciale, au trafic maritime et à la pollution d'origine anthropique permettent de prévoir des perturbations du milieu benthique accrues et des modifications de la qualité de l'eau et des sédiments (tableau 5). Le prélèvement de biomasse résultant de la mortalité accessoire pourrait également augmenter en raison des effets cumulatifs de la pisciculture marine, du trafic maritime et de la pêche commerciale (tableau 5).

Tableau 5. Comparaison des agents de stress associés aux activités anthropiques déterminées dans la présente analyse. Les agents de stress liés à la pisciculture, à la navigation de plaisance et aux activités terrestres ont été résumés à partir de Ban et al. (2010). Les agents de stress liés à l'artificialisation des rives ont été résumés à partir de Perkins et al. (2015) et ceux liés aux espèces envahissantes, à partir de Therriault et Herborg (2007). Les agents de stress physiques entraînent une altération directe de l'habitat; les agents de stress chimiques ont une incidence sur la qualité de l'eau et des sédiments; les agents de stress biologiques ont des effets sur des espèces non ciblées. Un tiret (-) équivaut à « sans objet ».

Agents de stress		Activités anthropiques									
		Milieu marin				Pêches			Milieu terrestre		
		Pisciculture marine	Espèces envahissantes	Trafic maritime ^a	Navigation de plaisance ^b	Pêche du poisson de fond ^c	Pêche du pétoncle	Pêche du homard	Charge en éléments nutritifs ^d	Pollution d'origine anthropique ^e	Artificialisation des rives
Physiques	Perturbation du milieu benthique	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
	Collision	-	-	X	X	X	X	X	-	-	-
	Changement des courants et de la circulation	X	X	-	X	-	-	-	-	-	X
	Lumière	X	-	X	X	-	-	-	-	X	-
	Débris marins	-	-	-	X	X	X	X	-	X	-
	Bruit	X	-	X	X	X	X	X	-	-	-
Chimiques	Bactéries	X	-	-	X	X	X	X	X	X	-
	Contaminants	X	-	-	X	X	X	X	-	X	-
	Nutriments	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X
	Huile/déchets	X	-	-	X	X	X	X	X	X	-
	Déchets organiques	X	-	-	X	X	X	X	X	X	-
	Transport des sédiments (turbidité)	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X

Agents de stress		Activités anthropiques									
		Milieu marin				Pêches			Milieu terrestre		
		Pisciculture marine	Espèces envahissantes	Trafic maritime ^a	Navigation de plaisance ^b	Pêche du poisson de fond ^c	Pêche du pétoncle	Pêche du homard	Charge en éléments nutritifs ^d	Pollution d'origine anthropique ^e	Artificialisation des rives
Biologiques	Changement de comportement (prédateur ou proie)	X	X	-	X	-	-	-	-	-	X
	Prélèvement de biomasse (mortalité accessoire)	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X
	Maladies, agents pathogènes ou parasites	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-
	Interactions génétiques	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X
	Espèces envahissantes	X	X	X	X	-	-	-	-	-	X

Catégories d'agents de stress les plus pertinentes d'après Ban et al. (2010) : ^a trafic de grands navires; ^b agents de stress combinés provenant des activités liées aux petits quais, rampes, quais, bateaux de pêche et bateaux de plaisance; ^c chalutage de fond; ^d agriculture; ^e établissements humains.

Le chevauchement de la pisciculture marine et de la pêche du poisson de fond et du pétoncle peut avoir des effets cumulatifs sur la qualité des sédiments côtiers. Les panaches de sédiments créés par les activités de pêche commerciale telles que le chalutage de fond et le dragage ont des effets sur l'habitat benthique local en étouffant les communautés benthiques et en augmentant l'enrichissement organique (examiné dans Fuller *et al.* 2008). L'augmentation de la quantité de granulés et de déchets associée à la production de poissons au site proposé et aux autres sites piscicoles à proximité, combiné à ces autres sources d'origine marine, laisse entendre un potentiel élevé d'altération de la composition, de la couverture végétale, de la biomasse et de la structure des habitats benthiques marins sédimentaires meubles à proximité des parcs en filet (MPO 2003, 2010b, Cullain *et al.* 2018).

Les petits et les grands navires contribuent à réduire la qualité de l'eau en raison de la pollution causée par la fuite de carburants et d'huiles, les peintures antisalissures (contenant du cuivre) et les apports d'eaux grises et de déchets d'origine anthropique (effluents d'égout) [Leon et Warnken 2008, Tornero et Hanke 2016]. La numération des coliformes fécaux, utilisée ici pour estimer la pollution d'origine anthropique dans les eaux côtières, a été associée à une réduction de la clarté de l'eau et à une diminution de l'oxygène dans les écosystèmes côtiers (Arasamuthu *et al.* 2017). La charge en azote anthropique peut également avoir une incidence sur la qualité de l'eau en accroissant les concentrations de chlorophylle-*a*, en favorisant les algues et les macroalgues nuisibles ou toxiques et en réduisant les concentrations d'oxygène dissous (Bricker *et al.* 2008). Ces symptômes se manifestent le long d'un continuum qui est déterminé par l'ampleur des charges en azote, le temps de résidence dans l'eau et le mouvement naturel des marées. En plus de contribuer à la contamination bactérienne du havre Beaver, l'ajout d'une exploitation piscicole marine ajoutera probablement à la charge en azote total d'origine anthropique existante dans la baie (McIver *et al.* 2018, Kelly *et al.* 2021), qui pourrait également contribuer à la réduction de la qualité de l'eau.

Il est bien connu que les engins de pêche entrant en contact avec le fond modifient la structure de l'habitat benthique, peuvent endommager les espèces épibenthiques structurales, réduisent la biomasse et la diversité des organismes benthiques et entraînent une perte d'habitat pour d'autres espèces benthiques ou démersales (Watling et Norse 1998, Gordon *et al.* 2002, Henry *et al.* 2006, Kenchington *et al.* 2006). Plus ou moins graves selon le type d'engin, les dommages benthiques se produisent lorsque les chaluts, les palangres ou les casiers entrent en contact avec le fond, et surtout lorsqu'ils sont traînés sur le plancher océanique (Fuller *et al.* 2008, Donaldson *et al.* 2010). La circulation des navires en eaux peu profondes provoque des perturbations benthiques et des destructions causées par l'ancrage et le dragage, qui constituent une menace particulière pour les macrophytes submergés (Bishop 2008, Lewin *et al.* 2019). La pisciculture marine, par l'ajout ou l'enlèvement de structures physiques (cordages, bouées, ancres, etc.) et de composantes biologiques (poissons, organismes salissants), peut également perturber le benthos (MPO 2010b). Les perturbations du milieu benthique sont probablement accrues dans ces zones du fait du chevauchement spatial des activités de pisciculture et de pêche commerciale.

En plus de contribuer aux prises accessoires (Fuller *et al.* 2008, Donaldson *et al.* 2010), les pêches sont également responsables de certains engins abandonnés, perdus ou rejetés. Ces engins posent des risques d'empêchement pour les espèces marines et les casiers et lignes abandonnés, perdus et rejetés peuvent étouffer ou endommager l'habitat du fond marin par abrasion physique (Macfadyen *et al.* 2009). Le milieu benthique est un puits pour les débris marins (Galgani *et al.* 2000) et la baie de Fundy ne fait pas exception. Lors d'une évaluation des débris marins benthiques à l'aide de séquences vidéo du fond marin dans la baie de Fundy,

Goodman et ses collaborateurs (2020) ont constaté que la plupart des débris se trouvaient à moins de 9 km du littoral et que 28 % d'entre eux venaient des pêches (cordages, casiers à homard, sacs à appâts, etc.). Bien que les engins fantômes provenant de l'aquaculture n'aient pas été autant étudiés que ceux des pêches, les filets et les cordages perdus peuvent provoquer l'empêchement d'espèces pélagiques ou endommager des habitats benthiques par étouffement ou abrasion (Initiative mondiale de lutte contre les engins de pêche fantômes 2021). Cependant, la majeure partie des déchets d'origine anthropique (par exemple, les attaches et les fixations de câbles, les bouteilles en plastique, les flotteurs, les morceaux de cordages) issus de l'aquaculture sont probablement des plastiques plus petits (Initiative mondiale de lutte contre les engins de pêche fantômes 2021), qui peuvent avoir des effets sur la valeur esthétique et récréative des plages et des rivages voisins (Brouwer *et al.* 2017). Des sources supplémentaires d'engins fantômes et de déchets anthropiques provenant de nouvelles activités aquacoles peuvent également accroître la perturbation du benthos et la mortalité accessoire d'espèces vulnérables ou sensibles.

Bien que l'ampleur de la navigation de plaisance soit actuellement inconnue, elle est vraisemblablement très saisonnière, suivant la saison touristique typique du Nouveau-Brunswick (de mai à octobre, avec des périodes de pointe de juin à août). De plus, le chevauchement avec les pêches suggère une pression constante, toute l'année, de la part des bateaux de pêche. Tant les petits bateaux que les grands navires contribuent à la propagation secondaire d'espèces non indigènes (Darbyson *et al.* 2009, Clarke Murray *et al.* 2011). L'activité aquacole ajoute ou enlève des structures physiques (par exemple, cordages, bouées, ancres) qui peuvent être colonisées par divers assemblages biologiques et avoir une incidence sur l'écosystème local (MPO 2010b). Les tuniciers envahissants *Botryllus violaceus*, *Botryllus schlosseri* et *Ciona intestinalis* sont déjà présents dans le havre Beaver (Sephton *et al.* 2017). Ils représentent un risque écologique modéré à élevé pour la biodiversité, les aires marines protégées, la conchyliculture et la pisciculture dans les écosystèmes côtiers de l'Atlantique (Therriault et Herborg 2007). L'effet combiné d'un trafic maritime élevé et de structures aquacoles peut favoriser la propagation et l'établissement ultérieur d'autres espèces non indigènes déjà présentes ailleurs dans la baie de Fundy.

Autres considérations liées à la surveillance du homard

La possibilité que les interactions avec les sites aquacoles influencent le signal d'établissement du homard et les efforts à long terme de surveillance du recrutement du homard en cours dans le havre Beaver est une préoccupation importante qui mérite d'être mentionnée séparément.

Le havre Beaver est un site clé dans l'ensemble des sites de surveillance aux fins de détermination de l'indice d'établissement du homard d'Amérique entre le Rhode Island et Terre-Neuve. Une analyse scientifique a documenté l'influence des facteurs météorologiques et océanographiques régionaux conduisant à certaines synchronies dans la force de l'établissement entre les lieux d'échantillonnage (Pershing *et al.* 2013), ainsi que les projections des niveaux de recrutement futurs des pêches, y compris les effets potentiels des changements climatiques (Oppenheim *et al.* 2019). Un projet en cours à l'UNB, financé par le Fonds scientifique pour la pêche durable du MPO, vise à élaborer davantage les indices de l'établissement du homard et les outils de modélisation pour prévoir les changements dans le recrutement des pêches dans trois régions de pêche du homard de l'est du Canada. La série chronologique du havre Beaver est la plus longue (30 ans en 2020) des trois séries chronologiques canadiennes de surveillance de l'établissement du homard indépendantes de la pêche utilisées dans ce projet. Par conséquent, la minimisation des facteurs de risque qui

pourraient influencer le signal, comme les opérations aquacoles dans la zone, devrait être un critère prioritaire pour la protection globale de l'ensemble des données et des efforts scientifiques importants à long terme entrepris.

Conclusions

Question 1 : D'après les données disponibles concernant le site et l'information scientifique, quelle est la zone d'exposition prévue découlant de l'utilisation de produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences possibles pour les espèces vulnérables?

- Les produits de traitement sanitaire des poissons, s'ils sont utilisés, peuvent se déplacer jusqu'à environ 3,6 km du site proposé. On s'attend à ce que les niveaux d'exposition soient plus élevés près du réseau de parcs en filet et diminuent à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, sauf dans les zones où des ZEP se chevauchent, où des expositions cumulatives sont possibles.
- On a observé des homards, des crabes et des crevettes dans la ZEP liée aux traitements sanitaires des poissons, et ces espèces sont vulnérables à des effets potentiels. En particulier, le havre Beaver est connu comme un habitat d'importance régionale constante pour l'établissement du homard et est également utilisé après l'établissement.
- Les médicaments administrés par voie alimentaire ont des effets toxiques documentés sur des crustacés non ciblés, notamment une mue prématurée, des taux de croissance réduits et la mortalité. S'ils sont utilisés et se déposent sur le fond marin, ils posent un risque pour les homards, crabes et crevettes juvéniles et adultes.
- L'azaméthiphos est toxique pour les stades larvaires, juvéniles et adultes du homard. Des documents récents indiquent également des effets toxiques du peroxyde d'hydrogène sur les larves de homard. En cas d'utilisation, il existe un risque pour les densités locales élevées de larves de homard présentes dans la colonne d'eau tout au long de l'été et au début de l'automne, ainsi que pour les homards juvéniles et adultes sur le fond marin en eaux peu profondes.
- L'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène ont des effets documentés de morbidité et de mortalité sur différentes espèces de crevettes. En cas d'utilisation, il y a un risque pour les crevettes présentes dans la colonne d'eau, ainsi que pour les crevettes sur le fond marin en eaux peu profondes.

Question 2 : D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces en péril, les espèces halieutiques, ainsi que les espèces d'importance écologique et leur habitat qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition prévue en milieu benthique et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec la présence de ces espèces et de leur habitat dans les environs (autrement dit, sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités piscicoles proposées sur ces espèces et habitats sensibles?

- Des dépôts de matières organiques sous la forme de granulés non consommés peuvent se produire sur le fond marin à des distances allant jusqu'à environ 375 m du site proposé.
- On s'attend à ce que les niveaux d'exposition soient plus élevés près du réseau de parcs en filet et diminuent à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente. On ne

prévoit pas de chevauchement avec les zones d'exposition aux matières organiques dues aux granulés non consommés rejetés des autres sites piscicoles dans le havre Beaver.

- Le site proposé se trouve dans la ZIEB de Quoddy, désignée en raison de son caractère unique et irremplaçable dans la baie de Fundy.
- Le loup atlantique est une espèce en péril qui a été observée à proximité du site proposé, dans la ZEP en milieu benthique. On ignore si les modifications de l'habitat benthique dues à l'augmentation des matières organiques auront une incidence sur l'habitat et l'abondance du loup atlantique.
- Les bivalves présents dans la ZEP, tels que les modioles, les pétoncles et les myes, sont vulnérables à l'étouffement et à des changements de l'état oxygène. Ces espèces ne sont pas uniques au niveau régional dans le havre Beaver.
- Les oursins, les éponges et les anémones présents dans la ZEP pourraient être étouffés, mais peuvent aussi prospérer en raison de la disponibilité accrue de matières organiques déposées. Les espèces identifiées ne sont pas uniques au niveau régional dans le havre Beaver.

Question 3 : Dans quelle mesure les répercussions du site piscicole proposé sur ces espèces sont-elles comparables aux répercussions d'autres sources anthropiques (y compris les exploitations piscicoles existantes)? Les zones d'influence chevauchent-elles la zone liée à ces activités et, si tel est le cas, quelles sont les conséquences possibles?

- Malgré la faible population humaine dans la zone environnante, le havre Beaver est influencé par des activités anthropiques, telles que la charge en nutriments et la pollution, le trafic maritime, les activités de pêche commerciale, la navigation de plaisance, les espèces envahissantes et l'aquaculture.
- Le site proposé se trouve dans une zone où les effets cumulatifs relatifs devraient être élevés dans le voisinage immédiat.
- Les effets cumulatifs des activités de pêche commerciale, de la pisciculture, du trafic maritime et de la pollution d'origine anthropique peuvent dégrader la qualité de l'eau et des sédiments, et accroître les perturbations benthiques et la mortalité accessoire d'espèces benthiques et pélagiques.

Question 4 : Pour soutenir l'analyse du risque d'empêchement dans les infrastructures piscicoles proposées, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?

