



EXAMEN SCIENTIFIQUE PAR LA RÉGION DES MARITIMES DU MPO DE LA MODIFICATION PROPOSÉE DES LIMITES DE LA PISCICULTURE MARINE ET DES NOUVEAUX SITES DANS LA BAIE LIVERPOOL, COMTÉ DE QUEENS, EN NOUVELLE-ÉCOSSE

Contexte

Kelly Cove Salmon Ltd. a présenté des demandes à la province de la Nouvelle-Écosse visant à modifier son site actuel de Liverpool (n° 1205) et à construire et exploiter deux nouveaux sites : Mersey Point (n°1433) et Brooklyn (n° 1432), dans la baie Liverpool, comté de Queens, en Nouvelle-Écosse.

Conformément au protocole d'entente entre le Canada et la Nouvelle-Écosse sur le développement de l'aquaculture, le Ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse (MPANÉ) a transmis 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. Les demandes ont été complétées par les renseignements recueillis par le promoteur conformément au *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA).

Afin d'éclairer l'examen de ces demandes 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 (ZEP) associées aux diverses activités piscicoles, ainsi que les répercussions prévues sur les espèces et leur habitat, y compris les espèces vulnérables inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), les espèces susceptibles d'être capturées, et les milieux qui les abritent.

Plus précisément, les questions suivantes sont abordées pour chaque demande :

Question 1. D'après les données disponibles pour 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 sensibles?

Question 2. D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB); les espèces en péril; les espèces de pêche; les espèces d'importance écologique (EIE) et leurs milieux connexes qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition à des matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités aquacoles proposées sur ces espèces et milieux 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 établissements piscicoles existants)? 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 l'infrastructure aquacole proposée, quelles espèces aquatiques pélagiques en péril sont présentes dans le secteur, pour quelle durée et à quel moment?

Question 5. Quelles populations de congénères sont présentes à l'intérieur d'une zone géographique où les fugitifs pourraient s'évader? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères présents dans la zone d'exposition aux fugitifs pour le site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la LEP?

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences régional du 24–25 février 2021 sur l'examen par la Région des Maritimes du MPO de la modification proposée des sites et des limites de la pisciculture marine, dans la baie Liverpool du comté de Queens, en Nouvelle-Écosse.

Renseignements de base

Kelly Cove Salmon Ltd. demande une modification pour élargir les limites et le niveau de production dans son site actuel de Liverpool (n° 1205) et construire et exploiter deux nouveaux sites : Mersey Point (n° 1433) et Brooklyn (n° 1432), dans la baie Liverpool, comté de Queens, en Nouvelle-Écosse. Les mesures proposées augmenteront la superficie totale louée et la production de saumon atlantique dans la baie. La seule autre activité aquacole à proximité des sites est une installation terrestre. L'emplacement des sites est indiqué à la figure 1.

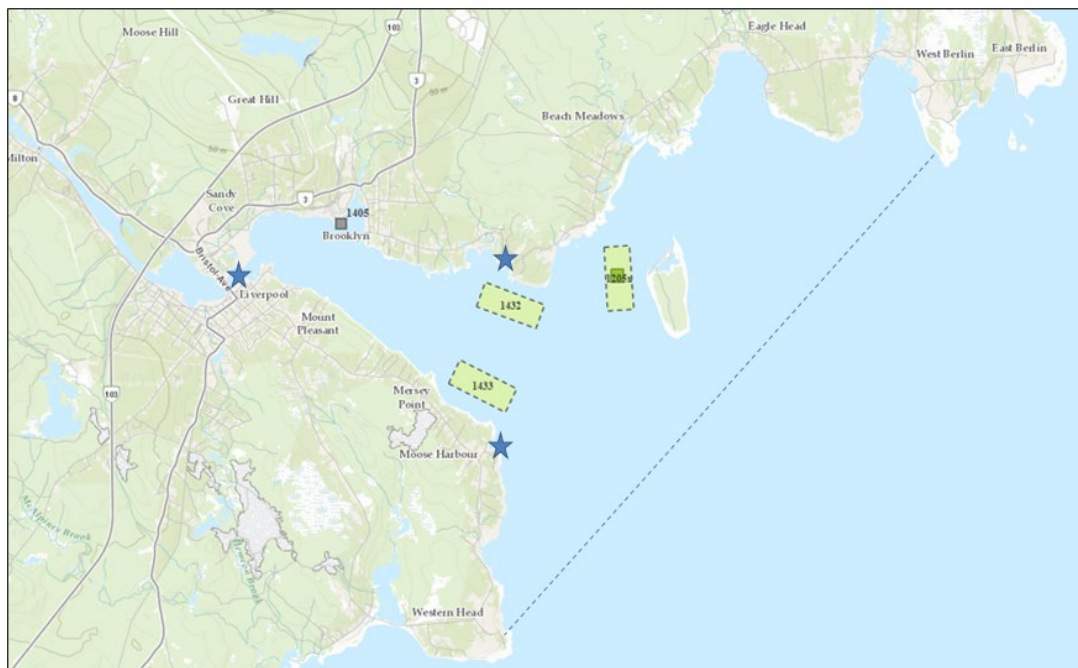


Figure 1. Carte des concessions de sites de pisciculture marine dans la baie de Liverpool, comté de Queens, en Nouvelle-Écosse. Les polygones vert pâle représentent les concessions proposées de sites de pisciculture marine demandées par Kelly Cove Salmon Ltd. La case vert foncé indique la concession existante du site dans la baie de Liverpool (n° 1205). Le carré gris représente l'emplacement d'une installation d'aquaculture terrestre. Les cartes ont été extraites du site Web de l'outil de cartographie des sites du MPANÉ le 17 août 2020 (MPANÉa). Les étoiles montrent l'emplacement approximatif des installations saisonnières de conservation du homard. La ligne bleue pointillée représente la « limite ouverte » approximative utilisée par Gregory et al. 1993 pour la baie de Liverpool.

Le site existant (n° 1205) est en activité depuis 2002 et a été acquis par Kelly Cove Salmon Ltd. en 2011. La superficie actuellement louée par le site n° 1205 est d'environ 4 hectares (ha) et compte 14 cages dans une configuration de grille 2x7. La modification proposée ferait passer la superficie du site à 40,7 ha au total. Cette augmentation permet l'intégration de tout engin lié à l'aquaculture, au-dessus et au-dessous de la ligne de flottaison, et l'ajout de six cages au sud du réseau actuel pour un total de 20 cages dans une configuration 2 x 10. Les mêmes superficies de concession et configurations des cages sont proposées pour les sites supplémentaires de Mersey Point et de Brooklyn. La baie de Liverpool avait auparavant une superficie estimée à 3590 ha dans la « limite ouverte » indiquée à la figure 1 (Gregory et al. 1993). Par conséquent, une superficie d'environ 3,4 % de la baie de Liverpool serait occupée par des concessions de sites de pisciculture marine avec l'agrandissement proposé. La production approuvée à l'emplacement existant est de 420 000 saumons de l'Atlantique. Le plan de production maximale dans les emplacements proposés est de 660 000 saumons de l'Atlantique par emplacement, avec une période de croissance d'environ 22 mois après l'ensemencement. Cela représente une augmentation d'environ 370 % du nombre de poissons d'élevage dans la baie de Liverpool. Le plan d'aménagement du site de la baie, avec bathymétrie, est présenté à la figure 2.

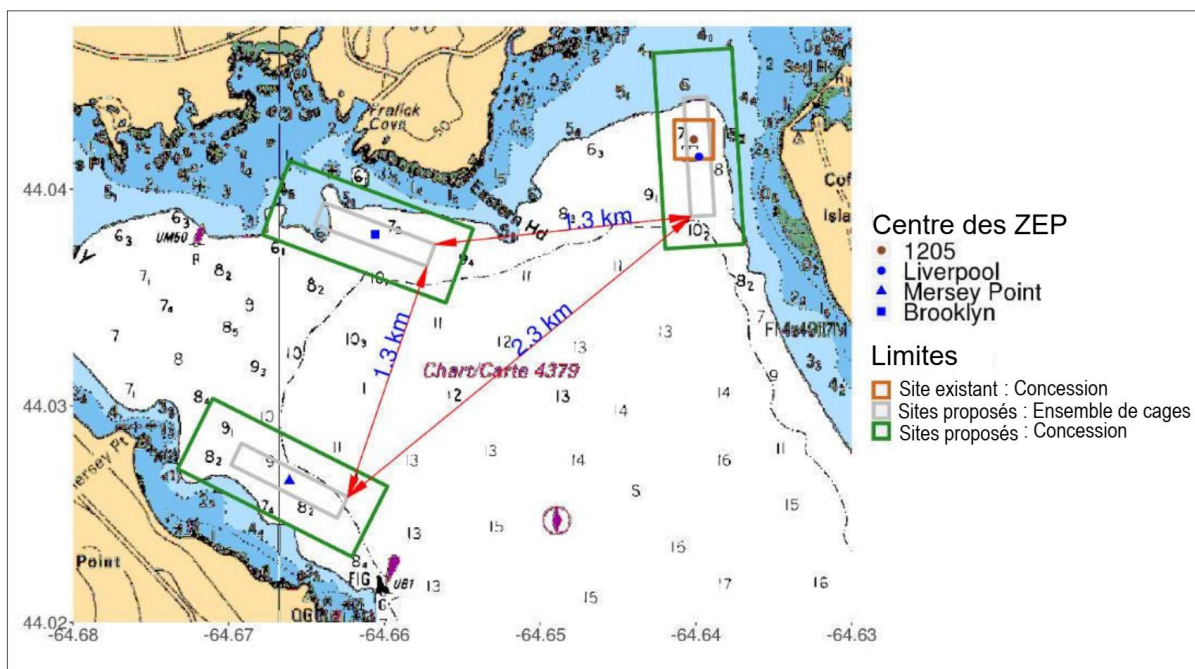


Figure 2. Limites actuelles (brun) et proposées (vert) des concessions superposées sur le graphique n° 4379 du SHC (profondeurs indiquées en brasses). La distance entre chaque ensemble de cages proposé (gris) est indiquée. Les centres de chaque concession sont également indiqués pour le calcul des zones d'exposition prévues.

Les sites sont situés dans une zone dont le type de fond et les caractéristiques de l'écosystème varient (p. ex., sable, vase, galets, rochers, substrat rocheux, débris de coquilles). Les données de référence soumises par le promoteur indiquent que le fond marin sous le site proposé de Mersey Point est caractérisé par des substrats mixtes (sable tassé, cailloux, galets, roches), tandis que le site proposé de Brooklyn est caractérisé par des types de sédiments plus durs et plus grossiers seulement comme le substrat rocheux et les rochers. Les données de référence recueillies à Liverpool alors que le site existant n° 1205 était ensemencé indiquaient surtout du sable tassé et des débris de coquilles. Des déchets de nourriture répandus ont également été constatés au centre du site. Les plages de concentration de sulfure dans les sédiments fondées sur les données du Programme de surveillance environnementale (PSE) recueillies à l'emplacement n° 1205 existant de 2011 à 2019 sont présentées au tableau 1.

Tableau 1. Plages moyennes de concentration de sulfure dans les sédiments des stations (mesurées selon le cadre du Programme de surveillance environnementale (PSE) pour l'aquaculture marine en Nouvelle-Écosse, MPANÉb). Les enregistrements sont indiqués à partir du moment où le promoteur a acquis le site. Les données du PSE ont été extraites du Portail de données ouvertes de la Nouvelle-Écosse le 17 août 2020 (MPANÉb).

Date	Plage de concentration de sulfure (μM)	Taille de l'échantillon (n)*	Phase de production
Juillet 2011	77–3 677	3 stations	Poisson de la 1 ^{re} année
Juillet 2012	51–5 477	4 stations	Poisson de la 2 ^e année
Juin 2013	78–551	3 stations	Récolte et jachère
Juillet 2014	53–470	5 stations	Poisson de la 1 ^{re} année
Juillet 2015	74–11 030	3 stations	Poisson de la 2 ^e année
Juillet 2016	0	1 station	Récolte et jachère
Octobre 2017	220–540	6 stations	Poisson de la 1 ^{re} année
Juillet 2018	120–2 327	4 stations	Poisson de la 2 ^e année
Juillet 2019	38–110	4 stations	Récolte et jachère

*chaque station comprenait 3 échantillons répétés

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 d'aquaculture, sont bien documentés (Pearson et Rosenberg 1978, Hansen *et al.* 2001, Wildish *et al.* 2001, Hargrave *et al.* 2008). Les sédiments sous le site existant ont démontré des concentrations élevées de sulfure dans les sédiments dans le passé, certaines stations atteignant des niveaux hypoxiques B ($> 3\,000\ \mu\text{M}$) en 2011 et 2012, et un niveau anoxique ($> 6\,000\ \mu\text{M}$) en 2015 d'après les catégories oxiques de Hargrave 2010 (annexe A). L'emplacement de ces stations est indiqué à la figure 3. Certaines des concentrations de sulfure les plus élevées ont été observées au cours des étapes de production des gros poissons (c.-à-d. poisson de la deuxième année).

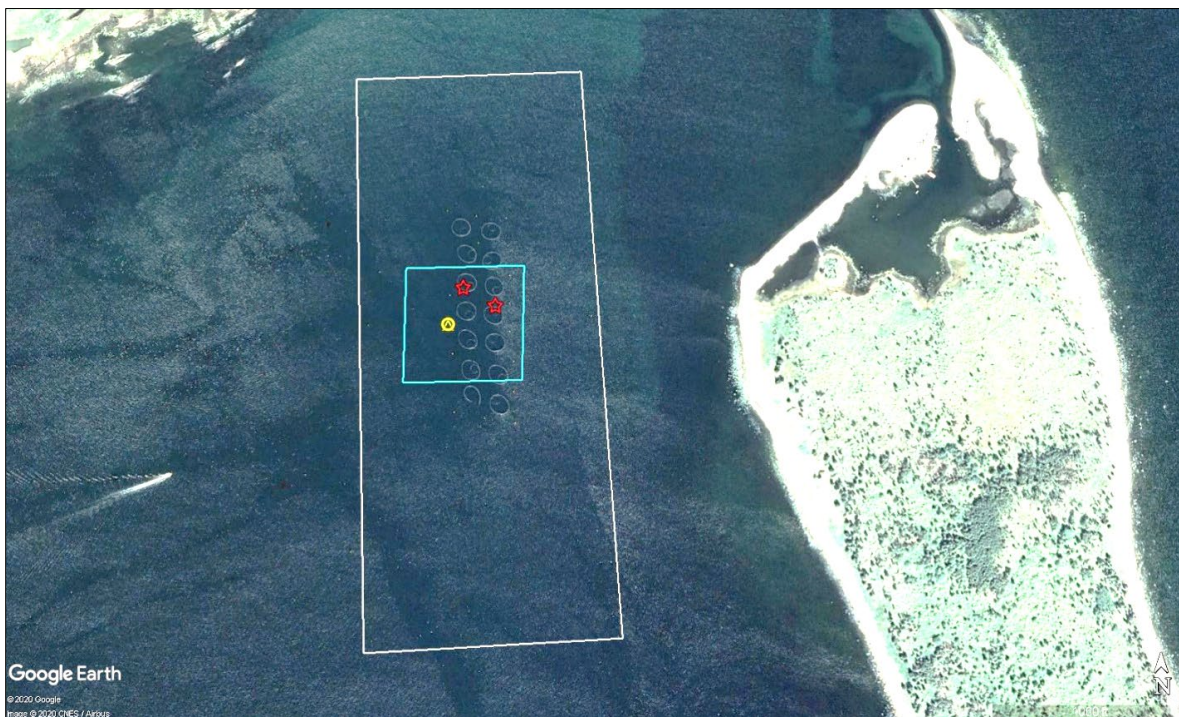


Figure 3. Les stations du Programme de surveillance environnementale du site n° 1205 ayant dépassé les concentrations moyennes de sulfure dans les sédiments de 3 000 μM (jaune) et 6 000 μM (rouge), respectivement, superposées sur une image de Google Earth des cages existantes. Les dépassements se sont produits en 2011 (triangles), 2012 (cercles) et 2015 (étoiles). Le périmètre actuel de la concession n° 1 205 est indiqué en cyan et le périmètre proposé en blanc.