- Selon la carte des espèces aquatiques en péril du MPO, la baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu, le rorqual commun, la tortue luth et le grand requin blanc pourraient se trouver dans les environs et risquer de s'empêtrer dans les infrastructures.
- D'après les échelles bathymétriques de prédilection, il est peu probable que ces espèces soient présentes près des infrastructures du site, à l'exception du grand requin blanc, qui migre probablement près de cette zone, car plusieurs d'entre eux ont été détectés près des sites piscicoles voisins.

Question 5 : Quelles sont les populations de salmonidés présentes à l'intérieur de la zone géographique où les saumons d'élevage fugitifs sont susceptibles de se rendre? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères présentes dans la

zone d'exposition aux fugitifs du site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la LEP?

- La concession proposée est située dans l'aire de répartition de l'unité désignable de saumon atlantique sauvage de l'extérieur de la baie de Fundy et dans la ZPS 23.
- Les cours d'eau utilisés par les unités désignables de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy, de l'intérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud se trouvent dans le rayon (200 à 300 km) dans lequel on sait que les poissons d'élevage fugitifs se dispersent habituellement.
- Les niveaux des populations de saumon atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud demeurent extrêmement faibles et ces populations ont été évaluées comme étant en voie de disparition par le COSEPAC en 2010; les activités d'évaluation annuelles ont montré que ces populations demeurent faibles. L'unité désignable de l'intérieur de la baie de Fundy est inscrite comme étant en voie de disparition à l'annexe 1 de la LEP.
- L'aquaculture a été définie comme une menace pour le rétablissement de ces trois populations. L'augmentation proposée du nombre de saumons d'élevage dans le havre Beaver posera des risques génétiques et démographiques accrus pour le saumon atlantique sauvage.

Sources d'incertitude

Zones d'exposition prévues

Les résultats des calculs fondés sur les données du promoteur constituent un sous-ensemble de la gamme complète des résultats de calcul potentiels. Les ZEP sont calculées en fonction des données de courantomètre fournies par le promoteur. Ce dernier a enregistré les valeurs de courant à un seul emplacement sur 30 jours, c'est-à-dire que les estimations de premier ordre supposent que le courant est homogène dans l'espace et constant entre les saisons. Il est peu probable que cela soit entièrement représentatif de la variabilité temporelle et spatiale qui pourrait être pertinente pour estimer les zones d'exposition et de dépôt. Les données disponibles sont souvent insuffisantes pour évaluer la probabilité de transport de sédiments vers des zones précises à l'intérieur des ZEP.

Il y a une évolution de l'état des connaissances concernant l'affinement de l'évaluation des ZEP liées aux médicaments administrés par voie alimentaire et aux pesticides et des effets connexes. En particulier, la sélection des valeurs des normes de qualité de l'environnement à utiliser comme seuils change avec les données d'entrée et le choix des processus d'inférence appropriés. Ces valeurs seront également guidées par la définition d'objectifs de gestion clairs par les décideurs. C'est pourquoi une évaluation plus détaillée des effets potentiels des pesticides et des médicaments n'a pas été effectuée à ce stade.

Répartition des espèces et des habitats

Les zones côtières ne sont généralement pas convenablement échantillonnées aux échelles spatiales et temporelles les plus pertinentes pour l'aquaculture (c'est-à-dire sur des dizaines à des centaines de mètres et sur des périodes allant de quelques heures à plusieurs mois), de sorte que l'information sur ces échelles spatiales et temporelles ne figure généralement pas dans les diverses sources de données dont dispose le MPO pour évaluer la présence

d'espèces ou leur utilisation des habitats dans ces zones. Les données provenant de relevés ne permettent pas d'échantillonner complètement la zone dans l'espace ou dans le temps, et des renseignements supplémentaires sur la présence et l'utilisation de l'habitat (fraie, migration, alimentation) doivent être tirés d'études à plus grande échelle. Cependant, le havre Beaver est une zone où des efforts importants ont été déployés pour recueillir des données de surveillance à long terme sur le profil d'établissement du homard et l'utilisation de l'habitat par le homard à des échelles spatiales et temporelles qui correspondent à celles de diverses activités aquacoles.

De nombreuses espèces de ces habitats de fond dur ont des habitudes cryptiques, notamment en occupant les faces inférieures des galets et des blocs rocheux et les espaces interstitiels entre les éléments du substrat physique. Beaucoup sont également de petite taille et ne sont donc pas bien documentées par les relevés vidéo du fond marin, en particulier ceux qui sont effectués avec des systèmes d'imagerie à faible résolution ou un éclairage faible ou lorsque les transects sont réalisés à des vitesses relativement élevées au-dessus du fond. Il est ainsi particulièrement difficile de mener des relevés quantitatifs du homard dans ce type d'habitat, alors qu'il s'agit d'un habitat très approprié pour ceux-ci.

Dans le cadre du présent examen, il convient de noter que plus de 180 taxons de 11 phylums peuvent s'établir dans un habitat complexe de galets et de blocs rocheux, tel que celui fourni lorsque des collecteurs de homards au stade post-larvaire sont déployés sur les fonds marins de cette région côtière (Wilson 2013). Des incertitudes entourent l'étendue complète des interactions potentielles entre la pisciculture et les quelque 180 taxons et plus qui sont présents dans la zone.

Interactions entre poissons sauvages et poissons d'élevage

Sauf en ce qui concerne les cours d'eau repères surveillés, on manque généralement d'information sur la taille et la répartition des populations de saumon atlantique sauvage. De meilleures estimations de la taille de ces populations et de la présence de fugitifs dans les rivières à saumon de la région des Maritimes permettraient d'améliorer l'évaluation des risques génétiques et pour les populations. Il existe également d'importantes lacunes dans les connaissances sur les niveaux de maladie et d'infestation de poux du poisson chez les salmonidés sauvages et d'élevage, et il serait utile de surveiller et de déclarer ces niveaux.

Comparaison des effets d'origine anthropique potentiels

Ce sont les pêches (démersale, ne modifiant pas l'habitat, à faible taux de prises accessoires) qui ont contribué le plus à la cote des effets cumulatifs (33 %) en raison de leur vaste couverture spatiale. Le polygone représentant la pêche du homard couvre tout le site d'intérêt autour de la concession proposée, ce qui est un artefact de ces données cartographiées sur une grille statistique de 10 minutes (Serdynska et Coffen-Smout 2017). Comme il est peu probable que la pêche du homard ait en fait lieu dans toute la zone d'intérêt, la cote des effets cumulatifs pour cette activité est probablement surestimée. En outre, les estimations de la pollution d'origine anthropique couvraient également l'ensemble du site d'intérêt, ayant été interpolées à partir de mesures de sources ponctuelles de la numération des coliformes fécaux qui présentaient des valeurs (intensités) généralement faibles dans l'ensemble de la zone d'intérêt (Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques; ECCC 2019), et sont donc probablement aussi surestimées. Les effets de la navigation de plaisance sont sans doute sous-estimés, car la répartition spatiale et l'ampleur ou la fréquence des petits bateaux sont actuellement inconnues.

De nombreuses activités anthropiques menées à l'échelle régionale et mondiale, qui peuvent chevaucher des activités à l'échelle locale, ont été exclues de cette analyse en raison des limites de la disponibilité des données ou de la résolution spatiale. Les activités historiques qui peuvent avoir des effets hérités (par exemple, contamination des sédiments), les répercussions des perturbations naturelles (par exemple, tempête, vague de chaleur marine) ou les activités épisodiques qui peuvent créer des perturbations peu fréquentes, mais intenses (par exemple, déversement de pétrole) n'ont pas été incluses dans la présente analyse.

Bon nombre de ces effets varieront dans l'espace et le temps (par exemple, augmentation de la circulation de bateaux liée à la pêche saisonnière ou aux activités récréatives, augmentation de la charge en nutriments ou du ruissellement urbain au printemps en raison de la fonte des neiges) et pourraient ainsi être préoccupants à certains moments de l'année. En outre, peu d'information est disponible sur les effets aigus et chroniques de ces agents de stress (par exemple, bruit, lumière, débris marins, changements relatifs aux courants et à la circulation).

L'étendue géographique des activités anthropiques est probablement une estimation minimale. Les distances tampons utilisées dans l'analyse peuvent être une estimation prudente, car les études initiales sur lesquelles les estimations ont été fondées n'ont pas été conçues pour mesurer les distances détectables maximales des répercussions des activités anthropiques. De plus, nous avons supposé que l'influence des activités anthropiques se diffuse également dans toutes les directions, mais il est probable que les courants côtiers et les panaches des cours d'eau influencent la diffusion des effets, particulièrement près du littoral.

Dans l'ensemble, la carte des effets cumulatifs devrait être considérée comme une estimation préliminaire et prudente des utilisations humaines pour le site d'intérêt. Malgré les limites énoncées ci-dessus, cet exercice de cartographie peut permettre de cerner des secteurs particulièrement préoccupants où l'on peut prévoir des effets cumulatifs importants découlant de multiples activités anthropiques qui se chevauchent.

Collaborateurs

Nom	Organisme d'appartenance
Andrushchenko, Irene	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Barrett, Melanie	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Brager, Lindsay	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Cooper, Andrew	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Coulson, Mark	MPO, Secteur des sciences, région de la capitale nationale
Debertin, Allan	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Fitzgerald, Jennifer	MPO, Examen réglementaire, Programme de protection du poisson et de son habitat, région des Maritimes
Greyson, Phillip	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Haigh, Susan	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Hamoutene, Dounia	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Hogan, Derek	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Howse, Victoria	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Kelly, Noreen	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Law, Brent	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Lawton, Peter	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
McIntyre, Tara	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
McKellar-Regnier, Catriona	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
McWilliam, Sherisse	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Murphy, Grace	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Nasmith, Leslie	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes

Nom	Organisme d'appartenance
O'Flaherty-Sproul, Mitchell	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Page, Fred	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Parker, Edward	MPO, Gestion des ressources, région des Maritimes
Raab, Dustin	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Sameoto, Jessica	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Trudel, Marc	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Wilson, Brittany	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes
Wringe, Brendan	MPO, Secteur des sciences, région des Maritimes

Approuvé par

Francine Desharnais
Directrice régionale des Sciences
Région des Maritimes du MPO
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Tél. : 902-220-8371

Date : 26 janvier 2023

Sources de renseignements

- ACFFA. [New Brunswick Annual Sea Lice Management Reports](#). Accessed on June 14 2021.
- Amiro P.G. 1998. [An Assessment of the possible impact of salmon aquaculture on Inner Bay of Fundy Atlantic salmon stocks](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1998/163.
- Amiro, P.G., J.C., B., and Giorno, J.L. 2008. [Assessment of the recovery potential for the Atlantic Salmon Designatable Unit Inner Bay of Fundy: Threats](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/059.
- Arasamuthu, A., Mathews G., and Patterson Edward, JK. 2017. Spatial differences in bacterial and water quality parameters in seagrass meadows of Tuticorin Coast, Gulf of Mannar, southeastern India. *J. Aquat. Biol. Fish.* 5: 1–10.
- Aronsen, T., Ulvan, E.M., Næsje, T.F., and Fiske, P. 2020. Escape history and proportion of farmed Atlantic salmon *Salmo salar* on the coast and in an adjacent salmon fjord in Norway. *Aquac. Environ. Interact.* 12: 371-383.
- Ban, N. and Alder, J. 2008. How wild is the ocean? Assessing the intensity of anthropogenic marine activities in British Columbia, Canada. *Aquat. Conserv.* 18(1): 55–85.
- Ban, N.C., Alidina, H.M., and Ardron, J.A. 2010. Cumulative impact mapping: Advances, relevance and limitations to marine management and conservation, using Canada's Pacific waters as a case study. *Mar. Policy.* 34(5): 876–886.
- Bannister, R. J., Johnsen, I. A., Hansen, P. K., Kutti, T., and Asplin, L. 2016. Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic Salmon aquaculture in fjord systems. *ICES J. Mar. Sci.* 73: 2408–2419.
- Bechmann, R.K., Arnberga, M., Gomieroa, A., Westerlunda, S., Lynga, E., Berrya, M., Thorleifur, A., Jagerb, T., and Burrridge, L.E. 2019. Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp (*Pandalus borealis*) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide. *Ecotox. Environ. Saf.* 180: 473-482.

- Benfey, T.J. 2015. [Biocontainment measures to reduce/mitigate potential post-escape interactions between cultured European-origin and wild native Atlantic Salmon in Newfoundland.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/003.
- Bishop, M.J. 2008. Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 354(1): 111–118.
- Bradbury I.R., Duffy, S., Lehnert, S.J., Johannsson, R., Fridriksson, J.H., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, R., Messmer, A., Layton, K., Kelly, N., Dempson, J.B., and Fleming, I.A. 2020a. Model-based Evaluation of the Genetic Impacts of Farm-escaped Atlantic Salmon on Wild Populations. *Aquac. Environ. Interact.* 12: 45-49.
- Bradbury, I.R., Burgetz, I., Coulson, M.W., Verspoor, E., Gilbey, J., Lehnert, S.J., Kess, T., Cross, T.F., Vasemägi, A., Solberg, M.F., Fleming, I.A., and McGinnity, P. 2020b. Beyond hybridization: the genetic impacts of nonreproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. *Aquac. Environ. Interact.* 12: 429-445.
- Bricker, S.B., Longstaff, B., Dennison, W., Jones, A., Boicourt, K., Wicks, C. and Woerner, J. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change. *Harmful Algae.* 8(1): 21-32.
- Bridger, C.J., Fredriksson, D.W., and Jensen, Ø. 2015. [Physical containment approaches to mitigate potential escape of European-origin Atlantic salmon in south coast Newfoundland aquaculture operations.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/072.
- Brouwer, R., Hadzhiyska, D., Loakeimidis, C., and Ouderdorp, H. 2017. The social costs of marine litter along European coasts. *Ocean Coast. Manag.* 138: 38–49.
- Burrige, L. 2013. [A Review of Potential Environmental Risks Associated with the Use of Pesticides to Treat Atlantic Salmon Against Infestations of Sea Lice in Southwest New Brunswick, Canada.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/050.
- Burrige, L.E., Doe, K.G., and Ernst, W. 2011. [Pathway of effects of chemical inputs from the aquaculture activities in Canada.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/017.
- Burrige, L.E., Haya, K., and Waddy, S.L. 2008. The effect of repeated exposure to the organophosphate pesticide, azamethiphos, on survival and spawning in female American lobsters (*Homarus americanus*). *Ecotox. Environ. Saf.* 69: 411–415.
- Burrige, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000. The lethality of anti-sea lice formulations Salmosan® (azamethiphos) and Excis® (cypermethrin) to stage IV and adult lobsters (*Homarus americanus*) during repeated short-term exposures. *Aquaculture* 182: 27–35.
- Buzeta, M-I. 2014. [Identification and Review of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Bay of Fundy.](#) DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/065.
- Buzeta, M. and Singh, R. 2008. Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Bay of Fundy, Gulf of Maine. Volume 1: Areas identified for review, and assessment of the Quoddy Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2788: vii + 80 p.
- Buzeta, M-I., Singh, R., and Young-Lai, S. 2003. Identification of Significant Marine and Coastal Areas in the Bay of Fundy. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aqua. Sci.* 6473: xii + 177 pp + figs.

- Carr, J.W., Anderson, J.M., Whoriskey, F.G., and Dilworth, T. 1997. The occurrence and spawning of cultured Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a Canadian river. ICES J. Mar. Sci. 54(6): 1064-1073.
- Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Hitoshi, A., Syåsand, T., and Glover, K.A. 2015. IBSEM: An Individual-Based Atlantic Salmon Population Model. PLoS One 10(9):e0138444.
- Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Araki, H., Svåsand, T., and Glover, K.A. 2018. Modeling Fitness Changes in Wild Atlantic Salmon Populations Faced by Spawning Intrusion of Domesticated Escapees. Evol. Appl. 11 : 1010-1025.
- Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., Lawton, P., Singh, R., and Greenberg, D.A. 2007. Evaluation of Bay Management Area Scenarios for the Southwestern New Brunswick Salmon Aquaculture Industry: Aquaculture Collaborative Research and Development Program Final Project Report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2722: v + 69 p.
- Chang, B.D., Page, F.H. et Hamoutene, D. H. 2022. [Utilisation de médicaments et de pesticides par l'industrie canadienne de l'aquaculture des poissons marins de 2016 à 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. rech. 2021/037. xii + 131 p.
- Chen, Y.S., Beveridge, M.C.M., and Telfer, T.C. 1999. Settling Rate Characteristics and Nutrient Content of the Faeces of Atlantic Salmon, *Salmo salar* L. and the Implications for Modelling of Solid Waste Dispersion. Aquac. Res. 30: 395-398.
- Chen Y.S. Beveridge M.C.M., Telfer T.C. and Roy W.J. 2003. Nutrient Leaching and Settling Rate Characteristics of the Faeces of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) and the Implications for Modelling of Solid Waste Dispersion. J. Appl. Ichthyol. 19 : 114-117.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., and Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. Divers. Distrib. 17(6): 1161-1172.
- Clarke Murray, C., Agbayani, S., Alidina, H.M., and Ban, N.C. 2015. Advancing Marine Cumulative Effects Mapping: An Update in Canada's Pacific Waters. Mar. Policy 58: 71-77.
- Cromey, C.J., Nickell, T.D., and Black, K.D. 2002. DEPOMOD Modelling the Deposition and Biological Effects of Waste Solids from Marine Cage Farms. Aquaculture 214: 211-239.
- Cullain, N., Mclver, R., Schmidt, A.L., Milewski, I., and Lotze, H.K. 2018. Impacts of organic enrichment from finfish aquaculture on seagrass beds and associated macroinfaunal communities in Atlantic Canada. PeerJ Prepr. No. e26832v1.
- Daoud, D., McCarthy, A., Dubetz, C. and Barker, D.E. 2018. The effects of emamectin benzoate or ivermectin spiked sediment on juvenile American lobsters (*Homarus americanus*). Ecotoxicol. Environ. Saf. 163: 636-645.
- Darbyson, E., Locke, A., Hanson, J.M. and Willison, J.M. 2009. Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. Aquat. Invasions 4(1): 87-94.
- DFO. 2003. A scientific review of the potential environmental effects of aquaculture in aquatic ecosystems. Volume 1. Far-field environmental effects of marine finfish aquaculture (B.T. Hargrave); Ecosystem level effects of marine bivalve aquaculture (P. Cranford, M. Dowd, J. Grant, B. Hargrave and S. McGladdery); Chemical use in marine finfish aquaculture in Canada: a review of current practices and possible environmental effects (L.E. Burrige). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2450: ix + 131 p.

- DFO. 2004. [Identification of ecologically and biologically significant areas](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Ecosystem Status Rep. 2004/006.
- DFO. 2010a. [Occurrence, susceptibility to fishing, and ecological function of corals, sponges, and hydrothermal vents in Canadian waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2010/041.
- DFO. 2010b. [Pathways of Effects for Finfish and Shellfish Aquaculture](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2009/071.
- DFO. 2013a. [Potential exposure and associated biological effects from aquaculture pest and pathogen treatments: anti-sea lice pesticides \(part II\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2013/049.
- DFO. 2013b. [Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2013/009.
- DFO. 2013c. [Potential Effects Surrounding the Importation of European-Origin Cultured Atlantic Salmon to Atlantic Salmon Populations and Habitats in Newfoundland](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2013/050.
- DFO. 2014a. [Recovery potential assessment for Outer Bay of Fundy Atlantic Salmon](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2014/021.
- DFO. 2014b. [Sea Lice Monitoring and Non-Chemical Measures](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2014/006.
- Diserud, O. H., Fiske, P., Sægrov, H., Urdal, K., Aronsen, T., Lo, H., Barlaup, B. T., Niemela, E., Orell, P., Erkinaro, J., Lund, R. A., Økland, F., Østborg, G. M., Hansen, L. P., and Hindar, K. 2019. Escaped farmed Atlantic salmon in Norwegian rivers during 1989–2013. – ICES J. Mar. Sci. 76(4): 1140-1150.
- Donaldson, A., Gabriel, C., Harvey, B.J., and Carolsfeld, J. 2010. [Impacts of Fishing Gears other than Bottom Trawls, Dredges, Gillnets and Longlines on Aquatic Biodiversity and Vulnerable Marine Ecosystems](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/011.
- ECCC (Environment and Climate Change Canada). 2019. [Shellfish Water Classification Program – Marine Water Quality Data in Nova Scotia](#). (Accessed in March 2021).
- Elson, P.F. 1967. Effects on Wild Young Salmon of Spraying DDT over New Brunswick Forests. J. Fish. Res. Board Can. 24(4): 731-767.
- Escobar-Lux, R.H. and Samuelsen, O.B. 2020. The acute and delayed mortality of the Northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*) when exposed to hydrogen peroxide. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 105(5): 705-710.
- Escobar-Lux, R.H., Parsons, A., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A-L. 2020. Short-term exposure to hydrogen peroxide induces mortality and alters exploratory behavior of European lobster (*Homarus gammarus*). Ecotox. Env. Saf. 204: 111111.
- Findlay, R.H. and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos, p. 47–78. In: Hargrave, B.T. Ed. 1994. Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1949: xi + 125 p.

- Fleming, I. A., Hindar, K., Mjølnerød, I. B., Jonsson, B., Balstad, T., and Lamberg, A. 2000. Lifetime Success and Interactions of Farm Salmon Invading a Native Population. *Proc. Biol. Sci.* 267(1452): 1517–1523.
- Føre, H.M., and Thorvaldsen, T. 2021. Causal analysis of escape of Atlantic salmon and rainbow trout from Norwegian fish farms during 2010–2018. *Aquaculture* 532: 736002.
- Forseth, T., Barlaup, B.T., Finstad, B., Fiske, P., Gjørseter, H., Falkegård, M., Hindar, A., Mo, T.A., Rikardsen, A.H., Thorstad, E.B., Vøllestad, L.A., and Wennevik, V. 2017. The major threats to Atlantic salmon in Norway. *ICES J. Mar. Sci.* 74(6): 1496-1513.
- Frazer N.L., Morton A. and Krkošek M. 2012. Critical thresholds in sea lice epidemics: evidence, sensitivity and subcritical estimation. *Proc. Royal Soc. B.* 279: 1950-1958.
- Fuller, S.D., Picco, C., Ford, J., Tsao, C.F., Morgan, L.E., Hangaard, D. and Chuenpagdee, R. 2008. Addressing the Ecological Impacts of Canadian Fishing Gear. Ecology Action Centre, Living Oceans Society, and Marine Conservation Biology Institute.
- Galgani, F., Hanke, G. and Maes, T. 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. *In* Marine anthropogenic litter (pp. 29-56). Springer, Cham.
- Gibson, A.J.F., H.D. Bowlby, D.L. Sam, and P.G. Amiro. 2009a. [Review of DFO Science information for Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) populations in the Southern Upland region of Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/081.
- Gibson, A.J.F., Jones, R.A., and Bowlby, H.D. 2009b. Equilibrium Analyses of a Population's Response to Recovery Activities: A Case Study with Atlantic Salmon. *North Amer. J. Fish. Manag.* 29(4): 958-974.
- Gibson, A.J.F., Bowlby, H.D., Hardie D., and O'Reilly, P. 2011. Populations on the Brink: Atlantic Salmon (*Salmo salar*) in the Southern Upland Region of Nova Scotia, Canada. *North Amer. J. Fish. Manag.* 31: 733–741.
- Gibson, A.J.F., and Claytor, R.R. 2012. [What is 2.4? Placing Atlantic Salmon Conservation Requirements in the Context of the Precautionary Approach to Fisheries Management in the Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/043. iv + 21 p.
- Gilbey, J., Sampayo, J., Cauwelier, E., Malcolm, I., Millidine, K., Jackson, F., and Morris, D.J.. 2021. A national assessment of the influence of farmed salmon escapes on the genetic integrity of wild Scottish Atlantic salmon populations. *Scott. Mar. Freshw. Sci.* 12(12).
- GGGI (Global Ghost Gear Initiative). 2021. [Best Practice Framework for the Management of Aquaculture Gear](#). Prepared by Huntington, T. Poseidon Aquatic Resources Management Ltd. for GGGI. 81 pp. Accessed on October 6 2021.
- Glover, K.A., Quintela, M., Wennevik, V., Besnier, F., Sorvik, A.G.E., and Skaala, O. 2012. Three Decades of Farmed Escapees in the Wild: A Spatio-Temporal Analysis of Atlantic Salmon Population Genetic Structure throughout Norway. *PLoS One* 7(8).
- Glover, K.A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M., and Skaala, Ø. 2013. Atlantic Salmon Populations Invaded by Farmed Escapees: Quantifying Genetic Introgression with a Bayesian Approach and SNPs. *BMC Genet.* 14(1): 1-19.

- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Araki, H., Skaala, Ø, and Syåsand, T. 2017. Half a Century of Genetic Interaction Between Farmed and Wild Atlantic Salmon: Status of Knowledge and Unanswered Questions. *Fish Fish.* 18(5): 890-927.
- Glover, K.A., Wennevik, V., Hindar, K., Skaala, O., Fiske, P., Solberg, M.F., Diserud, O.H., Svasand, T., Karlsson, S., Andersen, L.B., and Grefsrud, E.S. 2020. The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic salmon escapees in a risk assessment framework. *Fish Fish.* 21(6): 1077-1091.
- Gökalp M., Mes D., Nederlof M., Zhao H., Merijn de Goeij J., and Osinga, R. 2021. The potential roles of sponges in integrated mariculture. *Rev. Aquac.* 13: 1159-1171.
- Goodman, A.J., Walker, T.R., Brown, C.J., Wilson, B.R., Gazzola, V., and Sameoto, J.A., 2020. Benthic marine debris in the Bay of Fundy, eastern Canada: Spatial distribution and categorization using seafloor video footage. *Mar. Pollut. Bull.* 150: 110722.
- Gordon, D.J., Gilkinson, K., Kenchington, E., Prena, P., Bourbannais, C., MacIsaac, K., McKeown, D., and Vass, W. 2002. Summary of the Grand Banks otter trawling experiment (1993-1995): Effects on benthic habitat and communities. *Can. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2416: 72pp.
- Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., and Fujita, R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948-952.
- Hamoutene D., Ryall E., Porter E., Page F.H., Wickens K., Wong D., Martell J., Burrige L., Villeneuve J., and Miller C. En préparation. Discussion sur les normes de qualité environnementale (NQE) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine. *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2022/066.
- Hansen, P.K., Ervik, A., Schaanning, M., Johannessen, P., Aure, J., Jahnsen, T. and Stigebrandt, A. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming. II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture* 194: 75–92.
- Hargrave, B.T., Holmer, M., and Newcombe, C.P. 2008. Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 810–824.
- Hargrave, B. T. 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquac. Environ. Interact.* 1: 33–46.
- Heino, M., Svåsand, T., Wennevik, V., and Glover, K.A. 2015. Genetic Introgression of Farmed Salmon in Native Populations: Quantifying the Relative Influence of Population Size and Frequency of Escapees. *Aquac. Environ. Interact.* 6: 185-190.
- Henry, L., Kenchington, E., Kenchington, T., MacIsaac, K., Bourbonnais-Boyce, C., and Gordon, D. 2006. Impacts of otter trawling on colonial epifaunal assemblages on a cobble bottom ecosystem on Western Bank (northwest Atlantic). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 306: 63-78.

- Hunt, H.L., Wahle, R.A., Tremblay, J., Comeau, M., Silva, A., and Rochette, R. 2017. Spatial patterns of richness and abundance of benthic decapod crustaceans and fishes in the Northwest Atlantic as measured by passive cobble-filled collectors. *Mar. Biol. Res.* 13(7): 707-725
- Jensen, A.J., Karlsson, S., Fiske, P., Hansen, L.P., Hindar, K., and Østborg, G.M. 2013. Escaped farmed Atlantic salmon grow, migrate and disperse throughout the Arctic Ocean like wild salmon. *Aquac. Environ. Interact.* 3(3): 223-229.
- Jóhannsson, R., Guðjónsson, S., Steinarsson, A., and Friðriksson, J. 2017. Risk assessment due to possible genetic mixing between farmed salmon and natural salmon stocks in Iceland. Marine and Freshwater Research Institute, Reykjavik.
- Kappel, C.V., Halpern, B.S., Selkoe, K.A., and Cookie, R.M. 2012. Eliciting Expert Knowledge of Ecosystem Vulnerability to Human Stressors to Support Comprehensive Ocean Management. *In* Perera, A., Drew, C., and Johnson, C. (ed) *Expert Knowledge and Its Application in Landscape Ecology*. Springer, New York, NY.
- Karlsson, S., Diserud, O.H., Fiske, P., and Hindar, K. 2016. Widespread genetic introgression of escaped farmed Atlantic salmon in wild salmon populations. *ICES J. Mar. Sci.* 73(10): 2488-2498.
- Kelly, N.E., Guijarro-Sabaniel, J., and Zimmerman, R. 2021. Anthropogenic nitrogen loading and risk of eutrophication on the coastal zone of Atlantic Canada. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 263: 107630.
- Kenchington, E.L.R., Gilkinson, K.D., MacIsaac, K.G., Bourbonnais-Boyce, C., Kenchington, T.J., Smith, S.J., and Gordon, D.C. 2006. Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages on Western Bank, northwest Atlantic Ocean. *J. Sea Res.* 56(3): 249-270.
- Kenchington, E. 2014. A General Overview of Benthic Ecological or Biological Significant Areas (EBSAs) in Maritimes Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3072: iv+45
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffrey, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. Predicting the Impacts of Escaped Farmed Atlantic Salmon on Wild Salmon Populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75: 506-512.
- Kristoffersen, A.B., Rees, E.E., Stryhn, H., Ibarra, R., Campisto, J.-L., Revie, C.W., and St-Hilaire, S. 2013. Understanding sources of sea lice for salmon farms in Chile. *Prev. Vet. Med.* 111: 165-175.
- Krkošek, M. 2010. Host Density Thresholds and Disease Control for Fisheries and Aquaculture. *Aquac. Environ. Interact.* 1: 21-32.
- Lacroix, G. L. 2013. Population-specific ranges of oceanic migration for adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) documented using pop-up satellite archival tags. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70(7): 1011–1030.
- Law, B.A., Hill, P.S., Maier, I., Milligan, T.G., and Page, F. 2014. Size, settling velocity and density of small suspended particles at an active salmon aquaculture site. *Aquac. Environ. Interact.* 6: 29-42.
- Law, B.A., Hill, P.S., Milligan, T.G., and Zions, V.S. 2016. Erodibility of aquaculture waste from different bottom substrates. *Aquac. Environ. Interact.* 8: 575-584.