L'image de Google Earth (figure 3) montre que les enclos en filet sont ancrés à l'extérieur de la concession actuelle, mais dans les limites proposées de la concession n° 1205 élargie. Les données disponibles du RAA de 2015 à 2018 indiquent qu'aucun produit antiparasitaire (c.-à-d. azaméthiphos, peroxyde d'hydrogène, benzoate d'émamectine) n'a été utilisé dans le site existant. Cette situation est conforme à celle d'autres sites de pisciculture en Nouvelle-Écosse. Les renseignements disponibles sur les évasions déclarées depuis 2010 indiquent qu'il n'y a eu aucun signalement d'évasions au site existant (MPO 2020a). De plus, il n'y a eu aucun signalement d'empêchement de mammifères marins, de tortues marines ou d'autres espèces préoccupantes dans le cadre de cet examen au site existant.

Le données sur le trafic des bâtiments de pêche provenant de la base de données du Système de surveillance des navires (SSN) du MPO montrent que les trois sites, y compris le site n° 1205, sont situés dans une zone de pêche active. La pêche au homard est la principale pêche commerciale d'invertébrés benthiques qui se déroule de la fin de novembre jusqu'au mois de mai chaque année. Ces sites sont situés dans la zone de pêche au homard (ZPH) 33, où le stock est considéré comme sain d'après des points de référence déterminés pour le stock (MPO 2020b), et plus particulièrement dans la grille de déclaration 310. Les données sur les prises et l'effort déclarées par les pêcheurs montrent que dans la ZPH 33, 5,4 % des permis déclarent chaque année des débarquements dans cette grille, ce qui représente 2,4 % du total des débarquements dans la ZPH, en moyenne. Il existe trois installations de conservation du

homard autorisées dans un rayon de 1 km des sites proposés au quai de Moose Harbour, au quai de Mersey Seafoods et à Fralick Cove (voir la figure 1; Gestion des ressources du MPO). Ces installations sont constituées de cages de conservation placées dans l'eau adjacente aux quais et utilisées par les pêcheurs de homard pour entreposer les prises en attendant les conditions du marché appropriées pour vendre leur produit. Ces installations ne sont utilisées que pendant la saison commerciale du homard et sont retirées de l'eau pendant la saison morte. Les sites sont également situés dans la zone de pêche du pétoncle 29. Toutefois, la pêche commerciale du pétoncle a généralement lieu plus loin au large.

Les espèces pélagiques et de poissons de fond commerciales de la région comprennent l'aiglefin, la morue, la merluche, le flétan de l'Atlantique, le hareng de l'Atlantique et le maquereau. La morue et l'aiglefin de la baie de Liverpool font partie de l'unité de gestion 4X5Y de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) pour ces pêches. La structure exacte du stock de morue côtière est inconnue; toutefois, la morue dans les divisions 4X5Y est considérée comme étant dans la zone critique. Un examen des expériences de marquage de Fowler (2011) a conclu qu'il pourrait y avoir eu plusieurs populations reproductives distinctes d'aiglefin dans le passé, dont un grand nombre étaient côtières, mais que les populations restantes sont actuellement extracôtières. On croit que les populations restantes sont fortement migratoires et qu'elles peuvent se déplacer dans le secteur côtier pendant les mois chauds. Le stock d'aiglefin des divisions 4X5Y était considéré comme se trouvant dans la zone saine en 2019 (MPO 2019a). Les trois sites proposés chevauchent les activités de pêche au filet maillant de la zone de pêche du hareng de Little Hope, une superficie de plus de 100 000 hectares au large du SONE, des îles LaHave jusqu'au cap Western. On sait que le frai du hareng se produit également dans la zone de pêche de Little Hope de septembre à novembre en raison des conditions de frai du hareng débarqué de la zone. Les emplacements réels de la reproduction du hareng sur le substrat dans la région de Little Hope ne sont actuellement pas documentés. On note également que la région est utilisée par le hareng juvénile puisqu'il se nourrit habituellement près de la rive et que les pêcheurs ont signalé des bancs près de la rive (p. ex. quais). On a également noté que le gaspateau fait l'objet d'une pêche commerciale dans la région (Gestion des ressources du MPO). Des plantes marines comme le fucus et le varech sont également récoltées à des fins commerciales dans la région.

Des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) ont lieu pour le homard et l'anguille dans la baie de Liverpool (Gestion des ressources du MPO). On a constaté que les trois sites proposés chevauchent les zones de pêche et d'alevinage de la civelle (pré-civelle) dans le cadre du projet de cartographie des pêches côtières du MPO (Division de la gestion côtière et des océans du MPO). Il manque des renseignements supplémentaires sur la taille de la zone ou sur la façon dont les juvéniles utilisent l'habitat côtier autour des sites. Les civelles traversent probablement ces zones lors de la migration vers des cours d'eau plus loin dans la baie et l'estuaire comme la rivière Mersey, le ruisseau Herring Cove et le ruisseau Beach Meadows. Depuis 2012, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) considère que les populations d'anguille d'Amérique sont menacées, et leur inscription en vertu de la LEP est envisagée. Des pêches récréatives d'espèces de poissons de fond et de maquereau ont également lieu dans la région.

Les recherches dans la base de données du MPO ont également révélé la présence de brosmes et de thon rouge dans la région (tous deux évalués par le COSEPAC comme étant en voie de

disparition), de crabe et d'autres espèces sessiles comme la palourde, l'oursin vert et le buccin. Les données de référence soumises par le promoteur indiquaient aussi la présence fréquente de coquilles de moules.

Les sites existants et proposés font partie des voies de migration et de l'aire de répartition de la population de saumon sauvage de l'Atlantique des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse. Les rivières Mersey et Medway situées à proximité sont des rivières à saumon de l'Atlantique. Le saumon des hautes terres du sud effectue sa remontée dans la rivière Medway, à Port Medway Harbour, qui se trouve environ de 10 à 12 km de la baie de Liverpool, tandis qu'il est considéré disparu de la rivière Mersey. Le saumon atlantique évadé a été retrouvé dans des rivières à des distances allant jusqu'à 200 à 300 km du site aquacole le plus proche (Morris *et al.* 2008) et, bien que les rivières Mersey et Medway soient les plus proches, la majorité des rivières à saumon dans la région des hautes terres du sud se trouvent dans cette zone. Le saumon des hautes terres du sud est évalué comme étant en voie de disparition par le COSEPAC depuis 2010, et on envisage son inscription à la liste visée par la LEP. À partir de 2010, les autorités ont commencé à interdire la pêche récréative du saumon atlantique dans tous les cours d'eau de la zone de pêche du saumon (ZPS) 21, et aucune allocation ASR n'a été accordée.

Les espèces en péril qui peuvent être présentes dans la région selon la Carte nationale des espèces aquatiques en péril du MPO comprennent le requin blanc, le loup à tête large, le loup tacheté, la tortue luth, la baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu et le rorqual commun. Aucun chevauchement entre les sites d'aquaculture proposés et l'habitat essentiel de ces espèces n'a été identifié (MPO 2019b).

De plus, aucune ZIEB ou EIE du MPO n'a été désignée comme pouvant chevaucher les activités aquacoles proposées. Des renseignements anecdotiques suggèrent la présence de zostère marine (une EIE) dans la baie de Liverpool, y compris la présence documentée de zostère marine dans les baies avoisinantes et le long de la rive sud de la Nouvelle-Écosse. Toutefois, les images satellites de 2012 et 2016 et les images recueillies par drones de 2017 de la baie de Liverpool n'indiquent pas la présence de zostère marine. De plus, les données de référence soumises par le promoteur et recueillies à chaque site en 2019 n'indiquaient pas la présence de zostère marine. Bien que cela n'empêche pas la possibilité que de petits lits existent dans des endroits abrités dotés d'un habitat approprié, il est peu probable que la zostère marine soit présente dans des agrégations importantes à proximité des sites selon les données disponibles.

Une réserve naturelle désignée par la province est située à Coffin Island, à environ 250 m du site proposé n° 1205 et dans un rayon de 5 km des trois sites proposés. D'autres activités humaines, qui représentent une combinaison de sources terrestres et marines susceptibles d'influencer l'écosystème marin de la baie de Liverpool, ont lieu également dans un rayon de 5 km des sites existants et proposés. Elles comprennent d'autres activités industrielles, la présence de sites contaminés terrestres près du littoral, la circulation de bateaux, les activités de pêche commerciale et la charge en nutriments.

Le tableau 2 résume les principales caractéristiques océanographiques, d'infrastructure agricole et de grossissement des sites existants et des projets d'agrandissement envisagés dans les analyses suivantes.

Tableau 2. Principales caractéristiques océanographiques, d'infrastructure agricole et de grossissement des sites existants et proposés. Les sources d'information sont le plan de développement du promoteur et les rapports sur les données de référence, ainsi que le rapport sur les conditions de vent et de houle pour la baie de Liverpool (CMAR 2020). L'information non disponible pour le site existant au moment de cet examen est indiquée par s.o.

Caractéristiques	Liverpool	Mersey Point	Brooklyn	Renseignements supplémentaires
Amplitude de marée (m)	2,1	2,1	2,1	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant. L'amplitude n'inclut pas les augmentations du niveau de la mer.
Profondeur de la tenure (m)	7,0–20,0	8,0–21,0	4,0–20,0	<ul style="list-style-type: none"> 7,0 à 14,0 m au site existant. Par rapport au zéro des cartes verticales (marée normale la plus basse).
Vitesse du courant (cm/s)				<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant. Courants de surface mesurés à 14 à 16 m du fond. Courants pélagiques mesurés à 8 à 9 m du fond. Courants de fond mesurés à 3 à 4 m du fond. Les vitesses du courant mesurées sur le site de Liverpool comprennent une tempête.
<ul style="list-style-type: none"> Surface 	0,1–52,5	0,1–29,7	0,1–37,3	
<ul style="list-style-type: none"> Pélagique 	0,2–53,7	0,1–21,6	0,0–20,2	
<ul style="list-style-type: none"> Fond 	0,0–43,3	0,0–23,4	0,1–18,2	
	Direction du courant dominant vers le N-N.-O.	Direction du courant dominant vers le S.-E.-N.-O.	Direction du courant dominant vers le N.-O.	
Hauteur significative maximale des vagues sur 10 ans (m)	3,24 (S)	2,95 (E.-S.-E.)	3,42 (S.-S.-E.)	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant.
Salinité (USP)	30–32	30–32	30–32	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant. Longueur de mesure inconnue.
Température (°C)	-0,4 à 19,9	-0,4 à 19,9	-0,4 à 19,9	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant. Mesurée de mai 2014 à novembre 2018.
Oxygène dissous (mg/L)	4,35 à 14,3	4,35 à 14,3	4,35 à 14,3	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant.

Caractéristiques	Liverpool	Mersey Point	Brooklyn	Renseignements supplémentaires
				<ul style="list-style-type: none"> Généralement supérieure à 6 mg/L. Mesuré de juin 2014 à juin 2018.
Type de substrat	Principalement du sable tassé et des débris de coquilles	Mélange de sable tassé, de cailloux, de galets et de roches	Principalement du substrat rocheux, des galets et des roches	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant.
Configuration du réseau de parcs en filet	2 x 10	2 x 10	2 x 10	<ul style="list-style-type: none"> 2 x 7 au site existant.
Circonférence individuelle des parcs en filet (m)	100	100	100	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant.
Profondeur des parcs en filet (m)	9	8	8	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant. Filets anti-prédateurs à 9 à 10 m.
Période de grossissement (mois)	< 22 mois	< 22 mois	< 22 mois	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant.
Nombre maximal de poissons sur le site	660 000	660 000	660 000	<ul style="list-style-type: none"> 420 000 au site existant.
Nombre d'empoisonnement initial (poisson/parc)	33 000	33 000	33 000	<ul style="list-style-type: none"> 30 000 au site existant.
Poids moyen des prises (kg)	5,5	5,5	5,5	<ul style="list-style-type: none"> Même chose au site existant.
Biomasse maximale prévue (kg)	3 630 000	3 630 000	3 630 000	<ul style="list-style-type: none"> 2 310 000 au site existant. On assume que les poissons atteignent 5,5 kg.
Densité d'ensemencement maximale (kg/m³)	25,0	25,0	25,0	<ul style="list-style-type: none"> s.o. pour le site existant.

Sources de 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 littérature scientifique accessible au public et les renseignements du registre de la base de données de la LEP. De plus, les fichiers d'information à l'appui soumis au MPO pour examen et utilisés dans son examen sont présentés au tableau 3.

Tableau 3. Tableau sommaire des dossiers d'information soumis au MPO.

Description	Nom du fichier
Trousse du plan de développement proposé Présentation de données d'enquête de référence	1) Liverpool Bay Package_FINAL_4Mar19.pdf
Données brutes du courantomètre recueillies par le promoteur	1) Liverpool 2010 Raw Direction & Speed Data.xlsx 2) Mersey Point 2012 Raw Direction & Speed Data.xlsx 3) Brooklyn 2019 Raw Direction & Speed Data.xlsx

Les bases de données suivantes du MPO ont fait l'objet d'une recherche dans les registres des espèces dans les zones d'exposition prévues (ZEP) des sites proposés et les registres figurent à l'annexe B :

- Relevé sur l'écosystème par navire océanographique (NO)
- Base de données des relevés de l'industrie (BDRI)
- Système d'information sur les pêches des Maritimes (SIPMAR)
- Base de données sur les observations de baleines

Description des sites

On peut raisonnablement s'attendre à ce que les caractéristiques physiques des sites existants et proposés soient semblables compte tenu de leur proximité (figure 2). On s'attend à ce que la température et la salinité de l'eau aux sites proposés présentent certaines variations sur les échelles temporelles marémotrices, et des variations plus importantes sur les échelles temporelles poussées par le vent et saisonnières. Les valeurs devraient se situer dans les fourchettes indiquées ci-dessus (tableau 2). Les enregistrements sur la température fournis dans la présentation de données de référence indiquent que la basse température maximale est supérieure au $-0,7\text{ }^{\circ}\text{C}$ requis pour les épisodes de « surrefroidissement »; toutefois, un événement de mortalité survenu en mars 2019 à l'emplacement n° 1205 existant était soupçonné d'être lié aux températures froides de l'océan.

L'information sur la bathymétrie à proximité des sites proposés pour compléter l'information soumise par le promoteur est insuffisante dans les fonds de renseignements ministériels et publics. Les données de bathymétrie recueillies par le promoteur indiquent une plage de profondeurs comprises entre 4 et 21 m dans les concessions proposées, avec les profondeurs les plus faibles au site de Brooklyn. Comparativement à la concession n° 1205 existante, l'agrandissement proposé permettra de rapprocher les parties nord et sud de la concession des eaux légèrement moins profondes et plus profondes, respectivement.

L'information sur les vagues fournie dans le rapport du promoteur provient d'une bouée en pleine mer située à 215 km au sud-sud-ouest de la baie de Liverpool, et n'est pas considérée comme représentative des vagues présentes aux sites proposés. Un rapport sur les conditions du vent et des vagues pour les sites proposés indique que les sites sont particulièrement vulnérables aux vagues provenant de l'est et du sud-est qui circuleront directement dans la baie (CMAR 2020). La modélisation de la houle pour la baie de Liverpool (CMAR 2020) prédit des hauteurs significatives maximales des vagues assez importantes (tableau 2), bien que les hauteurs de vagues plus typiques soient probablement moindres.