- Lawton, P., and Lavalli, K.L. 1995. Post-larval, juvenile, and adult ecology. In Factor, J.R. (ed) *Biology of the lobster *Homarus americanus**. Academic Press, New York, pp. 47-81.
- Leon, L.M., and Warnken, J. 2008. Copper and sewage inputs from recreational vessels at popular anchor sites in a semi-enclosed Bay (Qld, Australia): estimates of potential annual loads. *Mar. Pollut. Bull.* 57(6-12): 838-845.
- Lewin, W.C., Weltersbach, M.S., Ferter, K., Hyder, K., Mugerza, E., Prellezo, R., Radford, Z., Zarauz, L. and Strehlow, H.V. 2019. Potential environmental impacts of recreational fishing on marine fish stocks and ecosystems. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 27(3): 287-330.
- Macfadyen, G., Huntington, T., and Cappell, R. 2009. Abandoned, lost or otherwise discarded fishing gear. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper* 523.
- Mahlum, S., Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., and Velle, G. 2020. Salmon on the lam: Drivers of escaped farmed fish abundance in rivers. *J. Appl. Ecol.* 58(3): 550-561.
- Marshall, T.L. 2014. [Inner Bay of Fundy \(iBoF\) Atlantic Salmon \(*Salmo salar*\) Marine Habitat: Proposal for Important Habitat](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/071.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R., Maoiléidigh, N., Baker, N., Cotter, D., O’Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J., and Cross, T. 2003. Fitness Reduction and Potential Extinction of Wild Populations of Atlantic Salmon, *Salmo salar*, as a Result of Interactions with Escaped Farm Salmon. *Proc. Royal Soc. B.* 270: 2443-2450.
- McIver, R., Milewski, I., Loucks, R., and Smith, R. 2018. Estimating nitrogen loading and far-field dispersal potential from background sources and coastal finfish aquaculture: a simple framework and case study in Atlantic Canada. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 205: 46-57.
- Mill, K., Sahota, C., Hayek, K., and Kennedy, C. J. 2021. Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn (*Pandalus platyceros*). *Aquac. Res.* 53(1): 109-124.
- Morris, M.R.J., Fraser, D.J., Heggelin, A.J., Whoriskey, F.G., Carr, J.W., O’Neil, S.F., and Hutchings, J.A. 2008. Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(12): 2807-2826.
- MPO. 2018. [Stratégies pour la conception d’un réseau d’aires marines protégées dans la biorégion du plateau néo-écossais](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/006.
- MPO. 2020a. [Mise à jour de l’état des stocks de hareng des divisions 4VWX pour la saison de pêche 2019/2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/050.
- MPO. 2020b. [Mise à jour de l’état du stock des populations de saumon de l’Atlantique \(*Salmo salar*\) des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/002.
- MPO. 2020c. [Mise à jour de l’état du stock des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/031.
- MPO. 2021a. [Mise à jour de l’état du stock de homard d’Amérique \(*Homarus americanus*\) dans les zones de pêche du homard 36 et 38 pour l’année 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2021/020.
- MPO. 2021b. [Mise à jour de l’état du stock d’aiglefin \(*Melanogrammus aeglefinus*\) dans les divisions 4X5Y de l’OPANO pour 2020](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/021.

- MPO. 2021c. [Avis pour informer l'élaboration d'un programme de surveillance après le rejet de médicaments et de pesticides par les sites de pisciculture marine à l'appui du Règlement sur les activités d'aquaculture](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/013.
- MPO. 2022. [Examen des évaluations de base de Marine Harvest Atlantic Canada Inc. pour les choix de sites aquacoles sur la côte sud de Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/002.
- [MSC50 Wind and Wave Climate Hindcast](#). Data received on July 12 2021.
- Murillo, F.J., Kenchington, E., Sacau, M., Piper, D.J.W., Wareham, V. and Munoz, A. 2011. New VME indicator species (excluding corals and sponges) and some potential VME elements of the NAFO Regulatory Area. Serial No. N6003. NAFO SCR Doc. 11/73, 20 pp.
- NBDAAF (New Brunswick Department of Agriculture, Aquaculture, and Fisheries). [Marine Aquaculture Site Mapping Program](#). Accessed on December 9 2021.
- O'Connell, M.F., Reddin, D.G., Amiro, P.G., Caron, F., Marshall, T.L., Chaput, G., Mullins, C.C., Locke, A., O'Neill, S.F., and Cairns, D.K. 1997. [Estimates of conservation spawner requirements for Atlantic Salmon \(*Salmo salar* L.\) for Canada](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 1997/100.
- Oppenheim, N., Wahle, R., Brady, D., Goode, A., and Pershing, A. 2019. The cresting wave: larval settlement and ocean temperatures predict change in the American lobster harvest. *Ecol. Appl.* 29(8) : e02006.
- Parsons, A., Escobar-Lux, R.H., Sævik, P., Samuelsen, O.B. and Agnalt, A-L. 2020. The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster (*Homarus gammarus*) larvae in the Norwegian marine environment. *Environ. Poll.* 264: 114725.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16: 229–311.
- Pershing, A., Wahle, R.A, Meyers, P., and Lawton, P. 2013. Large-scale coherence in New England lobster settlement associated with regional weather. *Fish. Oceanogr.* 21: 348-362.
- Perkins, M.J., Ng, T.P., Dudgeon, D., Bonebrake, T.C. and Leung, K.M. 2015. Conserving intertidal habitats : what is the potential of ecological engineering to mitigate impacts of coastal structures? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 167: 504-515.
- PMRA. 2014. Hydrogen Peroxide, Proposed Registration Document, PRD2014-11, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016a. Hydrogen Peroxide, Registration Decision, PRD2016-18, Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2016b. Azamethiphos, Proposed Registration Document, PRD2016-25. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- PMRA. 2017. Azamethiphos, Registration Decision, PRD2017-13. Pesticide Management Regulatory Agency, Health Canada.
- Reid R.N., Cargnelli, L.M., Griesbach, S.J., Packer, D.B., Johnson, D.L., Zetlin, C.A., Morse, W.W, Berrien, P.L. 1999. Essential Fish Habitat Source Document: Atlantic Herring, *Clupea harengus*, Life History and Habitat Characteristics. NOAA Tech. Memo. NMFS-NE 192.

- SEPA (Scottish Environment Protection Agency. 2019. [Supporting Guidance \(WAT-SG-53\) Environmental Quality Standards and Standards for Discharges to Surface Waters \(v7\)](#). Accessed on March 10, 2022.
- Sephton, D., Vercaemer, B., Silva, A., Stiles, L., Harris, M., and Godin, K. 2017. Biofouling monitoring for aquatic invasive species (AIS) in DFO Maritimes Region (Atlantic shore of Nova Scotia and southwest New Brunswick): May–November 2012-2015. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3158: ix + 172p.
- Serdynska, A. and Coffen-Smout, S. 2017. Mapping Inshore Lobster Landings and fishing effort on a maritimes region statistical grid (2012 – 2014). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3177: 28 pp.
- Skilbrei, O.T., Heino M., and Svåsand, T. 2015. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway. *ICES J. Mar. Sci.* 72(2): 670-685.
- Skøien, K.R., Aas, T.S., Alver, M.O., Romarheim, O.H., and Alfredsen, J.A. 2016. Intrinsic Settling Rate and Spatial Diffusion Properties of Extruded Fish Feed Pellets. *Aquac. Eng.* 74: 30-37.
- Sutherland, T.F., Amos, C.F., Ridley, C., Droppo, I.G. and Peterson, S.A. 2006. The settling behaviour and benthic transport of fish feed pellets under steady flows. *Estuaries Coasts.* 29: 810-819.
- Swall, V.R., Cardone, V.J., Ferguson, M., Gummer, D.J., Harris, E.L., Orelup, E.A., and Cox, A.T. 2006. The MSC50 wind and wave reanalysis. *In Proceedings of the 9th International Workshop on Wave Hindcasting and Forecasting.* Vol. 25, p.29. Victoria, BC, Canada.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., and Bradbury, I.R. 2018. Migration Effort and Wild Population Size Influence the Prevalence of Hybridization Between Escaped Farmed and Wild Atlantic Salmon. *Aquac. Environ. Interac.* 10: 401-411.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., Castellani, M., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2019. Estimating the Relative Fitness of Escaped Farmed Salmon Offspring in the Wild and Modeling the Consequences of Invasion for Wild Populations. *Evol. Appl.* 12(4) : 705-717.
- Teffer, A.K., Carr, J., Tabata, A., Schulze, A., Bradbury, I., Deschamps, D., Gillis, C.A., Brunsdon, E.B., Mordecai, G. and Miller, K.M. 2020. A molecular assessment of infectious agents carried by Atlantic salmon at sea and in three eastern Canadian rivers, including aquaculture escapees and North American and European origin wild stocks. *Facets.* 5(1): 234-263.
- Therriault, T.W. and Herborg, L-M. 2007. [Risk assessment for two solitary and three colonial tunicates in both Atlantic and Pacific Canadian waters.](#) *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2007/063.
- Tornero, V. and Hanke, G. 2016. Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. *Mar. Pollut. Bull.* 112(1-2): 17-38.
- Waddy, S.L., Burrige, L.E., Hamilton, M.N., Mercer, S.M., Aiken, D.E., and Haya, K. 2002. Emamectin benzoate induces molting in American lobster, *Homarus americanus*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1096–1099.

- Wahle, R.A., Cobb, J.S., Incze, L.S., Lawton, P., Gibson, M., Glenn, R., Wilson, C., and Tremblay, J. 2010. The American lobster settlement index at 20 years: looking back – looking ahead. *J. Mar. Biol. Ass. India*. 52: 180-188.
- Wahle, R.A., Bergeron, C.E., Tremblay, J., Wilson, C., Burdett-Coutts, V., Comeau, M., Rochette, R., Lawton, P., Glenn, R., and Gibson, M. 2013. The geography and bathymetry of American lobster benthic recruitment as measured by diver-based suction sampling and passive collectors. *Mar. Biol. Res.* 9(1): 42-58.
- Watling, L. and Norse, E.A. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conserv. Biol.* 12(6) : 1180-1197.
- Wildish, D.J., Hargrave, B.T., and Pohle, G. 2001. Cost-effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 469–476.
- Wilson, B.M. 2013. Biodiversity of shallow rocky subtidal habitat in the Quoddy Region of the Bay of Fundy, as assessed using cobble-filled collectors. MSc Thesis. University of New Brunswick. 200 pages.
- Wilson, B.R., Brown, C.J., Sameoto, J.A., Lacharité, M., Redden, A.M., and Gazzola, V. 2021. Mapping seafloor habitats in the Bay of Fundy to assess megafaunal assemblages associated with *Modiolus modiolus* beds. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 252: 107294.
- Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., Hamilton, L.C., Anderson, E.C., Fleming, I.A., Grant, C., Dempson, B., Veinott, G., Duffy, S.J., and Bradbury, I.R. 2018. Extensive Hybridization Following a Large Escape of Domesticated Atlantic Salmon in the Northwest Atlantic. *Commun. Biol.* 1(1) : 1-9.

Annexe A : Recherches dans les bases de données sur les espèces présentes dans la région d'intérêt

Nous avons consulté les bases de données régionales contenant des enregistrements de 2002 à 2018 pour obtenir des renseignements sur les espèces observées dans les zones d'exposition prévues (ZEP) du site proposé et les activités aquacoles connexes : les relevés par navire de recherche dans les Maritimes, la base de données sur les relevés de l'industrie, le Système d'information sur les pêches des Maritimes, l'Ocean Biodiversity Information System, la base de données sur les observations de baleines et la base de données sur les observations du North Atlantic Right Whale Consortium. La liste des espèces enregistrées figure dans le tableau A1. Les efforts d'observation n'ont pas été quantifiés (c'est-à-dire que les nombres ne peuvent être utilisés pour estimer la véritable densité ou abondance de l'espèce dans une zone donnée). Le manque d'observations ne signifie pas que l'espèce n'est pas présente dans une région en particulier.

Tableau A1. Enregistrements d'espèces présentés sous forme de nombres combinés provenant de toutes les bases de données interrogées. Les noms d'espèces correspondent à ceux figurant dans les bases de données.

Espèce	Enregistrements (bases de données combinées)
Crevette nordique, <i>Pandalus borealis</i>	493
Pétoncle géant	87
Plie rouge	49
Sole grise, plie grise	30
Flétan atlantique	29
Hareng	25
Aiglefin	22
Morue	15
Plie, non spécifiée	9
Merluche blanche	5
Chabot	5
Raie	4
Calmar, <i>Illex</i>	4
Goberge	3
Holothurie	1

Annexe B : Données sur les vagues

Les données sur les vagues ont été tirées du modèle de simulation rétrospective des vents et des vagues (MSC50), qui fournit des simulations rétrospectives pour la période allant de 1954 à 2018 sur une grille de 0,1 degré pour les provinces canadiennes des Maritimes. Ces simulations ont été produites selon la méthode décrite dans Swail *et al.* (2006). Le point de la grille le plus proche du site proposé, M6007891, se trouve à 45° N, 66,7° O, soit à environ 10 km au large du centre des parcs (figure B1). Nous examinons ici les résultats concernant la hauteur de l'onde significative (définie comme l'amplitude moyenne des 30 % des vagues les plus hautes), la direction dominante des vagues (définie comme la direction associée à la période spectrale maximale) et la période spectrale maximale du spectre total.

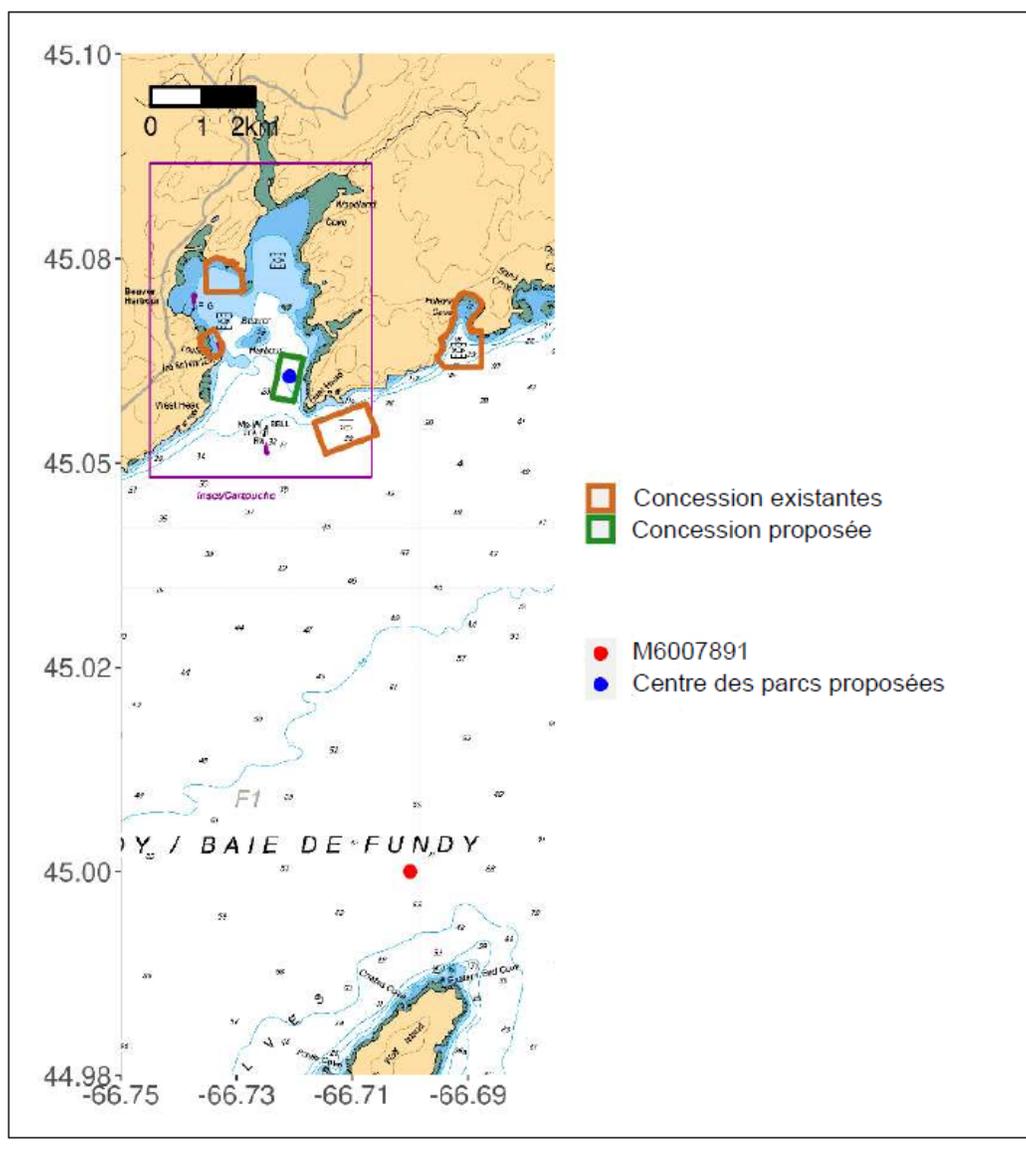


Figure B1. Emplacement de la simulation rétrospective des données sur les vagues.