Des déploiements de courantomètres ont eu lieu en septembre et octobre 2010 et 2012 sur les sites de Liverpool et de Mersey Point, respectivement, et en janvier et février 2019 sur le site de Brooklyn. La différence temporelle s'explique probablement par les différences de vitesse de courant maximale observées (tableau 2), particulièrement au site de Liverpool où la vitesse de courant maximale la plus élevée a été observée entre les trois sites. On a confirmé que l'ouragan Earl est passé pendant ce déploiement le 4 septembre 2010. Il s'agit d'une occasion unique d'examiner l'étendue spatiale potentielle de l'exposition dans des conditions « typiques » et « de tempête » et de démontrer que les vitesses du courant varient en fonction de la complexité des influences saisonnières, éoliennes et pluviales qui peuvent ou non être saisies dans les enregistrements. Compte tenu de la proximité des sites, il est raisonnable de supposer qu'à tout moment, les vitesses du courant des trois sites seraient semblables.

Au cours de la période de 32 à 37 jours pendant laquelle les vitesses du courant ont été mesurées aux emplacements proposés, les vitesses du courant moyennes n'ont pas varié considérablement selon la profondeur. Les vitesses du courant moyennes de profondeur étaient constantes entre les sites ayant une plage de 5,05 à 5,34 cm/s, et 52 à 71 % des vitesses du courant observées se situaient entre 2 et 8 cm/s à toutes les profondeurs et tous les sites. Les vitesses du courant supérieures à 16 cm/s n'ont été observées qu'environ 2 % du temps. Par conséquent, les dynamiques du courant à ces sites sont considérées comme étant « peu énergivores » en ce qui concerne la pisciculture marine, compte tenu de l'occurrence périodique de grandes vagues et de tempêtes.

Selon les profils de profondeur des données sur la vitesse du courant, la température et la salinité au site, la stratification devrait être faible. Par conséquent, les prédictions d'exposition n'ont pas besoin de tenir compte des influences de la stratification.

Zones d'exposition prévues benthiques et interactions

Zone d'exposition prévue benthique

La ZEP benthique est une étape de dépistage précoce dans une approche axée sur le triage. Une estimation de précaution de premier ordre est utilisée pour déterminer la taille et l'emplacement des zones pouvant être exposées à une substance introduite dans chacun des sites proposés ou rejetée par ceux-ci. Elle sert à évaluer de façon générale les répercussions potentielles sur la communauté benthique et le plancher océanique du dépôt de déchets alimentaires et d'excréments, ce qui peut entraîner une charge organique et des répercussions directes sur l'habitat et l'endofaune. En outre, on suppose que la ZEP associée au rejet des médicaments présents dans la nourriture est dominée par le dépôt de déchets alimentaires et d'excréments médicamenteux. Ces zones d'exposition prévues sont des surestimations de précaution et sont considérées comme suffisantes pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les répercussions potentielles de l'activité proposée.

Les facteurs dominants qui influenceront sur les estimations de l'exposition benthique sont l'aménagement des installations, les pratiques d'alimentation et les conditions océanographiques comme la bathymétrie et les courants d'eau. L'exposition benthique peut également se produire en lien avec l'utilisation de pesticides administrés dans les bains de traitement, en particulier dans les sites à des profondeurs peu profondes ou à proximité de ces sites comme les trois sites proposés; toutefois, cela sera pris en compte dans la section ZEP pélagique et interactions du présent examen.

Des estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique liée aux effluents organiques et aux médicaments présents dans l'alimentation des sites proposés de Liverpool, de Mersey Point et de Brooklyn ont été calculées. Les vitesses de descente de différentes matières particulaires libérées de poissons d'élevage (c.-à-d. déchets alimentaires et excréments) varient, bien que la répartition des vitesses de descente entre les particules libérées soit mal caractérisée. Par conséquent, on a utilisé la vitesse de descente minimale pour chaque catégorie de particules (tableau 4) ainsi que la profondeur maximale du site et la vitesse maximale du courant en milieu pélagique dans le dossier du promoteur. Le poisson, et donc le rejet de déchets alimentaires et d'excréments, se trouve dans la couche de surface. Étant donné que ces particules descendent des parcs en filet jusqu'au fond marin, une vitesse du courant en milieu pélagique a été choisie comme étant représentative.

Tableau 4. Estimations de premier ordre de la zone d'exposition prévue (ZEP) benthique des distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui s'enfoncent, comme les pelotes, les fèces et les médicaments d'alimentation libérés par l'exploitation aquacole (taux de sédimentation obtenus de différents ouvrages; Findlay et Watling 1994, Chen et al. 1999, Chen et al. 2003, Cromey et al. 2002, Sutherland et al. 2006, Law et al. 2014, Bannister et al. 2016, Law et al. 2016, Skoien et al. 2016).

Type de particule	Vitesse de descente minimale (cm/s)	Courant maximal observé (cm/s)	Distance horizontale parcourue (m)	Rayon de la ZEP
LIVERPOOL				
Nourriture	5,3	53,7 <i>Pas de tempête – 20,3</i>	203 <i>Pas de tempête – 77</i>	515 <i>Pas de tempête – 389</i>
Excréments	0,3	53,7 <i>Pas de tempête – 20,3</i>	3 580 <i>Pas de tempête – 1 353</i>	3 892 <i>Pas de tempête – 1 665</i>
Fines et flocons	0,1	53,7 <i>Pas de tempête – 20,3</i>	10 740 <i>Pas de tempête – 4 060</i>	11 052 <i>Pas de tempête – 4 372</i>
MERSEY POINT				
Nourriture	5,3	21,6	86	398
Excréments	0,3	21,6	1 512	1 825
Fines et flocons	0,1	21,6	4 536	4 849
BROOKLYN				
Nourriture	5,3	20,2	76	389
Excréments	0,3	20,2	1 347	1 659
Fines et flocons	0,1	20,2	4 040	4 353

Une ZEP est une zone circulaire dont le centre est le milieu de l'ensemble de cages proposé et représente la limite extérieure de l'exposition potentielle; toutefois, l'empreinte benthique est plutôt une ellipse courbée avec une échelle de longueur d'axe majeur en raison de la direction du courant. Les zones de chaque emplacement ont été estimées en ajoutant la distance de transport horizontale à l'échelle de longueur la plus longue de l'ensemble de parcs en filet proposé.

La ZEP 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. On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente. On s'attend à ce que l'intensité d'exposition soit la plus élevée dans la ZEP de déchets alimentaires, et il s'agit de manière prudente d'un cercle centré sur le réseau de parcs en filet.

L'étendue spatiale de l'exposition a été estimée pour le site de Liverpool en utilisant la vitesse maximale observée du courant, en incluant et en excluant la tempête du 4 septembre 2010 (figure 4).

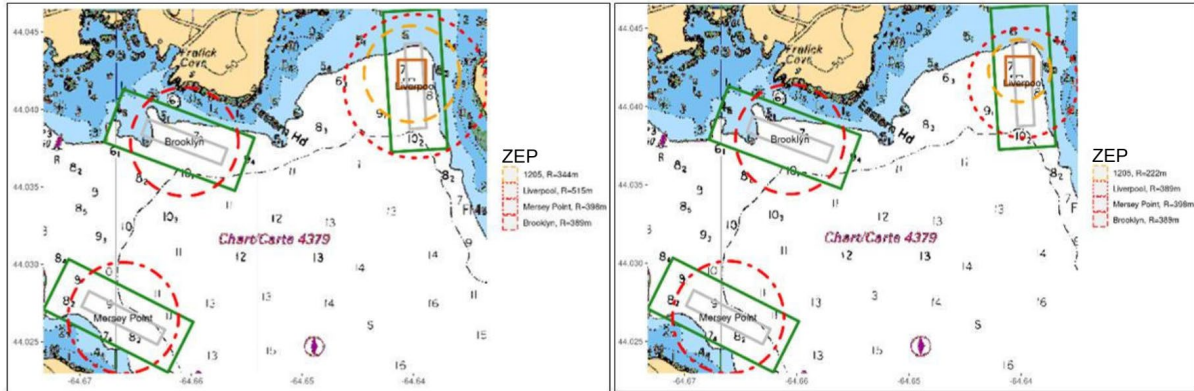


Figure 4. Les zones d'exposition prévues (ZEP) benthiques pour les sites proposés de Liverpool (à gauche : incluant la tempête, à droite : excluant la tempête), de Mersey Point et de Brooklyn en utilisant la vitesse de descente minimale des déchets de nourriture sont indiquées en rouge sur le graphique n° 4379 du SHC (profondeurs indiquées en brasses). Les réseaux de parcs en filet (gris) et les limites des concessions (vert) sont indiqués. Les limites existantes de la concession n° 1205 de Liverpool et l'estimation de la ZEP benthique sont également indiquées en brun et en orange, respectivement.

D'après les ZEP à des déchets de nourriture, il n'y a pas de chevauchement entre les zones de dépôt benthique où l'on prévoit de l'étouffement et des changements dans l'état oxiéne en raison de la charge organique (figure 4). L'étendue spatiale des ZEP fondée sur les excréments donne une meilleure indication de la superficie totale qui pourrait être exposée aux médicaments dans l'alimentation (figure 5).

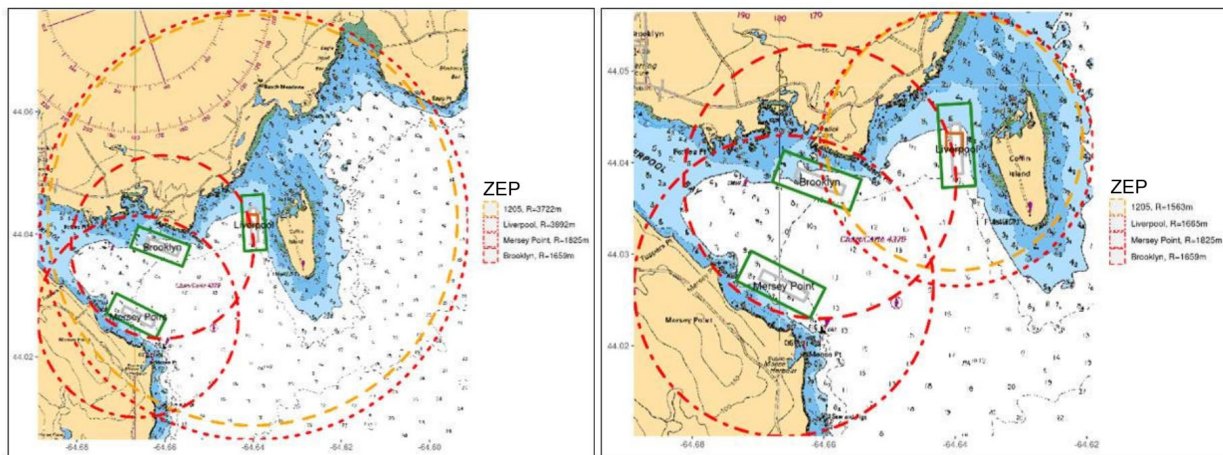


Figure 5. Les zones d'exposition prévues (ZEP) benthiques pour les sites proposés de Liverpool (à gauche : incluant la tempête, à droite : excluant la tempête), de Mersey Point et de Brooklyn en utilisant la vitesse de descente minimale des fèces sont indiquées en rouge sur le graphique n° 4379 du SHC (profondeurs indiquées en brasses). Les ensembles de cages (gris) et les limites des concessions (vert) sont indiqués. Les limites existantes de la concession n° 1205 de Liverpool et l'estimation de la ZEP benthique sont également indiquées en brun et en orange, respectivement.

Les chevauchements dans les zones de dépôt d'excréments sont prédits lorsque la vitesse maximale du courant, incluant et excluant la tempête consignée dans l'enregistrement de courantomètre de Liverpool, est utilisée (figure 5). Il est important de noter que, même si ce n'est pas fait aux fins du présent examen, l'utilisation de la vitesse de courant maximale observée pendant la tempête figurant dans l'enregistrement de courantomètre de Liverpool pour estimer les ZEP pour les sites de Mersey Point et de Brooklyn donnerait des ZEP beaucoup plus grandes pour ces sites et comprendrait certaines zones qui ne sont pas couvertes dans les figures 4 et 5.

La remise en suspension des sédiments de fond induite par le courant et par les vagues n'est pas explicitement prise en compte pour ces estimations de premier ordre de l'exposition. Les hauteurs maximales importantes des vagues prévues par la dynamique modélisée des vagues aux sites proposés et les eaux peu profondes suggèrent que les matières déposées dans le fond marin seront remises en suspension et déplacées par ces vagues extrêmes pendant les tempêtes. Des études menées dans la baie Jordan avoisinante ont montré que les vagues génèrent effectivement une remise en suspension des sédiments et une plus grande dispersion des particules (Law et Hill 2019); par conséquent, il n'est pas déraisonnable de supposer des résultats semblables de l'effet des vagues dans la baie de Liverpool. Il est peu probable que les particules de déchets s'étendent au-delà des ZEP benthiques estimées pour la présence de fines et de flocons, si l'on tient compte de l'étendue spatiale des particules prédites à partir du site de Liverpool qui capte toute l'étendue du transport pendant ces tempêtes. Les effets potentiels globaux de la redistribution et du dépôt floculant sont inconnus, mais on ne prévoit pas qu'ils se produisent à des niveaux où des expositions importantes sont prévues.

Les concentrations de sulfure dans les sédiments dans certains endroits de l'emplacement existant ont atteint les catégories oxiques hypoxique B et anoxique sous les niveaux actuels de production (tableau 1; figure 3). Ces niveaux peuvent augmenter à mesure que l'empreinte benthique totale dans la baie augmente avec l'agrandissement et l'ajout proposés de deux nouveaux emplacements. La remise en suspension et le transport des déchets accumulés au fond en raison de l'occurrence périodique d'importantes vagues et de tempêtes dans la baie de Liverpool contribuent probablement au rétablissement périodique des fonds marins sous les sites proposés, et les expositions et interactions prévues pourraient donc être transitoires.

Interactions avec les espèces vulnérables

Les espèces sont considérées comme étant vulnérables dans la ZEP benthique si elles sont sessiles à n'importe quel stade biologique et sont sensibles à un faible taux d'oxygène, à l'étouffement, à la perte d'accès au site ou à l'exposition aux médicaments présents dans la nourriture, le cas échéant. Cela comprend des espèces comme les crustacés et les bivalves. On a également tenu compte de la présence de certaines espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, et de l'habitat essentiel des espèces inscrites à la LEP dans les données d'enquête de base, les ouvrages scientifiques et les banques de données biologiques du Ministère. Lorsque les données disponibles étaient limitées, on a examiné si le type de substrat benthique convenait à la croissance de ces espèces.

Bien que les fonds de renseignements de l'industrie et du MPO soient limités dans leur capacité à observer toutes les espèces vulnérables dans la zone côtière, les données disponibles

indiquent que le homard, le crabe, la palourde, la moule, l'oursin vert et le buccin sont présents dans la ZEP benthique.

Des études ont démontré la corrélation entre les points de présence de homard (comme l'indiquent les pièges à homard) et la présence de substrat rocheux et de gravier dans la baie de Liverpool. L'habitat le plus approprié dans la baie de Liverpool semble être plus près du rivage et à proximité des sites proposés de Liverpool, de Mersey Point et de Brooklyn, avec une probabilité légèrement plus élevée de présence près des sites de Liverpool et de Brooklyn que ceux de la Mersey Point (McKee *et al.* 2020). Toutefois, les résultats préliminaires d'une étude sur l'étiquetage du homard du MPO dans la baie de Liverpool indiquent que le homard se déplace dans la plupart des secteurs de la baie (figure 6).

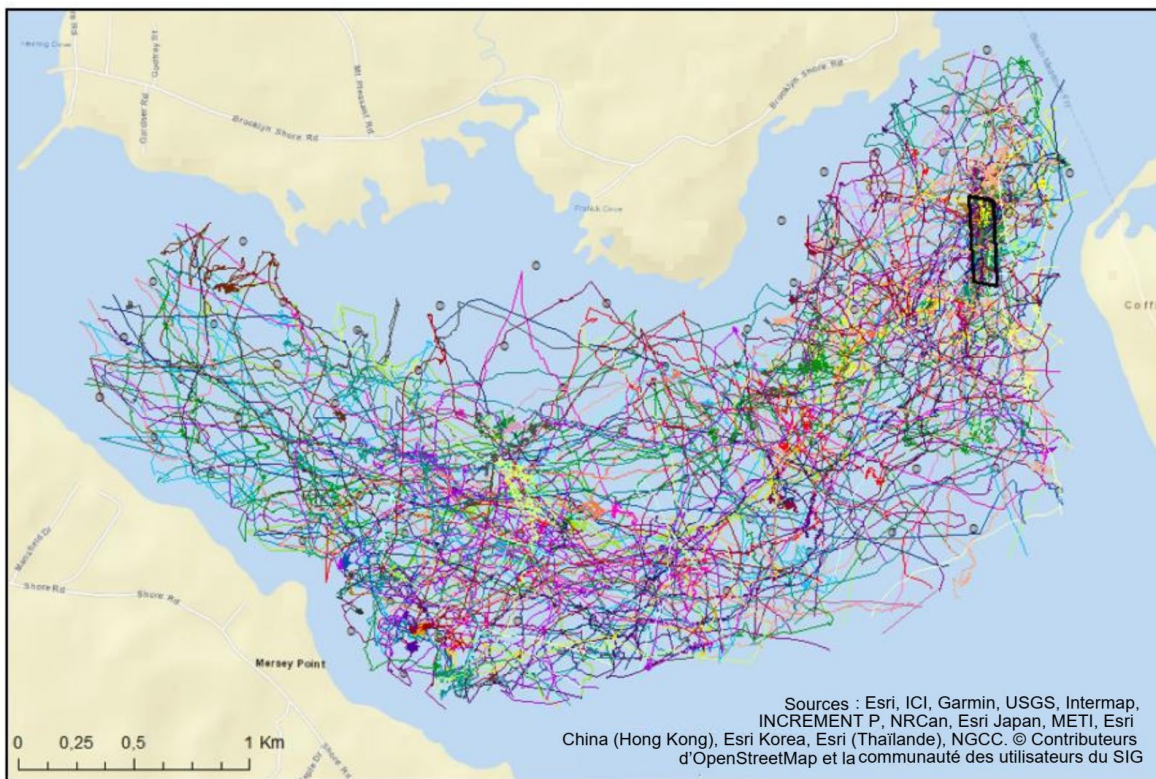


Figure 6. Déplacement de 50 homards étiquetés dans la baie de Liverpool en 2019. Le polygone noir représente la concession existante.

Les zones d'habitat des fonds marins dans les sites d'aquaculture proposés peuvent également convenir très bien à la fixation des larves de homard étant donné la préférence pour les substrats durs. L'augmentation de la sédimentation associée aux activités d'aquaculture proposées pourrait empêcher la fixation des larves de homard. Les bivalves comme les palourdes et les moules sont également sensibles à l'envasement et au risque d'étouffement en raison de dépôts excessifs qui existent dans la ZEP benthique, en particulier compte tenu de leur nature sessile. Le potentiel d'étouffement existe également pour les autres espèces sessiles de la région comme l'oursin vert et le buccin. Compte tenu de l'occurrence périodique de grandes vagues et de tempêtes qui contribuent à la réinitialisation périodique des fonds

marins, l'accumulation de matières déposées dans les fonds marins pourrait ne pas être suffisante pour entraîner l'étouffement.

Il a été démontré dans des études en laboratoire que les médicaments contre le pou de mer présents dans les aliments, comme le benzoate d'émamectine (BE), ont des effets toxiques mortels sur les crustacés et qu'ils peuvent induire des effets sublétaux, y compris la mue prématurée (Burrige *et al.* 2000, Waddy *et al.* 2002, Burrige *et al.* 2008). Si le pou de mer devient un problème et que des médicaments contre le pou de mer sont utilisés, cela pourrait être particulièrement préoccupant étant donné la présence de homards dans les ZEP benthiques. Il a également été démontré que les bivalves à proximité des parcs en filet présentent des quantités mesurables de médicaments présents dans l'alimentation, comme le BE. À l'heure actuelle, l'information sur les dangers repose principalement sur les expositions aiguës; toutefois, elle n'indique pas un niveau de risque élevé (Burrige *et al.* 2011).

Bien que le potentiel d'exposition aux matières organiques et aux médicaments dans l'alimentation (s'ils sont utilisés) existe déjà au site actuel n° 1205 de Liverpool, il devrait augmenter à mesure que les ZEP benthiques individuelles et cumulatives augmenteront avec l'agrandissement proposé.

Zones d'exposition prévues pélagiques et interactions

Zones d'exposition prévues pélagiques pour les pesticides

La ZEP pélagique est une étape de dépistage précoce dans une approche axée sur le triage. Une estimation de précaution de premier ordre est utilisée pour déterminer la taille et l'emplacement des zones pouvant être exposées à une substance introduite dans chacun des sites proposés ou rejetée par ceux-ci. Elle sert à évaluer de façon générale les répercussions potentielles sur les espèces vulnérables de l'utilisation de pesticides homologués utilisés dans la pisciculture, au besoin. Ces zones d'exposition prévues sont des surestimations de précaution et sont considérées comme suffisantes pour déterminer, bien qu'à une plus grande échelle spatiale, les répercussions potentielles de l'activité proposée.

Les deux pesticides dont l'utilisation est autorisée pour les bains de traitement (p. ex. au moyen de bâches et de bateaux-viviers) sont l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène. La taille de la ZEP pélagique dépend du taux de dégradation ou de dilution du pesticide, d'un seuil de concentration choisi et du choix de la vitesse horizontale du courant d'eau. La ZEP est estimée à partir de l'information sur la toxicité de l'azaméthiphos, le plus toxique des pesticides homologués pour utilisation au Canada. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada a déterminé que ni les deux pesticides homologués (peroxyde d'hydrogène et azaméthiphos), ni leurs produits de décomposition, ne devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas avec des matières organiques ou des sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes. Leur demi-vie est de l'ordre de quelques jours à quelques semaines, ce qui laisse croire qu'ils ne persisteront pas dans l'environnement à des concentrations considérées comme toxiques (ARLA 2014, 2016a,b, 2017).

La ZEP pélagique pour l'azaméthiphos a été calculée en supposant que la vitesse maximale du courant près de la surface persiste tout au long de l'échelle de dégradation ou de dilution. L'étendue spatiale de l'exposition a été estimée pour le site de Liverpool en utilisant la vitesse

maximale observée du courant, en incluant et en excluant la tempête du 4 septembre 2010. Une durée de 3 heures a été utilisée 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 (DFO 2013a).

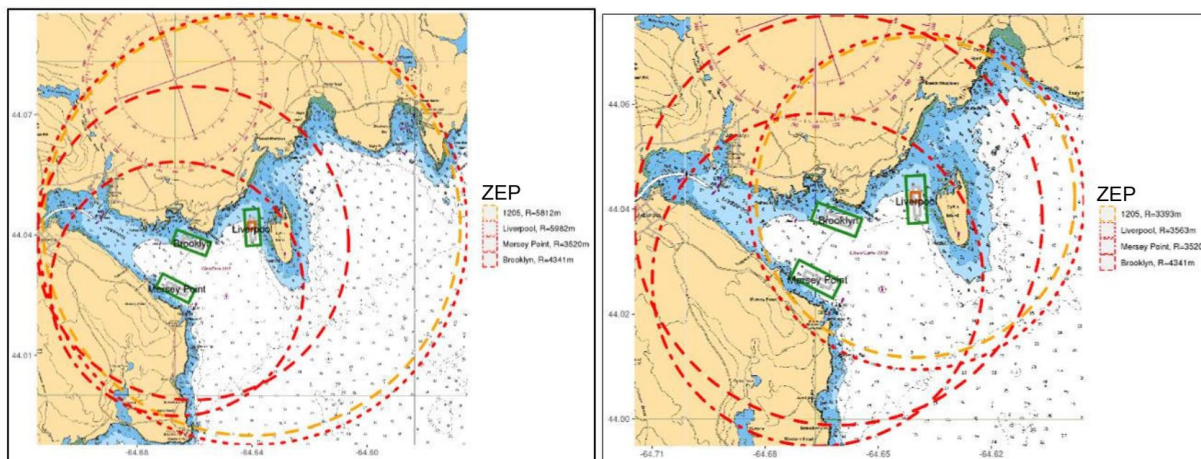


Figure 7. Les ZEP pélagiques pour les sites proposés de Liverpool (à gauche : incluant la tempête, à droite : excluant la tempête), de Mersey Point et de Brooklyn sont indiquées en rouge sur le graphique n° 4379 du SHC (profondeurs indiquées en brasses). Les réseaux de parcs en filet (gris) et les limites des concessions (vert) sont indiqués. Les limites existantes de la concession n° 1205 de Liverpool et l'estimation de la ZEP benthique sont également indiquées en brun et en orange, respectivement.

La vitesse du courant près de la surface a été utilisée puisque des baigns de traitement au moyen de bâches sont appliqués dans les eaux de surface. La ZEP pélagique a été calculée en supposant l'utilisation de baigns de traitement au moyen de bâches, que toutes les cages satisfassent ou non aux conditions de traitement de l'ARLA pour l'application, étant donné la zone d'exposition plus importante qui devrait découler des baigns de traitement au moyen de bâches par rapport aux bateaux-viviers.

La ZEP pélagique a été estimée en ajoutant la distance de transport horizontale à l'échelle de longueur la plus longue du réseau de parcs en filet proposé. La ZEP pélagique ne permet pas de quantifier l'intensité ou la durée de l'exposition, ni d'inclure la fréquence de l'exposition. Les zones n'impliquent pas que le même risque d'exposition est présent dans toutes les zones de la ZEP pélagique. On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, à l'exception des zones de chevauchements prévues où des expositions cumulatives peuvent avoir lieu.

L'exposition devrait se produire principalement dans la zone pélagique; toutefois, les zones de la ZEP pélagique où la bathymétrie est inférieure à 10 m peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques. La restriction imposée par l'ARLA sur l'utilisation d'azaméthiphos dans des sites peu profonds (c.-à-d. aucune application pour les parcs en filet recouvert d'une bâche à une profondeur d'eau de ≤ 10 m) peut s'appliquer à certains parcs en filet.

Si le traitement est utilisé à plus d'un site en même temps, les chevauchements de l'exposition associés aux rejets de pesticides dans les sites proposés sont prédits lorsque la vitesse maximale du courant, incluant et excluant la tempête consignée dans l'enregistrement de courantomètre de Liverpool, est utilisée (figure 7). Toutefois, il est reconnu que les estimations de l'exposition liées aux tempêtes seraient fortement surestimées puisqu'il est peu probable que l'application de bâches soit utilisée pendant une tempête.

L'ajout proposé de 6 parcs en filet au site existant pourrait augmenter le temps d'exposition à l'azaméthiphos dans la ZEP pélagique si l'ensemble du site nécessite un traitement. Cela est basé sur le nombre de parcs en filet recouverts d'une bâche qui peuvent être traités simultanément (pas plus de deux) selon les restrictions de l'ARLA. Cette augmentation potentielle du temps d'exposition est encore amplifiée si le pou de mer devenait un problème dans la baie dans les trois sites par l'ajout global proposé de 46 parcs en filet dans la baie.

Depuis 2015, les rapports du RAA concernant l'application de pesticides indiquent que le site Liverpool existant n° 1205 n'a pas nécessité l'utilisation de pesticides comme l'azaméthiphos.

Interactions avec les espèces vulnérables

Les espèces ont été considérées comme étant vulnérables dans la ZEP pélagique si on sait qu'elles sont sensibles à l'exposition aux pesticides, dans le cas où un traitement serait nécessaire. Une attention particulière a été accordée à la possibilité d'interactions avec les crustacés en raison de leur sensibilité relative plus élevée aux pesticides utilisés en aquaculture.

Bien que les fonds de renseignements de l'industrie et du MPO soient limités dans leur capacité à observer toutes les espèces vulnérables dans la zone côtière, les données disponibles indiquent que le homard et le crabe sont présents dans la ZEP pélagique.

Les bains de traitement à l'azaméthiphos au moyen de bâches présentent des niveaux de risque inférieurs au niveau préoccupant (NP) établi pour les poissons marins, les mammifères marins et les algues, mais ils sont supérieurs au NP pour les invertébrés pélagiques et benthiques. Dans l'environnement, l'azaméthiphos est toxique pour les crustacés non ciblés, y compris tous les stades du cycle de vie du homard (ARLA 2016b, ARLA 2017, Burridge 2013).

On en sait peu sur la dispersion ou la conservation des larves de homard le long de la rive sud de la Nouvelle-Écosse. Miller (1997) a examiné la répartition larvaire le long de la rive sud de la Nouvelle-Écosse, de Sambro à Jordan Bay. Une plus faible abondance de larves de homard a été observée dans les zones d'étude à l'est de Port l'Hebert, y compris dans la baie de Liverpool, comparativement aux zones d'étude à l'ouest. Lorsqu'elles sont présentes, les larves de homard se trouvent généralement dans la colonne d'eau de juillet à septembre, avec les plus fortes abondances de la mi-juillet à la mi-août (Tremblay et Sharp 1987, Miller 1997). Un mouvement saisonnier est également probable pour le homard adulte, le homard se déplaçant dans les eaux extracôtières plus profondes pendant les mois les plus froids pour maintenir les températures idéales et revenant à proximité des sites proposés lorsque les eaux côtières de fond se réchauffent pendant les mois d'été. Lorsqu'il est présent, le homard se déplace dans la plupart des secteurs de la baie (figure 6).

La présence d'installations de conservation du homard dans un rayon de 1 km des sites proposés (figure 1) signifie que la restriction de l'ARLA concernant l'utilisation de pesticides dans un rayon de 1 km de toute installation active de conservation du homard autorisée peut s'appliquer à certains moments. Ces installations sont actives pendant la saison commerciale de pêche au homard, qui se déroule de la fin novembre à mai.

Si des pesticides contre le pou de mer sont utilisés dans l'un ou l'autre de ces trois sites, des chevauchements avec des zones de fonds marins durs peu profondes qui constituent un habitat convenable de peuplement pour les homards juvéniles et adultes en phase post-larvaire sont prévus, avec une probabilité d'interaction plus élevée de juillet à septembre. De plus, la restriction de l'ARLA devrait s'appliquer de la fin novembre à mai pendant la saison commerciale du homard en fonction des chevauchements avec ces installations. Le moment et la méthode de traitement sont un facteur important qui peut réduire les répercussions potentielles sur les crustacés non ciblés.

Interactions génétiques

Les concessions proposées se situent dans la fourchette de la population de saumon sauvage de l'Atlantique des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse et de la ZPS 21. Les niveaux de population de saumon de l'Atlantique des hautes terres du sud demeurent extrêmement bas et ont été évalués comme étant en voie de disparition par le COSEPAC depuis 2010. La population de saumon de l'Atlantique des hautes terres est considérée comme unique sur le plan biologique, et sa disparition constituerait une perte irremplaçable de la biodiversité du saumon atlantique (Gibson *et al.*, 2011).