Les vagues proviennent principalement des quadrants nord-ouest et sud-est, les plus grandes vagues venant du sud-sud-est (figure B2).

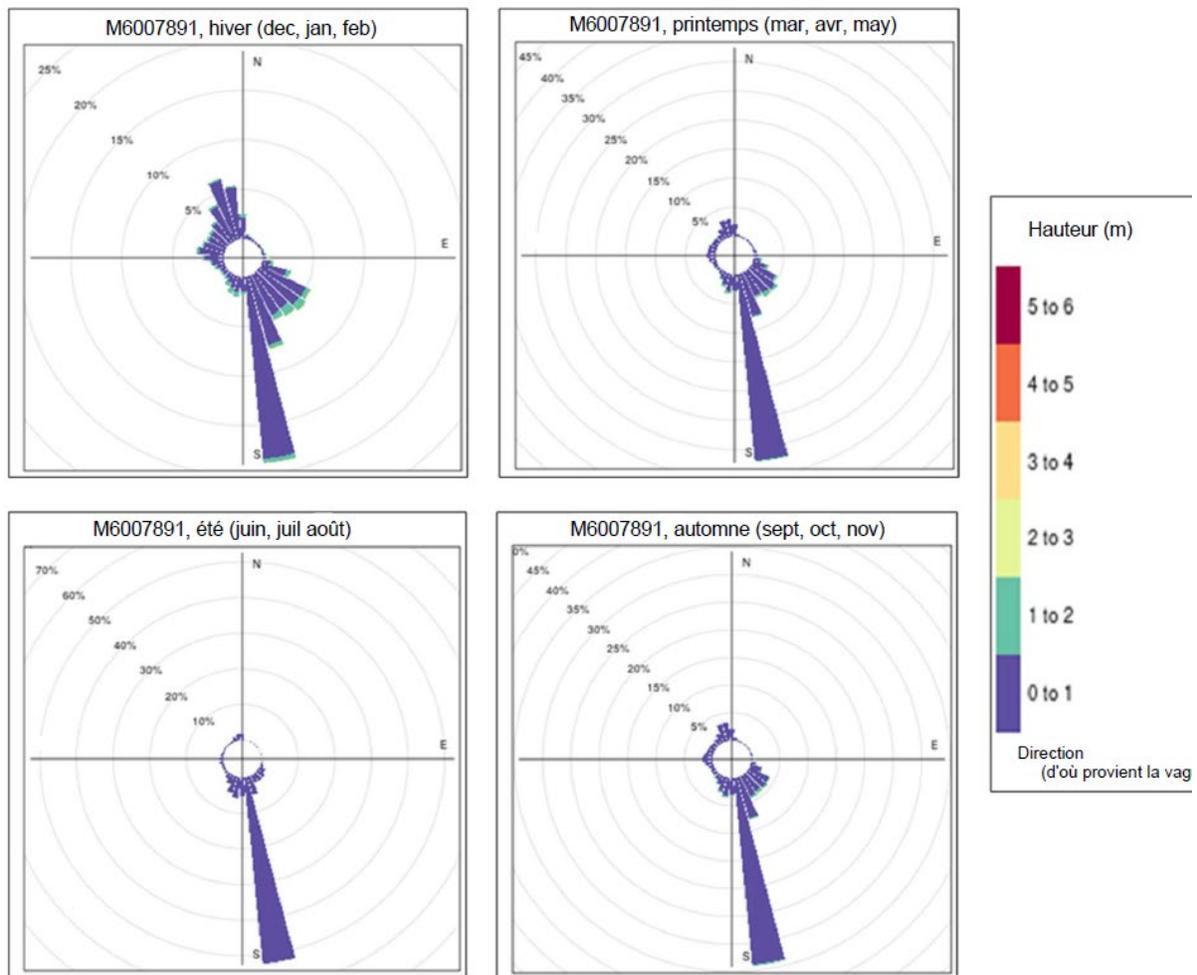


Figure B2. Rosace directionnelle de la hauteur de l'onde significative prédite, par saison, au site M6007891. L'orientation d'un pétale dans la rosace indique la direction d'où provient la vague, la longueur du pétale représente la fréquence des vagues provenant de la direction en question et les couleurs illustrent la magnitude de la hauteur de la vague.

Les hauteurs de l'onde significative sont en majorité inférieures à un mètre, mais elles peuvent dépasser quatre mètres (figure B3, graphique de gauche). On observe une variation saisonnière de la hauteur de l'onde significative et de la direction dominante (figure B3, graphique de gauche et graphique de droite); les hauteurs plus faibles de l'onde significative interviennent généralement pendant les mois d'été et moins de vagues proviennent du nord-ouest en été que pendant les autres périodes de l'année. Des variations saisonnières existent également dans la période spectrale maximale des vagues, avec une période médiane plus grande entre mai et septembre qu'entre octobre et avril (figure B4).

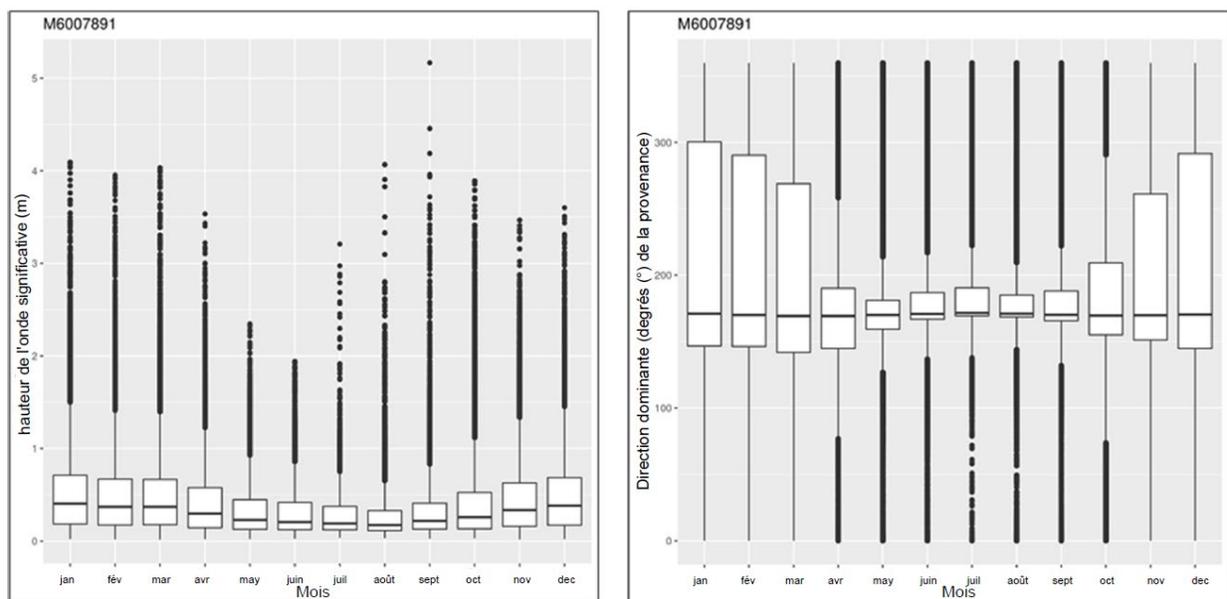


Figure B3. Diagramme en boîte à moustaches des statistiques de la hauteur de l'onde significative prédite (**à gauche**) et de la direction dominante prédite des vagues (**à droite**) au site M6007891, par mois de l'année. Chaque boîte indique du 25^e (Q1) au 75^e percentile (Q2), la moyenne étant représentée par la ligne horizontale en gras à l'intérieur de la boîte. Les « moustaches », c'est-à-dire les lignes verticales à l'extérieur de la boîte, s'étendent vers le bas jusqu'à $Q1 - 1,5 \cdot EI$ et vers le haut jusqu'à $Q3 + 1,5 \cdot EI$, où EI (écart interquartile) = $Q3 - Q1$. Les données qui dépassent les moustaches sont représentées par des points. Les directions des vagues sont données en degrés (°) de la provenance (c'est-à-dire la direction d'où viennent les vagues).

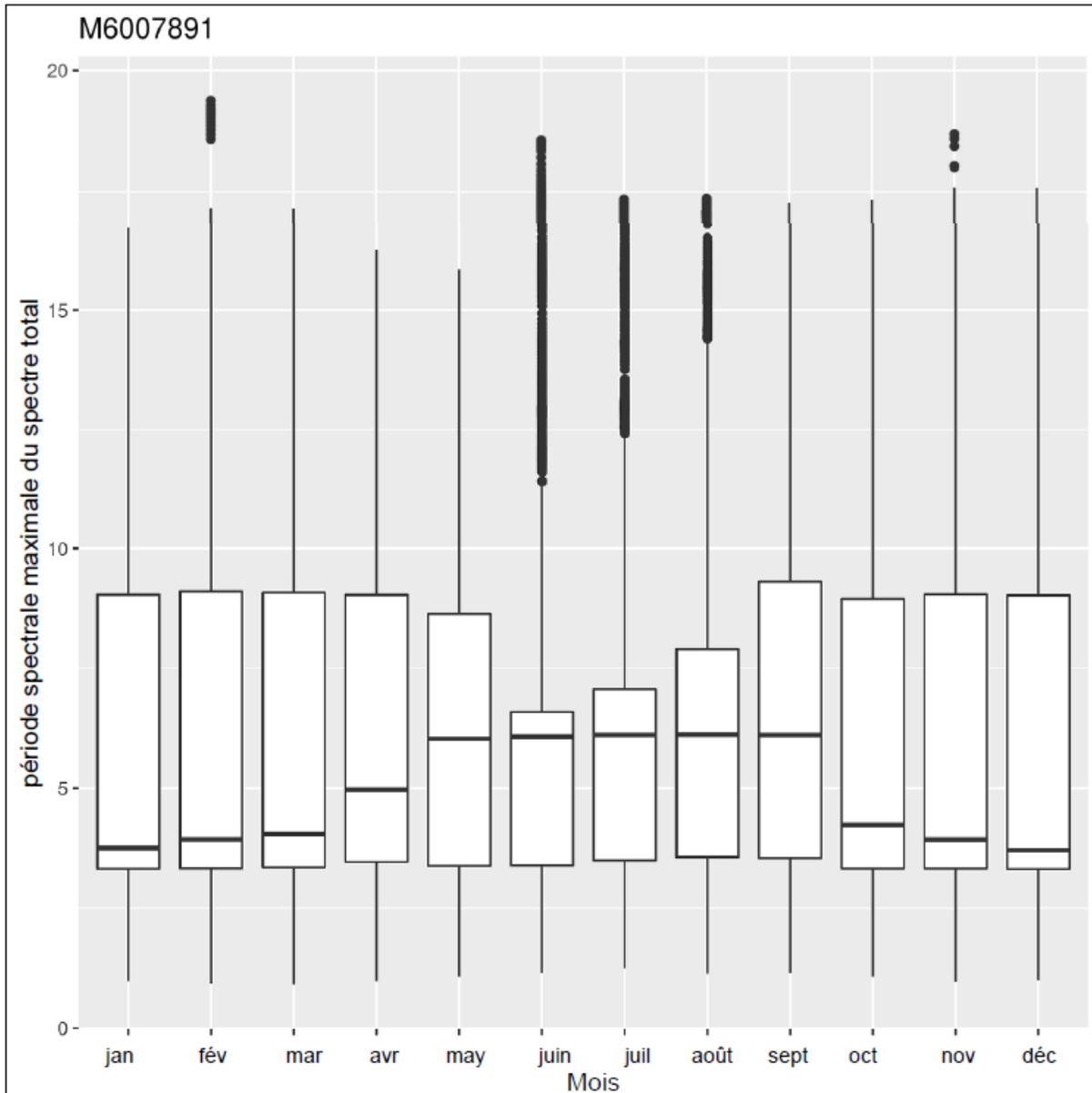


Figure B4. Diagramme en boîte à moustaches des statistiques de la période spectrale maximale du spectre total au site M6007891, par mois de l'année. Chaque boîte indique du 25^e (Q1) au 75^e percentile (Q2), la moyenne étant représentée par la ligne horizontale en gras à l'intérieur de la boîte. Les « moustaches », c'est-à-dire les lignes verticales à l'extérieur de la boîte, s'étendent vers le bas jusqu'à $Q1 - 1,5 \cdot EI$ et vers le haut jusqu'à $Q3 + 1,5 \cdot EI$, où EI (écart interquartile = $Q3 - Q1$). Les données qui dépassent les moustaches sont représentées par des points.

On constate également une variation interannuelle de la hauteur de l'onde significative, la hauteur maximale annuelle de l'onde significative variant de 1,919 à 5,167 m avec un maximum médian de 3,020 m et un maximum moyen de 3,053 m. Les hauteurs maximales annuelles de l'onde significative se produisent en majorité pendant les mois d'hiver (figure B5). Bien que les hauteurs de l'onde significative soient en majorité inférieures à un mètre, elles devraient être plus grandes sur le site de la concession proposée qu'au site M6007891 en raison de la faible

profondeur bathymétrique. En outre, du fait de l'emplacement du site proposé et de la direction dominante prévue des vagues, il est peu probable que les vagues du sud-ouest soient amorties car la baie offre peu d'abris.

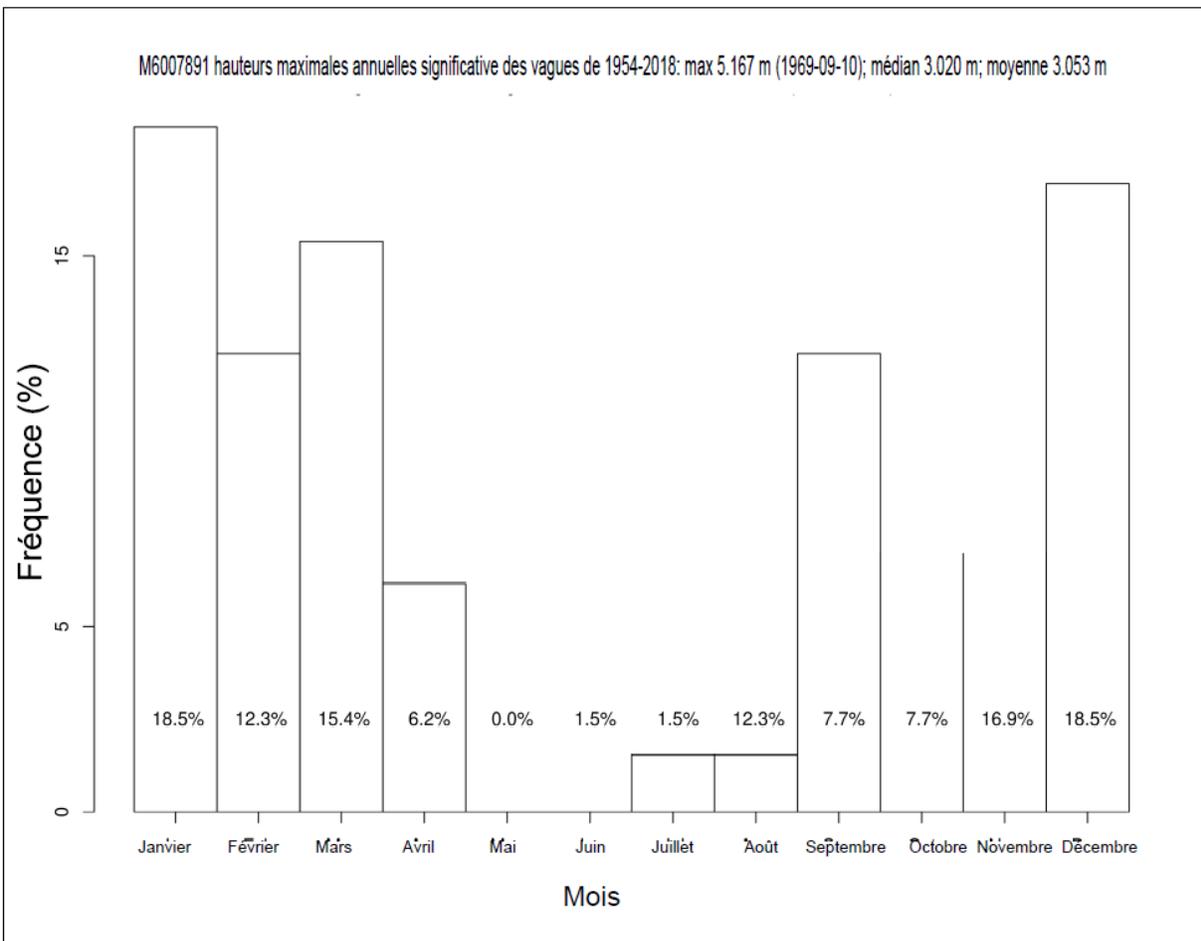


Figure B5. Histogramme montrant les mois au cours desquels on a observé les hauteurs maximales annuelles des vagues au site M6007891. La fréquence (en pourcentage) est la proportion de maximums survenant un mois donné. Les pourcentages sont les hauteurs des barres mensuelles.