Les évasions ont été identifiées comme une menace continue à l'intégrité génétique et à la persistance des populations de saumon sauvage de l'Atlantique (Forseth *et al.* 2017, Bradbury *et al.* 2020b, Glover *et al.* 2020). Les évasions de saumon de l'Atlantique provenant des sites de pisciculture marine sont fréquentes, y compris au Canada atlantique (Glover *et al.* 2017, Keyser *et al.* 2018, Diserud *et al.* 2019), et on estime que le nombre réel d'évasions dépasse considérablement le nombre déclaré (Skilbrei *et al.* 2015, Mahlum *et al.* 2021, Føre et Thorvaldsen 2021). Le saumon atlantique évadé a été retrouvé dans des rivières à des distances allant jusqu'à 200 à 300 km du site aquacole le plus proche (Morris *et al.*, 2008), et les fugitifs peuvent continuer de représenter une menace pour le saumon sauvage pendant plusieurs années après l'évasion (Aronsen *et al.* 2020). De récentes études génétiques ont documenté un croisement répandu entre le saumon sauvage de l'Atlantique et le saumon d'élevage qui s'échappe dans l'aire de répartition naturelle du saumon sauvage de l'Atlantique, notamment en Norvège (Karlsson *et al.* 2016) et à Terre-Neuve-et-Labrador (Sylvester *et al.* 2019, Wringe *et al.* 2018). Ces interactions peuvent se produire sur de grandes superficies, et les fugitifs peuvent représenter une partie importante de la production annuelle d'une population (Glover *et al.* 2013, Glover *et al.* 2017, Heino *et al.* 2015, Sylvester *et al.* 2018, et Wringe *et al.* 2018). Dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, l'ampleur des impacts génétiques sur les populations sauvages attribuables au saumon atlantique d'élevage s'étant échappé 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 rivières, ainsi qu'à la taille des populations sauvages (Keyser *et al.* 2018).

Les interactions génétiques directes (c.-à-d. reproduction) entre les fugitifs et le saumon sauvage de l'Atlantique peuvent avoir des répercussions négatives sur la population sauvage (Glover *et al.* 2012). 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 modèles récents indiquent que les baisses de population et la perte de diversité génétique sont probables lorsque le pourcentage de fugitifs dans une rivière par rapport à la taille de la population sauvage dépasse 10 % annuellement (Castellani *et al.* 2015, Castellani *et al.* 2018, Sylvester *et al.* 2019, Bradbury *et al.* 2020b). Récemment, plusieurs approches de modélisation ont été utilisées pour estimer l'incidence de la production aquacole 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 évadés

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 les humains. La pression de propagule a déjà été utilisée (p. ex. Keyser *et al.* 2018) pour quantifier l'intensité de la production aquacole dans une évaluation du niveau rivière par rivière, où il a été 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 rivière et utilise les coordonnées géographiques de toutes les exploitations et embouchures de rivières, la production aquacole (c.-à-d. le nombre de poissons) et une fonction de distance pour chaque ferme jusqu'à chaque rivière (Keyser *et al.* 2018). Ce modèle ne fait aucune hypothèse sur le comportement ou la mortalité du saumon et représente donc une relation géographique entre toutes les fermes et les rivières. La pression de propagule a été calculée pour les niveaux d'empoisonnement actuels ainsi que pour le scénario d'expansion proposé (Keyser *et al.* 2018; voir les méthodes à l'annexe C). Avec l'agrandissement proposé, les rivières à proximité du site d'agrandissement connaîtront la plus forte augmentation; toutefois, la pression de propagule ressentie par presque toutes les rivières de la région des Maritimes augmentera (figure 8). La pression de propagule pour les rivières situées à moins de 100 km des sites proposés augmentera en moyenne d'environ 17 %, celles situées à moins de 50 km d'environ 55 %, et l'augmentation la plus importante sera d'environ 107 % pour la rivière Mersey (figure 8). Bien que la population de saumon atlantique dans la rivière Mersey soit considérée comme disparue du pays, l'augmentation du nombre de fugitifs pourrait nuire aux efforts futurs de rétablissement.

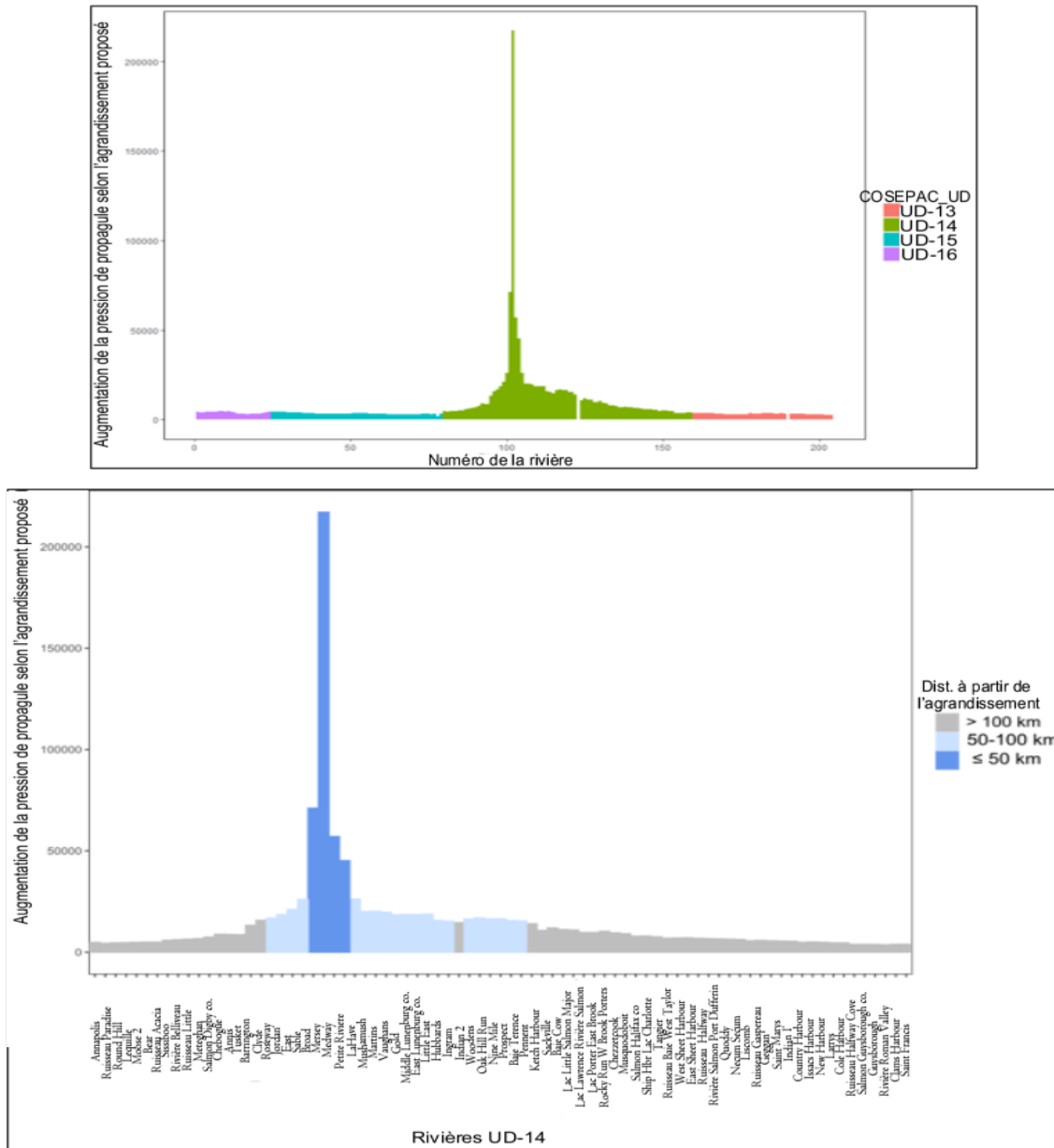


Figure 8. Haut : Augmentation de la pression de propagule pour certaines rivières de la région des Maritimes. La pression de propagule a été calculée d'après Keyser et al. (2018). L'agrandissement proposé est situé à environ 10 km de l'embouchure de la rivière Mersey, numéro 102. Les rivières sont tracées d'ouest en est le long de la côte, de la rivière Ste-Croix, dans le comté de Charlotte (rivière 1), au Nouveau-Brunswick, jusqu'à la rivière Salmon, dans le comté de Victoria, en Nouvelle-Écosse (rivière 204). Les rivières sont colorées par unité désignable. Bas : Augmentation de la pression de propagule selon l'agrandissement proposé pour certaines rivières de l'unité désignable (UD-14) des hautes terres du sud. Les rivières tracées sont un sous-ensemble de celles du panneau supérieur et correspondent aux numéros de rivières 80 à 159. Les couleurs indiquent la distance par rapport à l'agrandissement proposé.

Modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus

Pour évaluer les répercussions démographiques et génétiques des saumons d'élevage qui s'échappent sur les populations de saumon sauvage, le modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus (IBSEM; Castellani *et al.* (2015) utilisé par Bradbury *et al.* (2020b) a été adapté pour cet examen. Ce modèle modélise les changements dans l'abondance, le génotype et la taille des individus des populations sauvages à la suite de l'introduction d'individus d'élevage (Castellani *et al.* 2015, Castellani *et al.* 2018, Sylvester *et al.* 2019, Bradbury *et al.* 2020b). Le modèle tient compte de la durée de l'invasion des saumons d'élevage qui s'échappent, de la taille de la population sauvage, du nombre d'envahisseurs, des conditions environnementales, de la taille des poissons et des différences génotypiques, phénotypiques et physiques 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 ainsi qu'après celle-ci, afin d'évaluer le potentiel de rétablissement de ces deux mesures. Le modèle a été paramétré de nouveau pour simuler la rivière Tobique afin d'obtenir des données sur l'environnement et le cycle de vie puisqu'elle dispose du plus grand nombre de paramètres disponibles pour le modèle. D'autres valeurs pour paramétrer le modèle ont été tirées de l'ensemble de l'aire de répartition mondiale du saumon atlantique. Les invasions de 1 à 100 % de la population sauvage par année ont été modélisées, et les résultats ont été comparés à un niveau de référence d'invasion de zéro pour cent.

Comme dans Bradbury *et al.* (2020b), le nombre de reproducteurs en montaison a diminué pendant la période d'invasion, mais est revenu au niveau de référence d'invasion de zéro pour cent assez rapidement pendant la période de rétablissement à des proportions d'évadés entre 2,5 % et 10 % de la population sauvage par année (voir la figure C1; annexe C). Au-delà de 10 % d'évadés par année, le nombre de reproducteurs en montaison a diminué pendant la période d'invasion, et ils étaient lents à revenir, ou ne sont pas revenus complètement au niveau de référence d'invasion de zéro pour cent pendant la période de rétablissement sur 100 ans (voir les figures C1 et C2, annexe C). On a constaté que l'ampleur du déclin de l'abondance augmentait avec la proportion d'évadés qui arrivent dans les rivières, et que les baisses étaient continuées pendant que les invasions se produisaient.

Dans le modèle, les individus sauvages ont des valeurs génétiques approchant 1, et les valeurs des individus d'élevage approchent 0. Par conséquent, si la moyenne génétique de la population diminue, cela indique que la population devient davantage « d'élevage » sur le plan génétique. Comme pour l'abondance, si la valeur génétique moyenne tombe sous l'intervalle de confiance de 95 % de la valeur de référence de l'invasion à zéro pour cent, un impact génétique a été observé (Bradbury *et al.* 2020b). Comparativement aux répercussions démographiques, on a constaté que les répercussions génétiques se produisaient dans une plus faible proportion d'évadés et qu'elles nécessitaient plus de temps pour se rétablir (le cas échéant). Des impacts génétiques ont été détectés pendant la période d'invasion lorsque le nombre d'évadés était de 2,5 % ou plus par rapport à la population sauvage (voir la figure C3 et la figure C4, annexe C). Aux niveaux de 7,5 % et plus, les impacts génétiques ne se sont jamais entièrement rétablis aux niveaux observés dans la base de référence d'invasion de zéro pour cent au cours de la période de rétablissement sur 100 ans (figure C3 et C4, annexe C). À l'instar des répercussions démographiques, on a constaté que les répercussions génétiques augmentaient avec la

proportion d'évadés qui arrivent dans les rivières, et que les répercussions génétiques augmentaient pendant que les invasions se produisaient.

Un seuil d'incidence plus faible et plus élevé de 4 % et 10 % respectivement a été choisi pour la proportion d'évadés. Les simulations du modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus suggèrent qu'à des taux d'invasion de 5 % ou moins, le rétablissement démographique et génétique était susceptible de se produire dans les 100 ans suivant l'arrêt des évasions, tandis que des répercussions démographiques et génétiques durables sont susceptibles dans les populations qui font l'expérience de niveaux d'afflux de 10 % ou plus, même si les évasions ont cessé (voir les figures C1–C4, annexe C). Entre ces deux seuils, les résultats du modèle suggéraient que durant la période de rétablissement simulée de 100 ans suivant la fin des évasions, le rétablissement démographique était probable, mais que le rétablissement génétique pourrait ne pas se produire entièrement (figure C1 et figure C3, annexe C). Le seuil inférieur et le seuil supérieur ont tous deux été utilisés dans les examens précédents de sélection des sites (manuscrit non publié du MPO)¹.

Dispersion spatiale des évadés

La dispersion des évadés des installations aquacoles a été modélisée à l'aide de Johannsson *et al.* (2017), comme le décrivent Bradbury *et al.* (2020b). Ce modèle intègre de l'information sur les niveaux locaux de production aquacole, les taux d'évasion, la survie, le comportement, l'environnement et la taille des populations sauvages. Le résultat du modèle est la proportion d'évadés (en fonction des estimations de la taille des populations sauvages) dans une rivière donnée. Il a été démontré que les estimations antérieures de ce modèle sont cohérentes avec les niveaux observés d'hybridation (Bradbury *et al.* 2020b). On suppose que les populations de saumon de toutes les rivières se situent à 5 % de l'exigence en matière de conservation des œufs (ECO) (Gibson et Claytor 2012), une valeur conforme aux meilleures estimations disponibles (MPO 2020c), et les pourcentages d'évadés sont calculés en fonction de ces valeurs. Aux niveaux de production actuels, le modèle de la dispersion prévoit qu'un grand nombre de rivières dans la région des Maritimes devraient dépasser les deux seuils (figure 9). Dans l'UD des hautes terres du sud, à l'exception des rivières Annis et Tusket, toutes les rivières à l'ouest de la baie de Liverpool devraient actuellement être supérieures au seuil supérieur de 10 %, tandis que toutes les rivières vers l'est jusqu'à la rivière Pennant, près d'Halifax, sont supérieures au seuil de 4 % (figure 9).

¹ MPO. 2021. En cours de rédaction. Examen des évaluations de base de Marine Harvest Atlantic Canada Inc. pour les choix de sites aquacoles sur la côte sud de Terre-Neuve. Manuscrit en préparation.

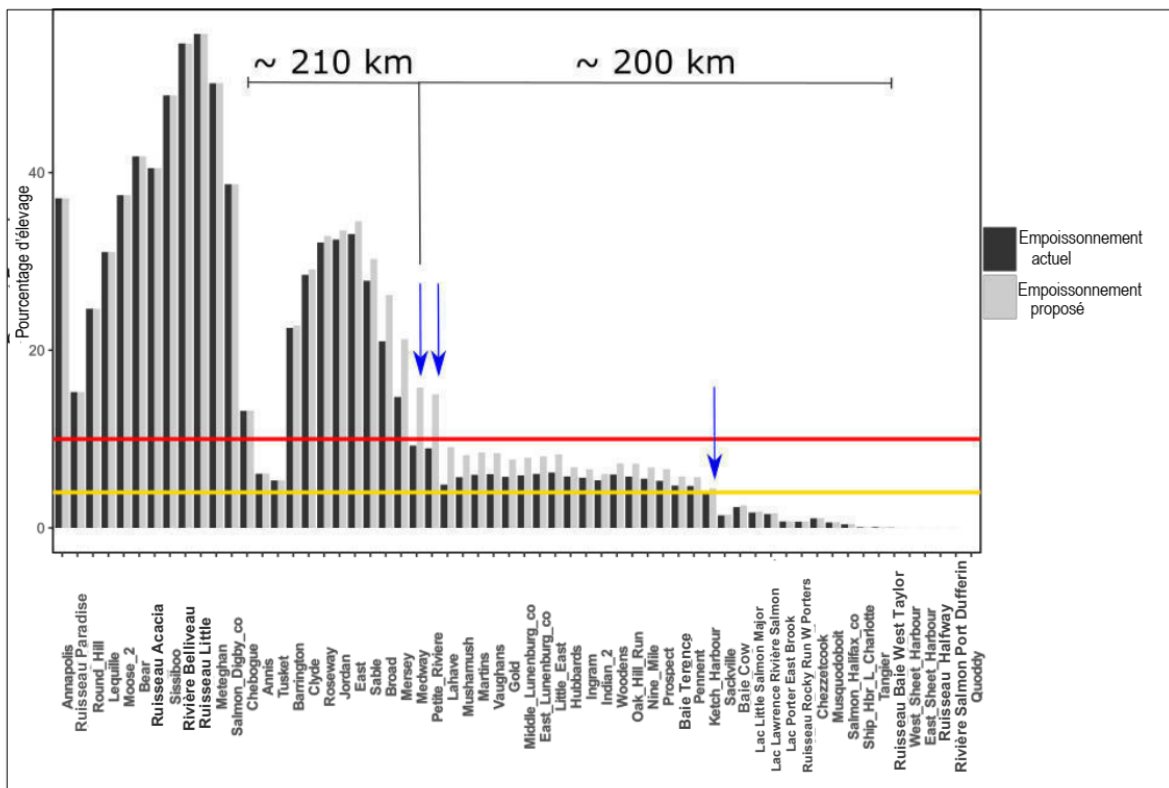


Figure 9. Pourcentage prévu de saumons d'élevage dans certaines rivières, disposées d'ouest en est, dans l'UD des hautes terres du sud. Les rivières allant de la frontière avec l'UD de l'intérieur de la baie de Fundy à l'est jusqu'à la rivière Quoddy à l'ouest sont indiquées (numéros 80–40 dans la figure 8). Les proportions prévues sous les nombres d'empoisonnements actuels sont indiquées en noir. Les proportions prévues avec l'agrandissement proposé des activités dans la baie de Liverpool sont indiquées en gris. Les lignes horizontales jaunes et rouges indiquent les seuils de 4 % et de 10 %, respectivement. L'agrandissement proposé est situé à environ 10 km de l'embouchure de la rivière Mersey et devrait entraîner le déplacement des rivières Mersey, Medway et Ketch Harbour (flèches bleues) vers des seuils de risque plus élevés. Les distances par rapport au site de l'agrandissement proposé sont indiquées à l'aide de barres d'échelle.

Comparativement à la production actuelle, le modèle de dispersion prévoit que l'agrandissement proposé entraînerait une augmentation de la proportion d'évadés dans la plupart des rivières dans un rayon de 200 km de chaque côté des sites d'agrandissement proposés de la baie de Liverpool (figure 9). Compte tenu des populations sauvages à 5 % de l'ECO, la proportion d'évadés dans les rivières Mersey et Medway augmenterait au-delà du seuil de 10 %, tandis que la proportion dans la rivière Ketch Harbour passerait de sous le seuil de risque inférieur au-dessus du seuil de 4 % (figure 9). Étant donné que le modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus suggère que les répercussions démographiques et génétiques augmenteront avec la proportion d'évadés qui pénètrent dans les rivières, on s'attend à des répercussions plus importantes sur les populations sauvages dans les rivières où le modèle de dispersion prévoyait une augmentation du pourcentage d'évadés. De plus, l'augmentation du nombre d'évadés pourrait nuire aux efforts futurs de

rétablissement, notamment dans la rivière Mersey, où le saumon atlantique est considéré comme disparu.

Résumé des résultats génétiques

Keyser *et al.* (2018) ont constaté que le nombre d'évadés des installations aquacoles et leur impact génétique étaient positivement corrélés à la pression de propagule, alors que les résultats du modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus montrés ici, et dans Bradbury *et al.* (2020b), indiquent que les répercussions génétiques et démographiques des évadés des installations aquacoles augmentent avec leur proportion dans les rivières. Étant donné que la pression de propagule et la proportion d'évadés dans les rivières augmenteront avec l'agrandissement proposé dans la baie de Liverpool, il est probable que les répercussions génétiques et démographiques des évadés augmentent également en raison de l'agrandissement.

De plus, des répercussions sur la population de saumon atlantique sauvage sont possibles en l'absence d'effets génétiques directs de l'hybridation ou de l'introgession entre le saumon sauvage et le saumon d'élevage évadé. Bradbury *et al.* (2020a) ont souligné la possibilité que des interactions écologiques, y compris la concurrence, la prédation et l'introduction de maladies ou de parasites, modifient le paysage sélectif, ce qui entraînerait des changements aux fréquences d'allèles liées à la condition physique. Les interactions écologiques peuvent également réduire la taille de la population de saumon atlantique sauvage et, par conséquent, réduire 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.

Les rivières les plus proches des sites proposés sont la rivière Mersey et la rivière Medway. Le saumon atlantique des hautes terres du sud était présent dans la rivière Medway lors des relevés par pêche à l'électricité effectués par le MPO en 2008. Le saumon n'a pas été détecté dans la rivière Mersey lors du relevé, et la population est considérée comme disparue. L'augmentation du nombre d'évadés pourrait nuire aux efforts futurs de rétablissement dans la rivière Mersey et d'autres rivières des hautes terres du sud. Dans la ZPS 21, la population de référence pour les activités d'évaluation du saumon atlantique est la rivière LaHave, située à environ 40 km des sites existants et proposés. Le bassin versant de la rivière LaHave est l'un des plus importants de la ZPS 21, et des dénombrements annuels des adultes ont lieu depuis 1970 à la passe à poissons de Morgan Falls (représentant 51 % de l'aire de croissance totale du saumon de la rivière LaHave). En 2019, les efforts de surveillance ont indiqué que les montaisons des saumons adultes à Morgan Falls n'étaient parmi les plus faibles jamais enregistrées, soit 4 % de l'exigence en matière de conservation des œufs (MPO 2020c). Le nombre total d'individus à la passe à poissons de Morgan Falls est inférieur à 250 depuis 2012, et moins de 100 saumons revenus dans 4 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 rivières des hautes terres du sud (Gibson *et al.* 2009a), avant la fermeture complète de la pêche du saumon atlantique pour toutes les rivières des ZPS 20 et 21 en 2010. Pour la rivière LaHave, l'agrandissement proposé devrait augmenter la pression de propagule d'environ 19 %, et le modèle de dispersion prévoit que la proportion d'évadés doublerait presque, passant de 4,87 à 9,11 %. Bien que la rivière LaHave demeure inférieure au

seuil supérieur de 10 %, le modèle écovigilance du saumon fondé sur les individus indiquait que les répercussions démographiques et génétiques augmentaient généralement avec la proportion d'évadés.

Compte tenu des faibles niveaux de saumon atlantique dans les hautes terres du sud et de la proximité des sites proposés avec les rivières à saumon, les répercussions sur le saumon sauvage devraient être réduites au niveau le plus bas possible. Des mesures d'atténuation qui réduisent la probabilité d'une brèche du confinement (p. ex. mesures physiques et mesures de confinement et de bioconfinement) devraient être envisagées (DFO 2013b, Benfey 2015, Bridger *et al.* 2015).

Bien que les risques pour le saumon atlantique des hautes terres du sud existent déjà dans la concession actuelle, ces risques devraient être au moins proportionnels à l'intensité des activités elles-mêmes. Par conséquent, les risques pour la population de saumon sauvage seront plus grands en raison des augmentations proposées du nombre de saumons d'élevage dans la baie de Liverpool entre les sites de Liverpool, de Mersey Point et de Brooklyn.

Interactions avec les organismes nuisibles et les agents pathogènes

Les poissons d'élevage peuvent contracter des maladies endémiques ou des infestations de poux de mer de poissons sauvages ou d'autres poissons d'élevage de la région (DFO 2014). Étant donné que la transmission dépendante de la densité est observée dans de nombreux systèmes hôtes-pathogènes, y compris les poux de mer dans les fermes de salmonidés (Kristoffersen *et al.* 2013, Frazer *et al.* 2012), cela peut poser un risque important pour la santé des poissons d'élevage et sauvage lorsqu'ils sont présents à certains seuils de densité chez l'hôte (Krkošek 2010).

Depuis 2015, les données disponibles du RAA indiquent qu'aucun produit antiparasitaire n'a été utilisé dans le site existant dans la baie de Liverpool. Toutefois, l'abondance du pou de mer dans les sites est inconnue, et l'utilisation historique de médicaments et de pesticides approuvés pourrait ne pas être un prédicteur d'éclosions futures de maladies à mesure que la production dans la baie augmente ou que d'autres facteurs déterminants changent. 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. L'incidence sur les espèces de poissons sauvages vulnérables dépendra de la durée et de l'étendue de leur exposition à la ferme, de la concentration accrue d'agents pathogènes et de parasites et de leur vulnérabilité relative aux infections et aux maladies dans les conditions environnementales de la baie de Liverpool.

Interactions physiques

Les prises accessoires ou l'empêchement d'espèces sauvages (p. ex. poissons sauvages, mammifères marins, tortues, requins) associés à l'implantation des infrastructures sont également des interactions possibles associées aux sites aquacoles.

L'augmentation proposée de la superficie totale louée dans la baie de Liverpool pourrait entraîner une perte d'accès à l'habitat utilisé par les populations sauvages à diverses étapes du cycle de vie. Des chevauchements entre les sites proposés et les frayères de hareng ont été

cernés; toutefois, la frayère a été définie en fonction de l'état de frai du hareng débarqué plutôt que de la présence de frai non vagile sur le substrat. De plus, cet habitat n'est pas unique aux zones de concession proposées ni à la baie de Liverpool compte tenu de la taille de la zone de pêche Little Hope et de la frayère connexe.

Des chevauchements entre les sites proposés et l'habitat d'alevinage de l'anguille d'Amérique juvénile ont également été identifiés. La taille et le caractère unique de l'aire d'alevinage, ainsi que son utilisation sont inconnus.

Toutes les régions côtières situées le long de la côte nord-américaine, avec des températures de surface adéquates et des densités de proie élevées, sont susceptibles d'être les principaux lieux d'alimentation et de rassemblement des saumons sauvages immatures destinés à revenir comme reproducteurs dans les rivières de la région des hautes terres du sud (Thorstad *et al.* 2011). De plus, des données limitées provenant d'une étude de suivi des adultes après le frai (charognards) dans la rivière LaHave suggèrent que les habitats côtiers à proximité de leur rivière natale sont importants pour le rétablissement du saumon atlantique adulte qui fraye de façon consécutive entre les événements de frai (Hubley *et al.* 2008).

L'augmentation proposée de la superficie totale louée pourrait rendre le homard inaccessible à la pêche traditionnelle au homard dans la baie de Liverpool. Les résultats préliminaires d'une étude sur l'étiquetage du homard du MPO dans la baie de Liverpool ont révélé que les individus étiquetés sous le site n° 1205 existant de Liverpool n'étaient pas restés sous le site et que les individus étiquetés à des emplacements de référence n'y étaient pas allés (figure 6; C. McKindsey et S. Robinson, MPO, comm. pers.). Bien que le site fût en jachère pendant la première année d'échantillonnage dans la baie de Liverpool, les données ont été recueillies en 2020 lorsque le site était empoissonné et sont en cours d'analyse. Les résultats de cette étude fourniront des renseignements sur le comportement du homard sous les cages à poissons.

Les espèces potentielles de mammifères marins et de tortues marines inscrites à la *LEP* dans la région comprennent la baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu, le rorqual commun et la tortue luth (MPO, 2019b). 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 de l'infrastructure du site est jugée faible compte tenu des eaux relativement peu profondes dans les zones de concession proposées. La tortue luth est la tortue marine la plus répandue dans les eaux côtières de la Nouvelle-Écosse. Elle habite les eaux côtières et extracôtières, mais les observations ont lieu à une profondeur médiane de plus de 100 m.

Le requin blanc, le loup tacheté et le loup à tête large sont également identifiés comme espèces en péril dans la zone. Les données de suivi d'août à octobre 2019 ont permis de détecter la présence d'au moins 15 requins blancs différents dans la baie de Liverpool directement autour des sites d'aquaculture proposés (M. Trudel et C. McKindsey, MPO, comm. pers.). À ce jour, on n'a signalé aucun empêchement de requins blancs dans l'équipement d'aquaculture marine de poissons au Canada atlantique. De plus, il est peu probable que les deux espèces de loups se trouvent près des sites proposés, car leur habitat de prédilection se trouve dans des eaux et des fosses beaucoup plus profondes.

Il n'y a eu aucun rapport d'empêchement d'espèces sauvages sur le site existant n° 1205 de Liverpool. L'ampleur de l'exposition et des interactions physiques entre les poissons et les

infrastructures aux sites proposés de Liverpool, de Mersey Point et de Brooklyn est inconnue; toutefois, si elle est présente, l'augmentation de la superficie totale louée et des infrastructures par suite de l'agrandissement proposé suggère un plus grand potentiel d'interactions entre ces espèces et les infrastructures associées à l'empreinte du site existant.

Interactions cumulatives possibles

Toute la zone d'intérêt entourant les trois sites de pisciculture proposés dans la baie de Liverpool est influencée par l'activité humaine (figure 10; tableau 5).

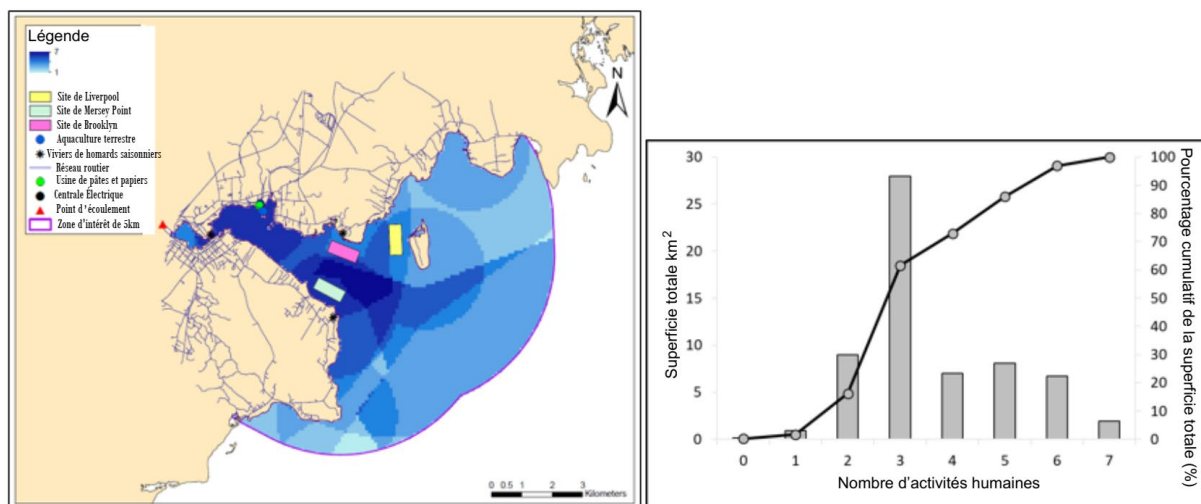


Figure 10. À gauche : Nombre d'activités humaines qui se chevauchent dans chaque cellule de la grille de 0,01 km² dans la zone d'intérêt de 5 km. La modification du périmètre actuel de la concession dans la baie de Liverpool est représentée par le rectangle jaune. Le triangle rouge indique le point d'écoulement (c.-à-d. l'endroit où la rivière Mersey se jette dans la baie de Liverpool). L'emplacement des installations saisonnières de conservation du homard est présenté à titre d'intérêt, mais n'a pas été inclus dans l'analyse. À droite : Superficie totale (km²; barres grises), et le pourcentage cumulé de la superficie totale (%; ligne noire, cercles gris), dans toutes les cellules de la grille avec le nombre correspondant d'activités humaines.