Annexe C : Interactions génétiques

Renseignements sur la pression de propagule

$$\text{Pression de propagule pour un cours d'eau donné (R)} \quad () = \sum_{i=1}^S \frac{F_i}{LCD(S_i \text{ de } R)}$$

Où F_i correspond au nombre de poissons présents au i^{e} site aquacole, S_i , et LCD est la fonction de distance de moindre coût entre le cours d'eau R et S_i . Aux fins de l'évaluation des risques, le nombre de poissons à chaque site a été fixé au plus élevé des nombres suivants : le nombre de poissons pour lesquels le site était autorisé ou le nombre de poissons pour lesquels un permis d'introduction et de transfert avait été délivré.

Détails du modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus

Le modèle a simulé la population de la rivière Tobique. Gibson et al. (2009a) affirment que la taille de la population sauvage nécessaire pour obtenir le nombre d'œufs requis pour la conservation (Elson 1967) est une remonte de 5 600 adultes, toutefois, afin de limiter le temps nécessaire à chaque simulation, ce nombre a été réduit d'un facteur de 10. Nous avons comparé les résultats pour des tailles simulées de population reproductrice en montaison de 5 600 et 560; ils se sont avérés identiques sur le plan qualitatif et ne différaient que sur le plan de l'échelle. Le modèle a été exécuté sur une période de 100 ans pour stabiliser les données, après quoi les fugitifs ont été introduits pendant 50 ans. Après la période d'introgression de 50 ans, les échappées ont été interrompues et la population a pu se rétablir pendant 100 ans. La proportion de fugitifs entrant dans la rivière a été simulée entre 0 et 100 % de la population sauvage initiale et chaque scénario a été reproduit 10 fois (Bradbury et al. 2020a). Pour ce document, et conformément à Bradbury et al. (2020a), nous nous sommes concentrés sur le nombre de reproducteurs en montaison, ainsi que sur la fréquence allélique de la population. L'hybridation et l'introgression des fugitifs envahissants ont été suivies par les changements dans la fréquence allélique au fil du temps. Les individus sauvages sont désignés par des fréquences alléliques se rapprochant de 1 et inversement, les individus d'élevage sont désignés par des fréquences alléliques se rapprochant de 0. Ainsi, une variation des fréquences alléliques globales de la population s'éloignant de 1 indique une plus grande proportion d'individus fugitifs, hybrides et introgressés dans la population. Le lecteur est invité à consulter Castellani et al. (2015) et Bradbury et al. (2020a) pour obtenir de plus amples renseignements sur ce modèle.

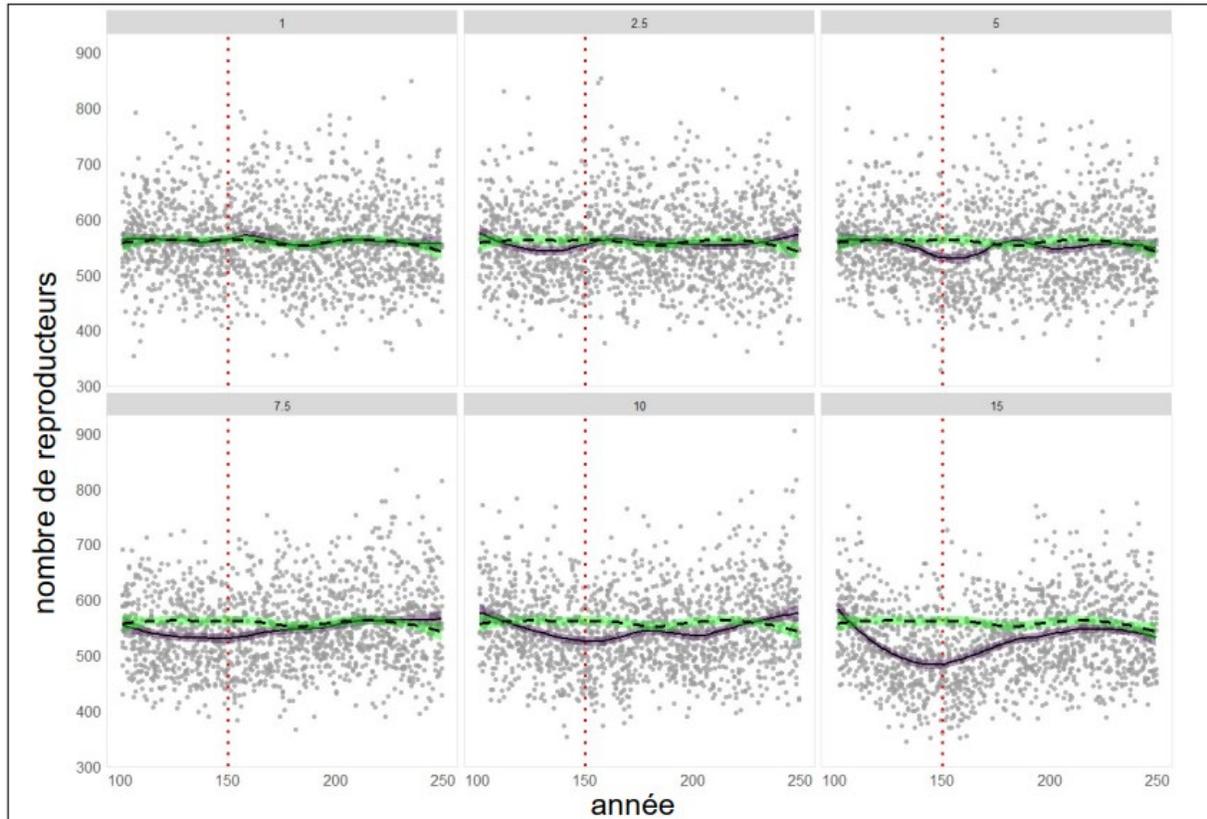


Figure C1. Variation prévue par le modèle du nombre de reproducteurs en montaison pendant et après une période d'invasion de 50 ans par des saumons d'élevage fugitifs. Le modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus a été exécuté pour se stabiliser sur une période de 100 ans, et l'invasion commence à l'année 100. La période d'invasion est de 50 ans, et sa fin à l'année 150 est marquée par une ligne rouge verticale tiretée. Les résultats de 10 itérations du modèle écogénétique avec des proportions de fugitifs de 1, 2,5, 5, 7,5, 10 et 15 % par année sont présentés; les nombres en haut de chaque graphique indiquent le pourcentage de fugitifs qui entrent dans la rivière chaque année pendant la période d'invasion. On pense que des effets se produisent lorsque la proportion d'adultes en montaison dans le scénario d'invasion (lignes noires horizontales pleines, intervalles de confiance à 95 % en mauve) s'écarte des résultats de la simulation pour une invasion à 0 % (lignes noires horizontales tiretées, intervalles de confiance à 95 % en vert). Les lignes lissées et les intervalles de confiance à 95 % ont été calculés à l'aide d'une régression à moindres carrés Loess d'une portée de 0,5 avec la fonction `geom_smooth` dans `ggplot2`.

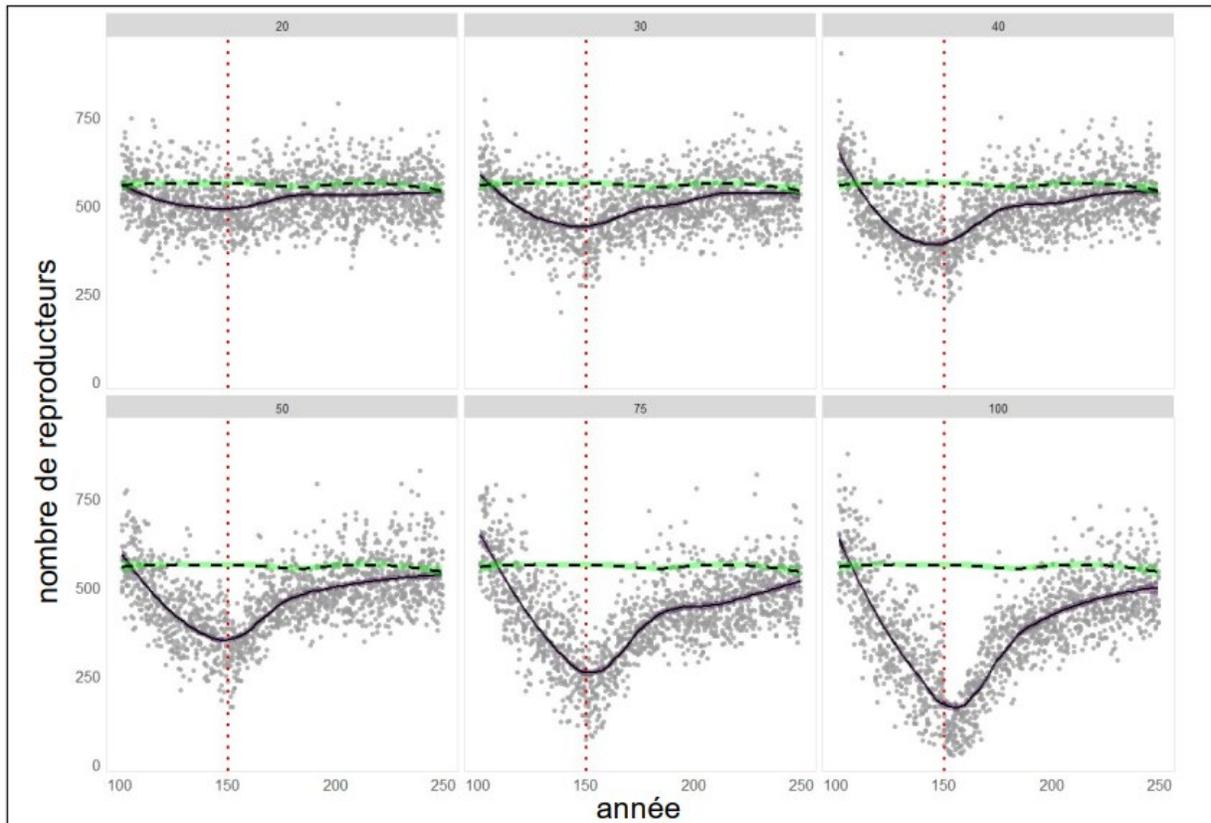


Figure C2. Variation prévue par le modèle du nombre de reproducteurs en montaison pendant et après une période d'invasion de 50 ans par des saumons d'élevage fugitifs. Les résultats de 10 itérations du modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus avec des proportions de fugitifs de 20, 30, 40, 50, 75 et 100 % par année sont présentés; les nombres en haut de chaque graphique indiquent le pourcentage de fugitifs qui entrent dans la rivière chaque année pendant la période d'invasion. Consultez la figure C3 pour obtenir de plus amples renseignements.

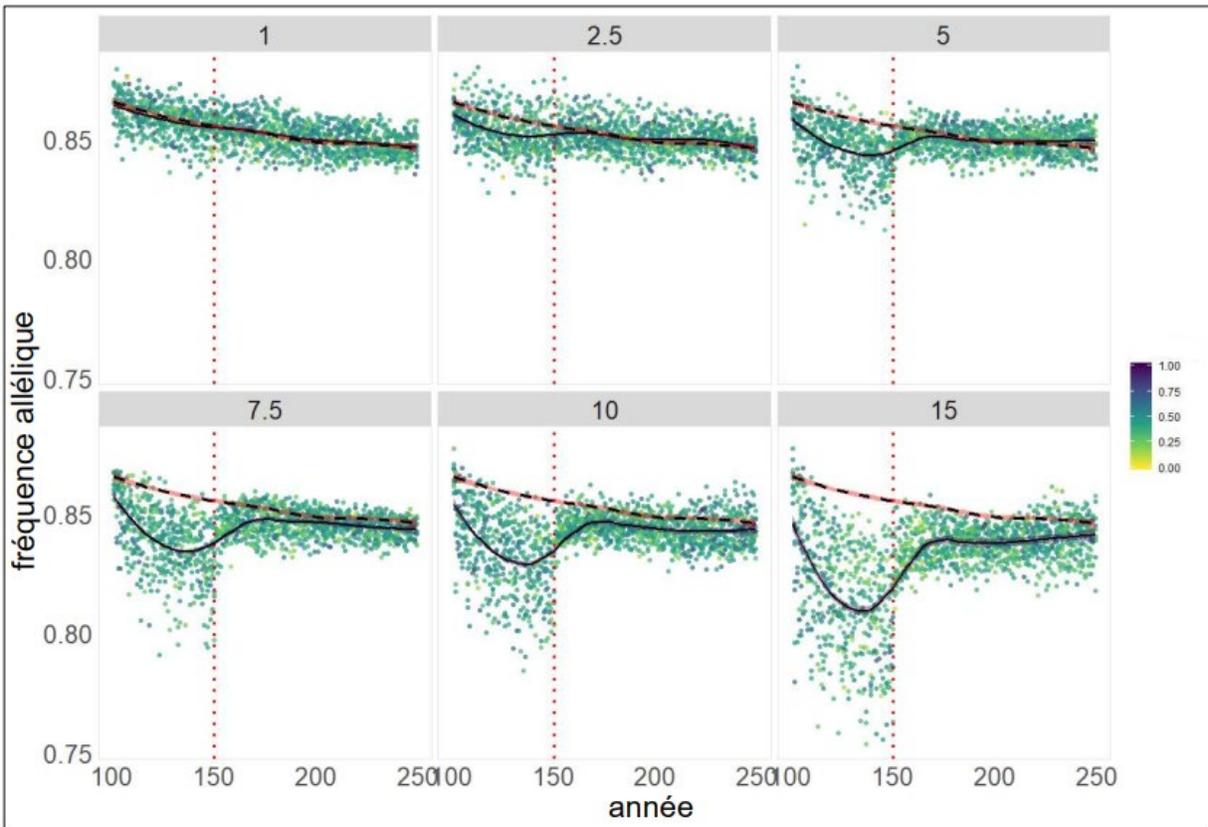


Figure C3. Variation prévue par le modèle de la fréquence allélique pendant et après une période d'invasion de 50 ans par des saumons d'élevage fugitifs. Les proportions de fugitifs de 1, 2,5, 5, 7,5, 10 et 15 % par année sont présentées; les nombres en haut de chaque graphique indiquent le pourcentage de fugitifs qui entrent dans la rivière chaque année pendant la période d'invasion. Les populations sauvages sont caractérisées par une fréquence allélique de 1 et les populations d'élevage par une fréquence allélique de 0. Les points sont colorés par rapport à la taille de la population mise à l'échelle, 1 étant la taille de la population la plus grande observée pendant la simulation et 0, la plus petite; voir la figure C1. Pour une invasion à 0 %, l'intervalle de confiance à 95 % est indiqué en rouge; les autres éléments sont tous indiqués comme sur la figure C1.

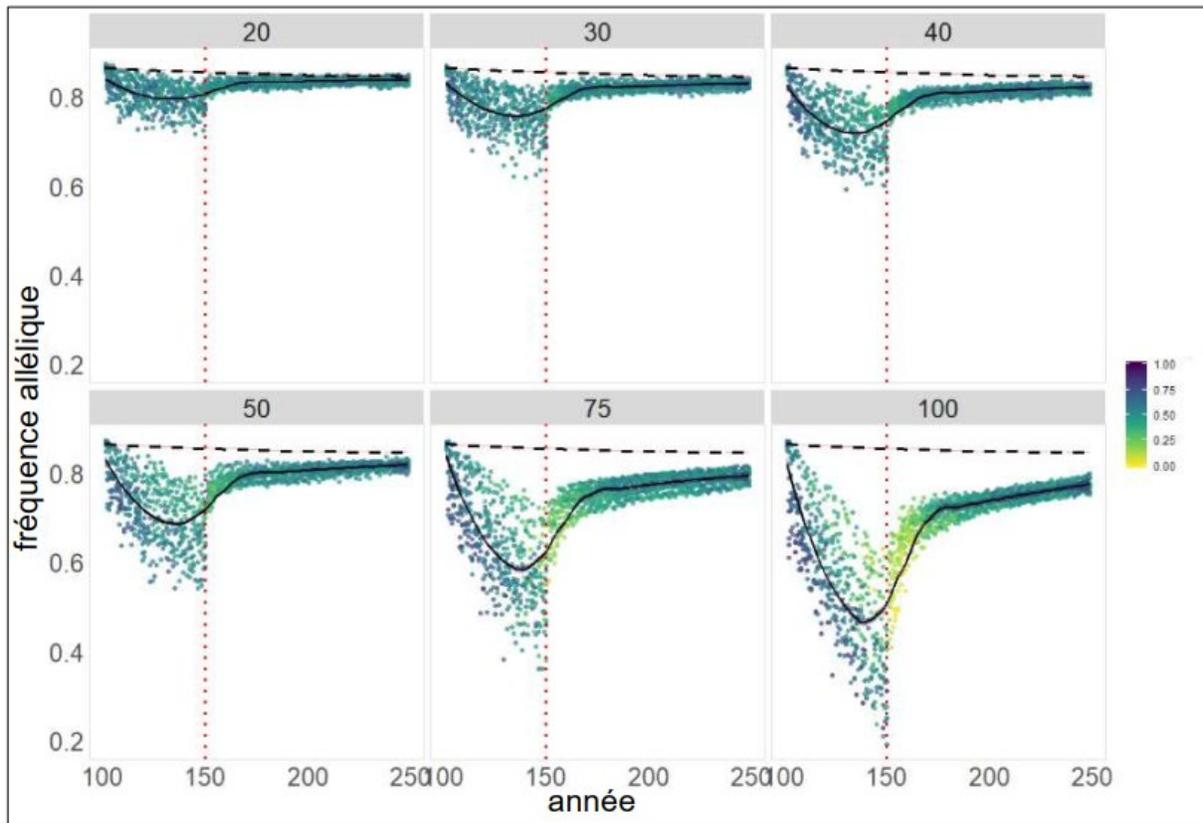


Figure C4. Variation prévue par le modèle de la fréquence allélique pendant et après une période d'invasion de 50 ans par des saumons d'élevage fugitifs. Les proportions de fugitifs de 20, 30, 40, 50, 75 et 100 % par année sont présentées; les nombres en haut de chaque graphique indiquent le pourcentage de fugitifs qui entrent dans la rivière chaque année pendant la période d'invasion. Les populations sauvages sont caractérisées par une fréquence allélique de 1 et les populations d'élevage par une fréquence allélique de 0. Les points sont colorés par rapport à la taille de la population mise à l'échelle, 1 étant la taille de la population la plus grande observée pendant la simulation et 0, la plus petite; voir la figure C2. Pour une invasion à 0 %, l'intervalle de confiance à 95 % est indiqué en rouge; les autres éléments sont tous indiqués comme sur les figures C1 et C2.

Détails du modèle de dispersion

Comme pour le calcul de la pression de propagule, le nombre de poissons à chaque emplacement a été fixé au plus élevé des nombres suivants : le nombre de poissons pour lesquels le site était autorisé ou le nombre de poissons pour lesquels un permis d'introduction et de transfert avait été délivré. Les nombres de poissons ont été convertis en biomasse de capture à l'aide d'un poids de capture individuel de 5 kg, d'une réduction de 25 % pour tenir compte des périodes de mise en jachère, puis multipliés par 0,65, un rapport permettant de convertir les nombres de poissons lors des empoisonnements en nombres de prises à Terre-Neuve (Bradbury et al. 2020a). Une distance de dispersion maximale de 200 km a été utilisée et les taux de fugitifs ont été fixés à 0,4 poisson par tonne. Ce taux a été calculé à partir des dernières données publiées par la Norvège (Føre and Thorvaldsen 2021; Skilbrei et al. 2015) et se situe dans la fourchette inférieure des taux testés dans (Bradbury et al. 2020a). À partir des plus récentes estimations régionales (MPO 2020c), les populations de saumon atlantique sauvage dans chaque cours d'eau ont été établies à 5 % du nombre de reproducteurs nécessaires pour obtenir le nombre d'œufs requis pour la conservation. Le nombre de

reproducteurs et le nombre d'œufs requis pour la conservation ont été tirés de O'Connell *et al.* (1997) ou estimés en utilisant la relation linéaire entre nombre d'œufs requis pour la conservation et la distance axiale du cours d'eau.

Tableau C1. Cours d'eau et positions inclus dans le modèle de dispersion. Les numéros de cours d'eau sont classés par ordre séquentiel, du cours d'eau le plus oriental au plus occidental, le long des côtes du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse.

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Rivière Ste-Croix (comté de Charlotte)	1	-67.17	45.16
Ruisseau Dennis	2	-67.26	45.19
Rivière Waweig	3	-67.14	45.22
Ruisseau Chamcook	4	-67.07	45.13
Rivière Bocabec	5	-66.99	45.18
Rivière Digdeguash	6	-66.96	45.19
Rivière Magaguadavic	7	-66.85	45.12
Rivière Pocologan	8	-66.59	45.12
Rivière New	9	-66.54	45.13
Rivière Lepreau	10	-66.46	45.17
Rivière Musquash	11	-66.25	45.18
Fleuve Saint-Jean	12	-66.04	45.25
Rivière Nerepis	13	-66.23	45.36
Rivière Oromocto	14	-66.48	45.86
Rivière Nashwaak	15	-66.63	45.95
Rivière Nashwaaksis	16	-66.66	45.97
Rivière Keswick	17	-66.82	45.99
Rivière Little (comté de Sunbury)	18	-66.25	45.97
Rivière Salmon (comté de Queens)	19	-65.85	46.24
Rivière Gaspereau (comté de Queens)	20	-65.85	46.24
Rivière Canaan	21	-65.82	45.89
Ruisseau Belleisle	22	-65.85	45.65
Rivière Hammond	23	-65.90	45.50
Rivière Kennebecasis	24	-66.13	45.31
Rivière Mispec	25	-65.96	45.22

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Rivière Black (comté de Saint John)	26	-65.81	45.26
Ruisseau Emerson	27	-65.78	45.26
Ruisseau Gardner	28	-65.72	45.28
Ruisseau Tynemouth	29	-65.65	45.29
Rivière Mosher (comté de Saint John)	30	-65.54	45.34
Rivière Irish	31	-65.53	45.36
Big Salmon	32	-65.40	45.42
Rivière Little Salmon	33	-65.28	45.47
Rivière Quiddy	34	-65.19	45.49
Ruisseau Goose	35	-65.16	45.51
Rivière Goose	36	-65.09	45.53
Rivière Point Wolfe	37	-65.02	45.55
Rivière Upper Salmon (paroisse d'Alma)	38	-64.96	45.61
Rivière West (comté d'Albert)	39	-64.85	45.65
Rivière Shepody	40	-64.67	45.74
Ruisseau Crooked	41	-64.75	45.73
Ruisseau Sawmill	42	-64.71	45.75
Ruisseau Demoiselle	43	-64.59	45.81
Rivière Petitcodiac	45	-64.66	45.96
Rivière Memramcook	46	-64.55	45.87
Rivière Tantramar	47	-64.33	45.86
Rivière Nappan	48	-64.25	45.76
Rivière Maccan	49	-64.26	45.76
Rivière Hebert	50	-64.33	45.75
Rivière Apple	51	-64.80	45.47
Rivière Greville	52	-64.55	45.40
Rivière Fox	53	-64.52	45.40
Rivière Ramshead (Ramsey)	54	-64.47	45.40
Rivière Diligent	55	-64.45	45.39

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Rivière Farrells	56	-64.33	45.40
Rivière Moose (comté de Cumberland)	57	-64.19	45.40
Rivière Harrington	58	-64.10	45.41
Rivière North (comté de Cumberland)	59	-64.08	45.41
Rivière East (comté de Colchester)	60	-64.05	45.40
Rivière Economy	61	-63.90	45.38
Rivière Little Bass	62	-63.80	45.40
Rivière Bass	63	-63.78	45.40
Rivière Portapique	64	-63.71	45.39
Rivière Great Village	65	-63.61	45.39
Rivière Debert	66	-63.53	45.39
Rivière Folly	67	-63.53	45.39
Rivière Chiganois	68	-63.42	45.37
Rivière Salmon (comté de Colchester)	69	-63.37	45.36
Rivière North (comté de Colchester)	70	-63.29	45.38
Rivière Shubéanacadie	71	-63.48	45.30
Rivière Stewiacke	72	-63.37	45.14
Rivière Walton	73	-64.01	45.23
Rivière Avon	74	-64.22	45.12
Rivière Kennetcook	75	-64.12	45.05
Rivière St. Croix (comté de Hants)	77	-64.13	45.00
Rivière Gaspereau (comté de Kings)	78	-65.85	46.24
Rivière Cornwallis	79	-64.39	45.10
Rivière Annapolis	80	-65.60	44.70
Ruisseau Paradise	81	-65.32	44.83
Rivière Round Hill	82	-65.43	44.77
Rivière Lequille	83	-65.52	44.74
Rivière Moose (comté d'Annapolis)	84	-65.61	44.66
Rivière Bear	85	-65.68	44.62

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Ruisseau Acacia	86	-65.75	44.59
Rivière Sissiboo	87	-66.01	44.44
Rivière Belliveau	88	-66.08	44.38
Ruisseau Little	89	-66.12	44.30
Rivière Meteghan	90	-66.14	44.22
Rivière Salmon (comté de Digby)	91	-66.17	44.05
Rivière Chebogue	92	-66.08	43.79
Rivière Annis	93	-66.00	43.85
Rivière Tusket	94	-65.98	43.86
Rivière Barrington	95	-65.58	43.56
Rivière Clyde	96	-65.47	43.60
Rivière Roseway	97	-65.34	43.77
Rivière Jordan	98	-65.24	43.80
Rivière East (comté de Shelburne)	99	-65.14	43.74
Rivière Sable	100	-65.05	43.83
Rivière Broad	101	-64.83	43.95
Rivière Mersey	102	-64.73	44.04
Rivière Medway	103	-64.64	44.14
Petite Rivière	104	-64.45	44.23
Rivière LaHave	105	-64.49	44.37
Rivière Mushamush	106	-64.38	44.45
Rivière Martins	107	-64.33	44.49
Rivière Vaughans	108	-64.31	44.52
Rivière Gold	109	-64.33	44.55
Rivière Middle (comté de Lunenburg)	110	-64.29	44.56
Rivière East (comté de Lunenburg)	111	-64.17	44.59
Rivière Little East	112	-64.14	44.57
Rivière Hubbards	113	-64.06	44.64
Rivière Ingram	114	-63.97	44.67

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Rivière Indian (comté d'Halifax)	115	-63.91	44.69
Rivière Woodens	116	-63.92	44.59
Ruisselet Oak Hill	117	-63.85	44.53
Rivière Nine Mile	118	-63.79	44.54
Rivière Prospect	119	-63.76	44.53
Rivière Terence Bay	120	-63.74	44.51
Rivière Pennent	121	-63.63	44.48
Rivière Ketch Harbour	122	-63.55	44.49
Rivière Sackville	124	-63.66	44.73
Rivière Cow Bay	125	-63.45	44.62
Rivière Little Salmon (lac Major)	126	-63.45	44.68
Lac Lawrencetown (rivière Salmon)	127	-63.38	44.69
Lac Porters (ruisseau East)	128	-63.38	44.80
Ruisselet Rocky (ruisseau W. Porters)	129	-63.38	44.81
Rivière Chezzetcook	130	-63.24	44.74
Rivière Musquodoboit	131	-63.14	44.79
Rivière Salmon (comté d'Halifax)	132	-63.04	44.78
Rivière Ship Harbour (L. Charlotte)	133	-62.88	44.81
Rivière Tangier	134	-62.71	44.80
Ruisseau West Taylor Bay	135	-62.62	44.85
Rivière West Sheet Harbour	136	-62.54	44.92
Rivière East Sheet Harbour	137	-62.52	44.92
Ruisseau Halfway	138	-62.45	44.87
Rivière Salmon (Port Dufferin)	139	-62.38	44.92
Rivière Quoddy	140	-62.35	44.93
Necum Teuch (ruisseau Smith)	141	-62.27	44.94
Rivière Moser	142	-62.25	44.97
Rivière Ecum Secum	143	-62.17	44.98
Rivière Liscomb	144	-62.10	45.01

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Ruisseau Gaspereaux	145	-65.85	46.24
Ruisseau Gegogan	146	-61.98	45.07
Rivière St. Mary's	147	-61.96	45.10
Rivière Indian (comté de Guysborough)	148	-61.77	45.11
Rivière Country Harbour	149	-61.80	45.24
Rivière Isaacs Harbour	150	-61.67	45.20
Rivière New Harbour	151	-61.46	45.18
Rivière Larrys	152	-61.37	45.22
Rivière Cole Harbour	153	-61.26	45.26
Ruisseau Halfway Cove	154	-61.44	45.35
Rivière Salmon (comté de Guysborough)	155	-61.47	45.36
Guysborough?	156	-61.49	45.38
Rivière Roman Valley	157	-61.61	45.46
Rivière Clam Harbour	158	-61.35	45.43
Rivière Saint-François	159	-61.31	45.45
Rivière Inhabitants	160	-61.23	45.61
Ruisseau False Bay	161	-61.01	45.63
Rivière Tillard	162	-60.91	45.66
Rivière Grand	163	-60.63	45.61
Saint-Esprit	164	-60.49	45.66
Ruisseau Marie Joseph	165	-60.36	45.69
Rivière Framboise (lac Giant)	166	-60.36	45.72
Ruisseau Gerratt	167	-59.98	45.92
Ruisseau Lorraine	168	-66.82	45.99
Little Lorraine	169	-59.87	45.96
Rivière Mira	171	-59.97	46.03
Ruisseau MacAskills	172	-59.95	46.16
Ruisseau Northwest (rivière Ryan)	173	-60.08	46.22
Rivière Sydney	174	-60.23	46.11

Nom du cours d'eau	Numéro du cours d'eau	Latitude	Longitude
Ruisseau Grantmire	175	-60.28	46.16
Ruisseau Frenchvale	176	-60.31	46.15
Ruisseau Aconi	177	-60.35	46.32
Ruisseau MacIntosh	179	-60.52	45.96
Ruisseau Gillies	180	-60.38	46.02
Ruisseau Breac	181	-60.53	45.92
Ruisseau Toms	182	-60.74	45.74
Ruisseau MacNabs	183	-60.72	45.73
George?	184	-60.83	45.73
Rivière Scotts	185	-60.87	45.75
Rivière Black (comté de Richmond)	186	-61.09	45.69
Rivière Denys	187	-61.09	45.86
Ruisseau MacKinnons	188	-60.90	45.94
Rivière Washabuck	189	-60.87	46.02
Ruisseau Blues	191	-61.14	45.94
Rivière Skye	192	-61.13	45.97
Rivière Humes	193	-60.94	46.05
Rivière Middle (comté de Victoria)	194	-60.90	46.08
Rivière Baddeck	195	-60.86	46.09
Rivière North (comté de Victoria)	196	-60.62	46.30
Rivière Bennett	197	-60.53	46.34
Rivière Barachois	198	-60.53	46.34
Ruisseau Indian	199	-60.53	46.37
Rivière Ingonish	200	-60.43	46.63
Ruisseau Clyburn	201	-60.40	46.66
Rivière North Aspy	202	-60.51	46.91
Ruisseau Wilkie	203	-60.46	46.94
Rivière Salmon (comté de Victoria)	204	-60.49	47.00

Annexe D : Comparaison des effets anthropiques potentiels

Identification des sources anthropiques

Une représentation visuelle du schéma de l'utilisation par l'humain peut aider à illustrer la répartition des activités anthropiques dans l'océan et à repérer les chevauchements entre elles. Les données spatiales sur les activités maritimes menées dans un rayon de cinq kilomètres du site proposé (ci-après la « zone d'intérêt ») ont été recueillies à partir d'un répertoire plus vaste des activités anthropiques élaboré pour la région des Maritimes (Kelly, données inédites). Les activités anthropiques choisies sont celles qui sont réalisées à l'échelle locale, c'est-à-dire à de petites échelles spatiales (moins de 10 km) ou à partir de sources ponctuelles susceptibles de produire une zone d'effets localisée, comme les activités récréatives en milieu marin, l'aquaculture ou les structures benthiques. Les données les plus récentes ou les renseignements à jour ont été inclus dans la mesure du possible.