La ZEP (ZEP pélagique) estimée plus grande et répandue associée aux activités d'aquaculture marine entraîne un chevauchement spatial important entre les zones de concession existantes et proposées, ainsi qu'avec toutes les autres activités humaines se déroulant dans la zone d'intérêt. Le nombre d'activités qui se chevauchent est élevé, environ 84 % de la zone d'intérêt étant influencé par au moins trois activités humaines coexistantes dans toute cellule donnée de la grille (figure 10).

Le plus grand chevauchement et la zone d'utilisation la plus importante se trouvent dans le corridor entre les sites proposés de Mersey et de Brooklyn vers l'extérieur de la baie, suivi de l'intérieur de la baie près de la communauté de Liverpool (figure 10). Le chevauchement des activités humaines s'étend également à l'extérieur de la baie et à la limite de la zone d'intérêt (c.-à-d. que le chevauchement des activités humaines multiples se produit encore à 5 km des zones de concession). L'annexe C fournit des détails sur la méthodologie de cette analyse.

Les facteurs de stress liés aux activités humaines en milieu marin peuvent être regroupés en trois grandes catégories : physique (altération directe des milieux), chimique (répercussions sur la qualité de l'eau et des sédiments) et biologique (changements des espèces non ciblées). Toutes les activités humaines prises en compte dans la présente analyse et qui ont été identifiées comme se produisant dans la baie de Liverpool ont été liées à plus d'une incidence des facteurs de stress, et cinq de ces activités ont une influence dans les trois catégories (tableau 5).

L'aquaculture de poissons à nageoires, la circulation des bateaux, la pêche au homard et les activités de charge en nutriments génèrent le plus grand nombre de types de facteurs de stress chimiques pouvant influencer sur la qualité de l'eau et des sédiments (tableau 5). La circulation des bateaux est également connue pour causer le plus grand nombre de facteurs de stress physiques, tandis que les activités d'aquaculture de poissons à nageoires sont liées à la plus grande proportion de différents facteurs de stress biologiques (tableau 5). Dans l'ensemble, les activités d'aquaculture de poissons à nageoires et la navigation de plaisance peuvent être responsables de la plus grande proportion des répercussions des différents facteurs de stress, tandis que les sites contaminés et la récolte des plantes marines peuvent générer la plus faible proportion de facteurs de stress différents sur les espèces et les milieux de la baie de Liverpool (tableau 5). Les facteurs de stress les plus courants liés aux sept activités humaines sont la perturbation benthique (facteur de stress physique; 6 des 7 activités), la contamination (facteur de stress chimique; 6 des 7 activités) et l'élimination de la biomasse par mortalité accidentelle (facteur de stress biologique; les 7 activités) (tableau 5).

À l'heure actuelle, il existe peu de données scientifiques permettant de peser l'ampleur relative de l'incidence de chaque facteur de stress figurant au tableau 5. Bon nombre de ces répercussions varieront dans l'espace et le temps (p. ex. augmentation de la circulation de bateaux liée à la pêche saisonnière ou aux activités récréatives, augmentation de l'afflux de la charge en nutriments ou ruissellement urbain au printemps en raison de la fonte des neiges, etc.) et pourraient être préoccupantes à certains moments de l'année. En outre, peu d'information est disponible sur les effets aigus et chroniques de ces facteurs de stress (p. ex. bruit, lumière, débris marins, changements relatifs aux courants et à la circulation).

Tableau 5. Comparaison des facteurs de stress associés aux activités humaines déterminées dans la présente analyse.

Facteurs de stress		Activités						
		Pisciculture	Pêche au homard	Récolte de plantes marines	Circulation des bateaux ^a	Charge en nutriments ^b	Commerciales et industrielles ^c	Sites contaminés ^d
Physique (altération directe des milieux)	Perturbation des zones benthiques	X	X	X	X	X	X	-
	Changement de température	-	-	-	-	X	-	-
	Collisions	-	X	-	X	-	-	-
	Changement des courants et de la circulation	X	-	-	X	-	-	-
	Lumière	X	-	-	X	-	X	-
	Déchets marins	-	X	-	X	X	-	-
	Bruit	X	X	-	X	X	X	-
Chimique (qualité de l'eau et des sédiments)	Bactéries	X	X	-	X	X	X	-
	Contaminants	X	X	-	X	X	X	X
	Nutriments	X	X	-	X	X	-	-
	Huile/déchets	X	X	-	X	X	X	-
	Déchets organiques	X	X	-	X	X	X	-
	Transport des sédiments (turbidité)	X	X	-	X	X	X	-
Biologique (changements)	Changements de comportement	X	-	X	X	-	-	X

Facteurs de stress		Activités						
		Pisciculture	Pêche au homard	Récolte de plantes marines	Circulation des bateaux ^a	Charge en nutriments ^b	Commerciales et industrielles ^c	Sites contaminés ^d
des espèces non ciblées)	(prédateur ou proie)							
	Élimination de la biomasse (mortalité accidentelle)	X	X	X	X	X	X	X
	Maladies et parasites	X	-	-	-	-	-	X
	Interaction génétique	X	-	-	-	-	-	X
	Espèces envahissantes	X	-	-	X	X	X	-

^a facteurs de stress combinés des catégories d'activités liées aux petits quais, aux rampes, aux quais, aux bateaux de pêche, à la navigation de plaisance et au kayak de Ban *et al.* (2010).

^b facteurs de stress combinés des catégories d'activités liées aux établissements humains et à l'agriculture de Ban *et al.* (2010).

^c facteurs de stress combinés des catégories d'activités terrestres de l'industrie et liées aux pâtes et papiers de Ban *et al.* (2010).

^d effets connus combinés de la majorité des contaminants présents dans les sites contaminés de la baie de Liverpool (p. ex. BPC, HAP, PCDD/PCDF et organométalloïdes) (CCME 1999a,b, 2001a,b, 2010)

On peut évaluer l'incidence relative de chaque activité humaine sur une vaste échelle spatiale (p. ex. l'ensemble de la baie de Liverpool) en examinant la répartition spatiale de l'activité multipliée par un score de vulnérabilité spécifique, qui estime la vulnérabilité aux activités humaines de différents milieux connus comme étant présents dans la baie de Liverpool (Kappel *et al.* 2012; voir l'annexe D pour plus de détails). L'utilisation des milieux saisit également indirectement les répercussions sur les espèces connexes. Les sites contaminés, suivis de près par le trafic maritime et l'aquaculture marine, ont les scores de l'incidence relative les plus élevés (potentiels) (figure 11; tableau D2 de l'annexe D).

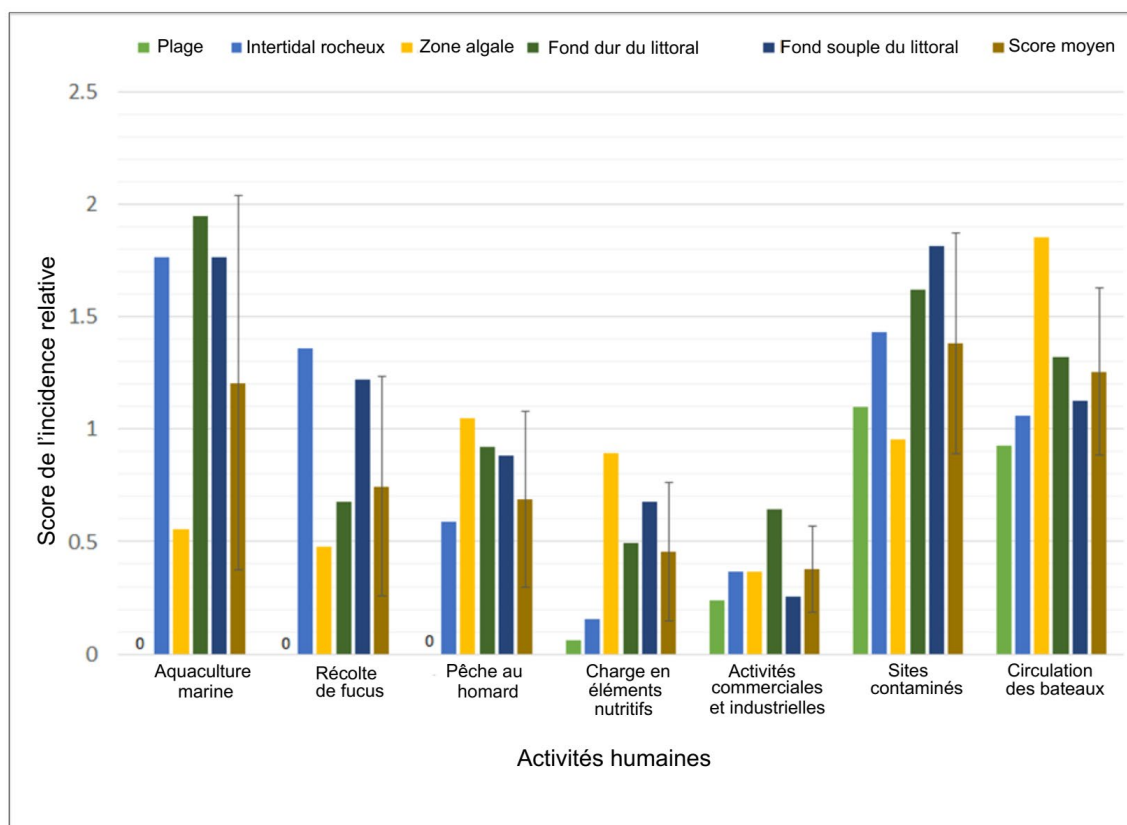


Figure 11. Le score de l'incidence relative des activités humaines qui ont lieu dans la baie de Liverpool dans cinq types de milieux différents (plage, zones intertidales rocheuses, zone algale, habitat benthique meuble du littoral et habitat benthique dur du littoral) additionné à leur valeur moyenne. Le score de l'incidence relative dans le score de vulnérabilité multiplié par la proportion de la superficie totale sur laquelle chaque activité a lieu dans le domaine d'intérêt de 5 km. Des valeurs plus élevées indiquent la possibilité d'effets plus généralisés sur les milieux dans la baie de Liverpool. Des barres d'erreur plus larges indiquent des vulnérabilités plus variables dans les activités des 5 différents types de milieux. Voir également le tableau D2 de l'annexe D.

Les répercussions élevées des sites contaminés terrestres près du littoral et du trafic nautique sont attribuables à la vulnérabilité moyenne élevée des différents milieux marins à ces activités, en raison de la possibilité que ces activités aient une incidence sur un large éventail de niveaux trophiques et une grande proportion de la biomasse. En revanche, les répercussions élevées de

l'aquaculture marine sont attribuables à la vaste répartition spatiale de cette activité dans l'ensemble du domaine d'intérêt (p. ex. intensité la plus élevée), malgré un score de vulnérabilité moyenne relativement faible. Cette analyse suggère que le trafic nautique, l'aquaculture marine et les sites contaminés ont les répercussions potentielles les plus importantes et que l'effet cumulatif de ces trois activités pourrait avoir l'empreinte anthropique la plus importante sur l'écosystème de la baie de Liverpool.

Les répercussions cumulatives sur la qualité des eaux côtières et des sédiments peuvent découler du chevauchement de l'aquaculture marine, du trafic nautique et des sites contaminés, ainsi que, dans une moindre mesure, des activités commerciales et industrielles et de la charge de nutriments. Bien que l'ampleur du trafic maritime de plaisance soit actuellement inconnue, elle est vraisemblablement très saisonnière, suivant la saison touristique typique de la Nouvelle-Écosse (de mai à octobre, avec des périodes de pointe de juin à août). De plus, alors que la saison de pêche au homard se déroule de novembre à mai, le chevauchement avec les bâtiments de pêche laisse entrevoir une pression constante du trafic maritime tout au long de l'année. Bien que les répercussions de la navigation de plaisance soient considérées comme mineures, leur incidence cumulative peut avoir des effets néfastes sur les espèces et/ou les milieux. Les petits bâtiments contribuent à réduire la qualité de l'eau en raison de la pollution causée par la fuite de carburants et d'huiles, de peintures antisalissures (contenant du cuivre) et de déchets humains (effluents d'égout) (Leon et Warnken 2008).

La majorité des polluants signalés dans les sites contaminés de la baie de Liverpool comprennent du BPC, du HAP, de la PCDD, du PCDF et des organométalloïdes. Les espèces pélagiques peuvent absorber une partie de ces contaminants directement de la colonne d'eau, tandis que les organismes benthiques peuvent absorber ces substances par contact avec les sédiments et l'eau qui les recouvre (CCME 1999b, 2010). Bien que le destin ultime de ces types de contaminants soit le benthos, la quantité de lixiviation des sols contaminés à proximité et des eaux souterraines dans la colonne d'eau et les sédiments marins est inconnue (incluse dans cette analyse par précaution). De plus, les répercussions de la pollution attribuable aux activités industrielles terrestres pourraient également avoir des répercussions sur la qualité de l'eau et des sédiments, en particulier dans des zones localisées adjacentes aux concessions d'aquaculture. Les données recueillies dans la baie de Liverpool dans le cadre du Programme de surveillance et de modélisation de l'aquaculture (PSMA) du MPO en 2019 montrent un exemple clair de contributions d'une autre source industrielle dans laquelle les matières organiques, les sulfures et les métaux traces étaient élevés à l'échelle locale près de l'ancienne usine de pâtes et papiers Bowater Mersey, plus loin dans la baie, à Brooklyn, en Nouvelle-Écosse. L'usine a été fermée en 2012, mais est utilisée à d'autres fins industrielles. L'ajout de produits alimentaires et de déchets provenant de l'augmentation proposée de la production de poisson dans les installations d'aquaculture marine avoisinantes, conjuguée aux sources de polluants terrestres et marines, au trafic nautique et aux sites contaminés, suggère un potentiel élevé de répercussions cumulatives sur la qualité de l'eau et des sédiments, en particulier sur les milieux benthiques et les espèces connexes.

La navigation contribue également à la propagation secondaire des espèces non indigènes (Clarke Murray *et al.* 2011, Burgin et Hardiman 2011). L'activité d'aquaculture ajoute ou enlève des structures physiques (p. ex. cordes, bouées, ancres) qui peuvent être colonisées par divers assemblages biologiques, ce qui peut avoir une incidence sur l'écosystème local (DFO 2010).

Les tuniciers envahissants *Botryllus scholsseri*, *Botryllus schlosseri* et *Ciona intestinalis* sont déjà présents dans la baie de Liverpool (Sephton *et al.* 2017); l'effet combiné du trafic nautique élevé et des structures d'aquaculture peut contribuer à la propagation et à l'établissement subséquent d'autres espèces non indigènes déjà présentes ailleurs le long du littoral de la N.-É. (p. ex. *Botrylloides violaceus*).