Chevauchement des activités anthropiques

L'effet d'une activité anthropique en milieu marin dépasse souvent l'occurrence immédiate. Pour estimer l'étendue géographique de chaque activité au-delà de son emplacement, nous avons ajouté une zone tampon qui rayonne à partir de la source ponctuelle de l'activité. La distance la plus éloignée de l'origine de l'activité a été déterminée pour la même activité ou l'activité la plus semblable d'après les examens approfondis présentés dans Ban et Alder (2008), Ban *et al.* (2010) ou Clarke Murray *et al.* (2015) [« rayon tampon »; voir le tableau D1].

Une approche axée sur le SIG (ESRI ArcGIS version 10.6.1) a été appliquée pour cartographier chaque activité et sa zone tampon. La carte a ensuite été convertie en carte matricielle (grille de 100 m sur 100 m). Lorsque les activités (et leurs zones tampons) se chevauchaient, nous avons ajouté les valeurs de la cellule de la grille pour estimer le nombre total d'activités anthropiques qui se chevauchaient par cellule de la grille.

Tableau D1. Activités anthropiques menées dans la zone d'intérêt et le rayon tampon appliqué au-delà de l'emplacement de l'activité. Le rayon tampon est la limite la plus éloignée de l'effet d'une activité depuis son origine.

Catégorie	Couche de l'activité anthropique	Description de la couche	Rayon tampon (km)	Mesure de l'intensité relative	Source des données
Milieu marin	Pisciculture	Rams Head (MF-0509); autres concessions (nombre) dans la zone d'intérêt ou adjacentes à celle-ci dont les tampons se chevauchent, avec décomposition de la densité par la méthode du noyau.	2	Modèle de densité par la méthode du noyau	Données provinciales sur les concessions aquacoles du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse .
	Espèces envahissantes	Couche de 12 espèces envahissantes du modèle de répartition des espèces.	S.O.	Richesse en espèces envahissantes	Claudio DiBacco (Programme des espèces aquatiques envahissantes du MPO), dans Lyons <i>et al.</i> 2020 « Identifying marine invasion hotspots using

Catégorie	Couche de l'activité anthropique	Description de la couche	Rayon tampon (km)	Mesure de l'intensité relative	Source des données
					stacked species distribution models »
	Trafic maritime	Couche de densité des navires pour la catégorie « Autres » (navires d'une jauge brute de 500 ou plus effectuant un trajet intérieur et qui ne sont pas des cargos, des bateaux de pêche, des navires à passagers ou des navires-citernes).	S.O.	Minutes de navire par km ²	Atlas de la densité des navires (2019) d'après le SIA par satellite, 2017-2018 (MPO à l'interne)
	Navigation de plaisance	Emplacements des marinas, des rampes de mise à l'eau et des ports pour petits bateaux, avec une zone tampon de 2 km pour la décomposition de la densité par la méthode du noyau.	2	Modèle de densité par la méthode du noyau	MPO (à l'interne)
Pêches	Démersales, modifiant l'habitat	Polygones représentant la somme des chaluts à poisson de fond et des dragues à pétoncle	0	Poids brut (kg)	Atlas des pêches dans la région des Maritimes : cartographie des débarquements (en poids) des prises (2014 à 2018) – Portail du gouvernement ouvert
	Démersales, ne modifiant pas l'habitat, prises accessoires élevées	Polygones représentant la pêche à la palangre de fond du poisson de fond	0	Poids brut (kg)	Atlas des pêches dans la région des Maritimes : cartographie des débarquements (en poids) des prises (2014 à 2018) – Portail du gouvernement ouvert
	Démersales, ne modifiant pas l'habitat, prises accessoires faibles	Grilles avec intensité de la pêche du homard (poids des prises normalisé en fonction de la taille de la grille)	0	Poids des prises (kg par km ²)	Cartographie des débarquements de la pêche côtière du homard et de l'effort de pêche sur un quadrillage statistique de la région des Maritimes (2012 à 2014)
Milieu terrestre	Pollution d'origine humaine	Nombres médians de coliformes fécaux sur 10 ans (2009 à 2018) avec interpolation par PDI	S.O.	Nombres médians de coliformes fécaux (NPP)	Données du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques pour le Nouveau-Brunswick et la Nouvelle-Écosse .

Catégorie	Couche de l'activité anthropique	Description de la couche	Rayon tampon (km)	Mesure de l'intensité relative	Source des données
	Artificialisation des rives	Emplacements des structures d'artificialisation des rives (enrochements, digues, épis, jetées, brise-lames, etc.) avec le premier pixel océanique adjacent aux segments de rivages artificialisés classés comme « touchés ».	S.O.	Aucune différence d'intensité	Classification des solides artificiels à partir de l'ensemble de données Classification du rivage de l'Atlantique
	Charge en éléments nutritifs	Comprend les activités menées dans le bassin versant qui introduisent de l'azote dans la baie, y compris l'agriculture, les établissements humains, les eaux usées, le ruissellement des routes, des bâtiments et d'autres surfaces imperméables. Rayon tampon fondé sur l'ordre des cours d'eau et un modèle de décomposition de la densité par la méthode du noyau.	4,22	Ampleur de la charge en azote (kg N/an)	Modèle de charge en azote (Kelly <i>et al.</i> en révision)

Estimation de l'effet relatif des activités anthropiques

Les activités anthropiques dans l'océan sont présumées causer du stress sur les écosystèmes marins. Une analyse documentaire a été effectuée pour examiner les agents de stress liés aux sept activités anthropiques différentes qui ont lieu dans le site d'intérêt. Les agents de stress liés à la pisciculture, à la navigation de plaisance, au trafic maritime, aux pêches et aux activités terrestres ont été résumés à partir de Ban *et al.* (2010). Les agents de stress liés à l'artificialisation des rives ont été résumés à partir de Perkins *et al.* (2015) et ceux liés aux espèces envahissantes à partir de Therriault et Herborg (2007) [tableau 5].

L'effet relatif des activités anthropiques sur le milieu marin dépend de leur répartition spatiale, de leur intensité à un emplacement donné et de la vulnérabilité de la composante de l'écosystème à une activité précise. Pour estimer l'effet relatif des activités anthropiques sur la zone du havre Beaver, nous avons effectué une analyse par cartographie des effets cumulatifs (additifs) d'après des études publiées précédemment sur les eaux de la Colombie-Britannique (Ban *et al.* 2010; Clarke Murray *et al.* 2015) et en nous appuyant sur le cadre analytique décrit dans Halpern *et al.* (2008). L'analyse par cartographie des effets cumulatifs combine l'emplacement spatial des activités anthropiques et des habitats, pondéré par leur vulnérabilité à chaque activité. L'utilisation des habitats reflète également indirectement les effets sur les espèces connexes. Pour chaque cellule de la grille de 100 m sur 100 m, la cote des effets cumulatifs (I_c) est calculée comme suit :

$$I_c = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (D_i * E_j * \mu_{i,j})$$

où D_i est la valeur normalisée (mise à l'échelle entre 0 et 1) de l'intensité de l'activité humaine i dans chaque cellule de la grille, E_j est la présence ou l'absence d'un habitat et $\mu_{i,j}$ est la cote de vulnérabilité (c'est-à-dire les facteurs de pondération spatiale) pour l'activité i et l'habitat j , n est le nombre d'activités anthropiques et m est le nombre d'habitats. On additionne ensuite les cotes des effets cumulatifs pour tous les habitats et toutes les activités pour chaque cellule de la grille, et la carte des effets cumulatifs ainsi obtenue est affichée dans les cellules de la grille du polygone (figure 12). Pour le havre Beaver, $n = 10$ activités et $m = 11$ habitats (tableaux D1, D2).

Tableau D2. Classes d'habitats côtiers présentes dans le havre Beaver.

Classe d'habitat	Abréviation de la classe d'habitat	Tranche d'eau (m)	Définition de la classe d'habitat
Plage, zone intertidale	PITDL	0 à 2	Habitat littoral de sable, de galets et de cailloux, de sédiments mixtes dans la zone de marée.
Zone intertidale rocheuse	ITDLR	0 à 2	Substrat rocheux ou habitat littoral rocheux dans la zone de marée.
Marais salés	MSAL	0 à 2	Marais (p. ex. dominé par des <i>Spartina</i> spp.) ou habitat estuarien ou littoral végétalisé dans la zone de marée.
Zone algale	ALGAL	2 à 30	Habitat infratidal proche de la côte, dominé par des espèces de fucus.
Fond dur, zone peu profonde	FDPP	2 à 30	Blocs rocheux, substrat rocheux continu ou discontinu, jusqu'à 30 m de profondeur.
Fond mixte, zone peu profonde	FMIPP	2 à 30	Substrats de sable et de gravier, de sédiments mixtes ou de sédiments de gravier.
Fond meuble, zone peu profonde	FMEPP	2 à 30	Substrats de vase, de sable et de vase ou de sable.
Fond dur, plateau continental	FDPC	30 à 200	Blocs rocheux, substrat rocheux continu ou discontinu, sans couverture algale.
Fond mixte, plateau continental	FMIPC	30 à 200	Substrats de sable et de gravier, de sédiments mixtes ou de sédiments de gravier, sans couverture algale.
Fond meuble, plateau continental	FMEPC	30 à 200	Substrats de vase, de sable et de vase ou de sable, sans couverture algale.
Zone pélagique peu profonde	PPP	30 à 200	Habitat en eaux libres où les organismes sont complètement entourés d'eau; dans la zone pélagique au-dessus de 200 m et dans toutes les zones d'une profondeur supérieure à 30 m.

Nous avons utilisé les données spatiales des 10 activités anthropiques définies précédemment (tableau D1) pour cartographier les scores de l'impact. L'activité de pêche commerciale a été organisée en trois classes afin d'intégrer l'effet des différents types d'engins propres à chaque pêche, ce qui reflète également les scores de la vulnérabilité disponibles pour ces activités. Nous avons appliqué une décomposition de la densité par la méthode du noyau aux tampons des activités terrestres ou marines ponctuelles (pisciculture marine, charge en éléments nutritifs, navigation de plaisance) (tableau D1; d'après Clarke Murray *et al.* 2015).

Nous avons alors comparé les scores totaux de l'impact cumulatif pour toutes les activités (figure 13; tableau D3). Toutes les préparations et analyses des données ont été effectuées dans ArcGIS version 10.6.1 (ESRI). Les poids des impacts (c.-à-d. les vulnérabilités) générés précédemment pour la région du cap Cod/sud du golfe du Maine au moyen d'une approche de sollicitation d'expertise (Kappel *et al.* 2012) ont été appariés aux activités anthropiques existantes et aux types d'habitats connus présents dans le havre Beaver (tableau D3).

Tableau D3. Pondération des effets (cotes de vulnérabilité) pour 10 agents de stress dans 11 habitats présents dans le havre Beaver. Les cotes de vulnérabilité des écosystèmes ont été déterminées en faisant appel à des experts, comme présenté dans Kappel et al. (2012). Les cotes moyennes (\pm ET) pour chaque agent de stress dans tous les écosystèmes et pour chaque écosystème et chaque agent de stress sont indiquées dans la colonne et la ligne « cote moyenne », respectivement. Les sigles associés aux habitats sont donnés dans le tableau D2.

Activité humaine	Agent de stress	Écosystèmes											Cote moyenne
		PITDL	ITDLR	ALGAL	MSAL	PPP	FDPP	FMIPP	FMEPP	FDPC	FMIPC	FMEPC	
Pisciculture	Aquaculture : poissons	0	1,9	0,5	0,9	1,7	2,1	2,0	1,9	3,0	1,8	0,6	1,5 (0,9)
Espèces envahissantes	Espèces envahissantes	3,6	3,8	3,5	3,5	3,2	3,5	3,8	4,0	4,0	3,7	3,3	3,6 (0,3)
Navigation de plaisance	Tourisme : navigation de plaisance	1,4	1,6	2,2	2,0	1,2	2,0	1,9	1,7	1,2	1,0	0,7	1,5 (0,5)
Trafic maritime	Navigation (commerciale, croisières, traversiers)	0,9	1,2	1,8	0,8	2,7	2,8	1,4	0	3,2	2,5	1,7	1,7 (1,0)
Pêches démersales, modifiant l'habitat	Pêches, démersales, modifiant l'habitat	0	0,9	3,1	0,5	2,2	3,5	3,7	3,8	3,5	3,5	3,4	2,5 (1,4)
Pêches démersales, ne modifiant pas l'habitat, prises accessoires élevées	Pêches, démersales, ne modifiant pas l'habitat, prises accessoires élevées	0	0,3	2,8	0,8	1,8	2,5	2,6	2,6	3,9	3,7	3,5	2,2 (1,3)
Pêches démersales, ne modifiant pas	Pêches, démersales, ne modifiant pas	0	1,4	2,5	0,7	2,5	2,2	2,2	2,1	2,3	2,3	2,2	1,8 (0,8)

		Écosystèmes											
Activité humaine	Agent de stress	PITDL	ITDLR	ALGAL	MSAL	PPP	FDPP	FMIPP	FMEPP	FDPC	FMIPC	FMEPC	Cote moyenne
l'habitat, prises accessoires faibles	l'habitat, prises accessoires faibles												
Pollution d'origine humaine	Maladies ou agents pathogènes	1,5	2,9	2,0	1,8	2,8	2,5	2,2	1,8	2,5	4,3	6,1	2,8 (1,3)
Artificialisation des rives	Ingénierie côtière : modification de la dynamique du débit	3,6	4,0	2,5	3,7	1,2	1,2	2,2	3,2	1,4	1,4	1,3	2,3 (1,1)
Charge en éléments nutritifs	Apport de nutriments : dans des eaux oligotrophes	0,2	0,5	2,9	2,5	0,4	1,6	2,7	3,7	3,4	3,2	2,9	2,2 (1,3)
Cote moyenne		1,1 (1,4)	1,9 (1,3)	2,4 (0,8)	1,7 (1,2)	2,0 (0,9)	2,4 (0,7)	2,4 (0,8)	2,5 (1,2)	2,8 (1,0)	2,7 (1,1)	2,6 (1,7)	

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région des Maritimes
Pêches et Océans Canada
1, promenade Challenger, C.P. 1006
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

Courriel : DFO.MaritimesCSA-CASMaritimes.MPO@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3769

ISBN 978-0-660-68645-5 N° cat. Fs70-7/2023-042F-PDF

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



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2023. Examen par le secteur des sciences du MPO (région des Maritimes) du nouveau site de pisciculture marine proposé dans le havre Beaver, dans le comté de Charlotte, au Nouveau-Brunswick. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2023/042.

Also available in English:

DFO. 2023. DFO Maritimes Region Science Review of the Proposed New Marine Finfish Aquaculture Site, Beaver Harbour, Charlotte County, New Brunswick. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2023/042.