Le chevauchement spatial du trafic nautique, des sites d'aquaculture marine et de la récolte de fucus suggère une perturbation benthique accrue dans les zones où ces activités peuvent se chevaucher. La présence de la pisciculture a été associée à une diminution de la biomasse macro-benthique et à des changements dans la structure de la communauté benthique (Cullain *et al.* 2018). La récolte des plantes marines peut avoir une incidence directe sur la disponibilité de l'habitat du poisson et des réseaux trophiques détritiques et axés sur les herbivores par l'élimination de la biomasse des plantes elles-mêmes, mais elle peut aussi augmenter indirectement la capture accessoire des invertébrés associés aux plantes et modifier les comportements des prédateurs et des proies (Vandermuelen 2013, Sharp *et al.* 2006, Kay 2015). La circulation des navires en eaux peu profondes produit de la turbulence en faisant tourner l'hélice, de la perturbation benthique et de la destruction causée par l'ancrage et le dragage, qui constituent une menace particulière pour les macrophytes submergés (Bishop 2008, Lewin *et al.* 2019). Peu d'information était disponible sur les zones spécifiques de récolte de fucus dans la baie de Liverpool (sa répartition spatiale ne pouvait être estimée qu'à partir de la plus grande zone de concession); toutefois, si des zones de récolte des plantes se trouvent à l'intérieur ou à côté des sites d'aquaculture situés dans ou le long des corridors de forte utilisation des bateaux, une incidence cumulative accrue sur les espèces d'algues et leur faune connexe est un résultat probable.

Conclusions

Question 1 : *D'après les données disponibles pour 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 sensibles?*

- Les fonds marins, jusqu'à environ 3,8 km des sites proposés, peuvent être exposés aux médicaments dans l'alimentation qui sont présents dans les excréments, s'ils sont utilisés.
- Les niveaux de pesticides qui sont toxiques pour les espèces vulnérables peuvent se déplacer jusqu'à environ 4,3 km des sites proposés, s'ils sont utilisés.
- Des chevauchements dans les zones d'exposition prévues par les produits de traitement de la santé du poisson (médicaments dans l'alimentation et pesticides administrés dans les bains de traitement) sont prévus s'ils sont utilisés dans plus d'un site.
- On s'attend à ce que l'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet et qu'elle diminue à mesure que la distance par rapport aux parcs en filet augmente, à l'exception des zones de chevauchements prévues où des expositions cumulatives peuvent avoir lieu.

- Les emplacements proposés risquent de faire en sorte que l'environnement benthique dans des zones moins profondes autour du site soit exposé à des concentrations de pesticides toxiques pour les espèces et les stades biologiques benthiques sensibles, le cas échéant.
- Le homard et le crabe ont été identifiés dans les ZEP de produits pour les traitements sanitaires des poissons utilisés dans les sites proposés. Les homards adultes peuvent être exposés à des médicaments présents dans l'alimentation et à des concentrations toxiques de pesticides dans les zones moins profondes du site. Les larves de homard peuvent être exposées à des concentrations toxiques de pesticides.
- Les conditions de l'ARLA concernant l'utilisation d'azaméthiphos peuvent s'appliquer de novembre à mai, lorsque les installations commerciales de conservation du homard à moins de 1 km des emplacements proposés sont opérationnelles.

Question 2 : *D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique; les espèces en péril; les espèces de pêche; les espèces d'importance écologique et leurs habitats associés qui se trouvent à l'intérieur de la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition à des matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir avec l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quels sont les effets prévus des activités aquacoles proposées sur ces espèces et milieux sensibles?*

- L'empreinte benthique totale dans la baie de Liverpool devrait augmenter, mais les chevauchements dans les zones d'exposition aux matières organiques en raison des déchets de nourriture ne sont pas prévus.
- Le homard, le crabe, les palourdes, les moules, l'oursin vert et le buccin ont été repérés dans la ZEP benthique et sont sensibles aux dépôts de matières organiques.
- Les bivalves et d'autres espèces sessiles sont sensibles à l'étouffement et aux changements de l'état oxygène. De plus, l'augmentation de la sédimentation pourrait empêcher la fixation des larves de homard compte tenu de leur préférence pour des substrats plus durs.
- Selon les renseignements disponibles, ces espèces ne sont pas uniques à la baie Liverpool.
- Les expositions et les interactions prévues peuvent être transitoires, car les fonds marins sont rétablis de façon périodique en raison des vagues importantes et des tempêtes.

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 établissements piscicoles existants)? Les zones d'influence chevauchent-elles la zone liée à ces activités et, si tel est le cas, quelles sont les conséquences possibles?*

- Toute la zone d'intérêt autour des sites proposés est influencée par les activités humaines qui se chevauchent considérablement.

- Les activités humaines comprennent les activités commerciales et industrielles, la charge en nutriments, la présence de sites contaminés terrestres près du littoral, la circulation de bateaux, la pêche au homard, la récolte de fucus et la pisciculture marine.
- Les sites contaminés, le trafic nautique et l'aquaculture marine ont les répercussions potentielles les plus importantes, et les interactions de ces trois activités pourraient avoir l'empreinte anthropique la plus importante sur l'écosystème de la baie de Liverpool.

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

- Les espèces en péril susceptibles de se trouver à proximité sont la baleine noire de l'Atlantique Nord, le rorqual bleu, le rorqual commun, la tortue luth, le requin blanc, le loup tacheté et le loup à tête large.
- Les échelles bathymétriques privilégiées suggèrent qu'il est peu probable que ces espèces soient présentes près des infrastructures du site, à l'exception du requin blanc, qui a été observé à proximité des sites proposés.

Question 5 : *Quelles sont les populations de salmonidés présentes à l'intérieur de la zone géographique que les saumons d'élevage qui se sont échappés pourraient rejoindre? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations de congénères présents dans la zone d'exposition aux fugitifs pour le site proposé? Est-ce que l'une de ces populations est inscrite à l'annexe 1 de la LEP?*

- Les concessions proposées se situent dans la région des hautes terres du sud du saumon atlantique sauvage et de la ZPS 21.
- Les niveaux de population de saumon atlantique des hautes terres du sud demeurent extrêmement bas et ont été évalués comme étant en voie de disparition par le COSEPAC depuis 2010.
- La majorité des bassins versants identifiés dans la région des hautes terres du sud qui contenaient du saumon atlantique par le passé se trouvent dans la fourchette (200 à 300 km) où les poissons d'élevage évadés pourraient se déplacer.
- Il y aura des risques génétiques accrus pour le saumon sauvage en raison des augmentations proposées du nombre de saumons d'élevage dans la baie de Liverpool entre les sites de Liverpool, de Mersey Point et de Brooklyn.

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 zones d'exposition prévues sont fondées sur les données du courantomètre fournies par le promoteur et proviennent d'un seul emplacement sur une période de 30 jours. Les estimations de premier ordre supposent que le courant est homogène dans l'espace et constant selon les saisons, et que les données sur le

courant ne représentent probablement pas la variabilité temporelle et spatiale nécessaire pour estimer les zones d'exposition et de dépôt. Étant donné que l'état des connaissances concernant l'évaluation des effets potentiels des médicaments et des pesticides dans l'alimentation évolue, une évaluation plus détaillée des effets potentiels des pesticides et des médicaments n'a pas été effectuée.

Répartition des espèces et des habitats

Les régions côtières ne sont généralement pas adéquatement échantillonnées aux échelles spatiales et temporelles les plus pertinentes à l'égard de 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. L'information sur les échelles temporelles et spatiales ne fait généralement pas partie des diverses sources de données dont dispose le MPO pour évaluer la présence des espèces ou leur utilisation de l'habitat dans ces zones. Les données fondées sur les 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 (c.-à-d. frai, migration, alimentation) doivent être tirés d'études à plus grande échelle. Par conséquent, il existe une incertitude quant à la répartition spatiotemporelle exacte des espèces dans la zone des activités proposées, ce qui entraîne de l'incertitude dans l'échelle complète des interactions potentielles des espèces sauvages avec les activités proposées.

Interactions entre le poisson sauvage et d'élevage

On dispose, en général, de trop peu d'information sur la taille et la répartition des populations sauvages de saumon atlantique. De meilleures estimations de la taille des populations sauvages et de la présence de poissons d'élevage évadés dans les rivières fréquentées par les saumons dans la région des Maritimes permettraient d'améliorer l'évaluation des risques sur le plan génétique et démographique. Il existe également d'importantes lacunes dans les connaissances concernant les niveaux d'infestation de poux de mer chez le saumon atlantique sauvage et d'élevage, et la surveillance de ces niveaux ainsi que la production de rapports sur ces niveaux seraient utiles.

Interactions cumulatives possibles

De nombreuses activités humaines 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 (p. ex. contamination sédimentaire), les répercussions des perturbations naturelles (p. ex. tempêtes, vague de chaleur marine) ou les activités épisodiques qui peuvent créer des perturbations peu fréquentes, mais intenses (p. ex. déversement de pétrole) n'ont pas été incluses dans la présente analyse. L'étendue géographique des activités humaines 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 humaines. En outre, on a supposé que l'influence des activités humaines se diffuserait également dans tous les sens, bien qu'il soit plus probable que les courants le long des côtes et les panaches fluviaux influencent la diffusion des répercussions,

en particulier près du littoral. Dans l'ensemble, la carte de l'activité humaine devrait être considérée comme une estimation préliminaire et prudente des utilisations humaines dans le domaine d'intérêt. Malgré les limites énoncées ci-dessus, cet exercice de cartographie peut cerner les secteurs particulièrement préoccupants où l'on peut s'attendre à des répercussions cumulatives importantes découlant de multiples activités humaines qui se chevauchent.

Collaborateurs

Nom	Affiliation
Barrell, Jeffrey	Secteur des sciences du MPO, région du Golfe
Bennett, Lottie	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Brager, Lindsay (lead)	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Burgetz, Ingrid	Secteur des sciences du MPO, région de la capitale nationale
Coulson, Mark	Secteur des sciences du MPO, région de la capitale nationale
Finley, Monica	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Fitzgerald, Jennifer	Examen réglementaire du MPO, Programme de protection du poisson et de son habitat, région des Maritimes
Gomez, Catalina	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Haigh, Susan	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Hardie, David	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Kelly, Noreen	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Law, Brent	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
McKindsey, Chris	Secteur des sciences du MPO, région du Québec
Murphy, Grace	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes

Nom	Affiliation
O'Flaherty-Sproul, Mitchell	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Page, Fred	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Parker, Edward	Gestion de l'aquaculture du MPO, région des Maritimes
Pilcher, Scott	Secteur des sciences du MPO, région de la capitale nationale
Raab, Dustin	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Robinson, Shawn	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Singh, Rabindra	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Trudel, Marc	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Worcester, Tana	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Wringe, Brendan	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes
Zisseron, Ben	Secteur des sciences du MPO, région des Maritimes

Approuvé par

Kent Smedbol
 Directeur régional intérimaire des Sciences, région des Maritimes
 Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
 Téléphone : 902 426-3490
 Date : 17 août 2021

Sources de renseignements

- 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. *Aquaculture Environment Interactions*. 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. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 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. *Marine 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 Journal of Marine Science*. 73: 2408–2419.
- 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. v + 28 p.
- Bishop, M.J. 2008. Displacement of epifauna from seagrass blades by boat wake. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 354(1): 111–118.
- 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. 2020a. Beyond hybridization: the genetic impacts of nonreproductive ecological interactions of salmon aquaculture on wild populations. *Aquaculture Environment Interactions*. 12: 429–445.
- 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. 2020b. Model-based Evaluation of the Genetic Impacts of Farm-escaped Atlantic Salmon on Wild Populations. *Aquaculture Environment Interactions*. 12:45–49.
- 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. vi + 54 p.
- Burgin, S. and Hardiman, N. 2011. The direct physical, chemical and biotic impacts on Australian coastal waters due to recreational boating. *Biodiversity and Conservation*. 20(4): 683–701.
- 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.
- 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*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69: 411–415.
- 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. iv + 25 p.
- 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.
- 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, 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. *Evolutionary Applications*. 11: 1010–1025.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999a. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1999b. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001a. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated dioxins and furans (PCDD/Fs). In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2001b. Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Polychlorinated biphenyls (PCBs). Updated. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 2010. Canadian Soil Quality: Guidelines for Carcinogenic and Other Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Environmental and Human Health Effects). Scientific Criteria Document (revised). 216 pp.
- 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. *Aquaculture Research*. 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. *Journal of Applied Ichthyology*. 19: 114–117.
- Clarke Murray, C., Pakhomov, E.A., and Therriault, T.W. 2011. Recreational boating: a large unregulated vector transporting marine invasive species. *Diversity and Distributions*. 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. *Marine Policy*. 58: 71–77.
- CMAR (Centre for Marine Applied Research). 2020. [Exposure Modelling – N.S. Wind and Wave Condition Reports](#). (Accessed 10 May 2021).
- 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., McIver, R., Schmidt, A., Milewski, I., and Lotze, H.K. 2018a. Impacts of organic enrichment from finfish aquaculture on seagrass beds and associated macroinfaunal communities in Atlantic Canada. *PeerJ Preprints* 6:e26832v1.
- Diserud, O. H., Fiske, P., Sægvog, 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 Journal of Marine Science*. 76(4): 1140–1150.
- Elson, P.F. 1967. Effects on Wild Young Salmon of Spraying Ddt over New Brunswick Forests. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. 24(4): 731.
- Findlay, R.H. and L. Watling. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos. In: *Modelling Benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture*. Hargrave, B.T.[ed.]. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949: xi+125p.
- 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. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 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 Journal of Marine Science*. 74(6): 1496–1513.
- Fowler, G.M. 2011. Old and Older Perceptions of the Migrations and Distribution of Haddock, *Melanogrammus aeglefinus*, in Northwest Atlantic Waters from Tagging Conducted in the Bay of Fundy, Georges Bank, Scotian Shelf, and the Southern Gulf of St. Lawrence. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*. 43: 137–157.
- Frazer N.L., Morton A., and Krkošek M. 2012. Critical thresholds in sea lice epidemics: evidence, sensitivity and subcritical estimation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 279: 1950–1958.
- ISCF (Inventaire de sites contaminés fédéraux). 2020. [Inventaire des sites contaminés fédéraux](#). Consulté le 20 mai 2020
- 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 American Journal of Fisheries Management*. 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 American Journal of Fisheries Management*. 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.
- 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): e43129.
- 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 Genetics*. 14:74.
- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Araki, H., Skaala, Ø, and Svåsand, T. 2017. Half a Century of Genetic Interaction Between Farmed and Wild Atlantic Salmon: Status of Knowledge and Unanswered Questions. *Fish and Fisheries*. 18: 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 and Fisheries*. 21(6): 1077–1091.
- Gregory, D., Petrie, B., Jordan, F., and Langille, P. 1993. Oceanographic, geographic and hydrological parameters of Scotia-Fundy and southern Gulf of St. Lawrence inlets Canadian Technical Report of Hydrographic Ocean Sciences. 143: 248.
- 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. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 810–824.
- Hargrave, B.T. 2010. Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*. 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. *Aquaculture Environment Interactions*. 6:185–190.
- Hubley, P.B., Amiro, P.G., Gibson, A.J.F., Lacroix, G.L., and Reddin, A.M. 2008. Survival and behaviour of migrating Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) kelts in river, estuarine and coastal habitat. *ICES Journal of Marine Science*. 65: 1626–1634.
- Jóhannsson, R., Guðjónsson, S., Steinarsson, A., and Friðriksson, J. 2017. Áhættumat vegan mögulegrar erfðablöndunar milli eldislaxa og náttúrulegra laxastofna á Íslandi. Marine and Freshwater Research Institute, Reykjavik

- Kappel, C.V., Halpern, B.S., Selkoe, K.A., and Cooke, R.M. 2012. Eliciting Expert Knowledge of Ecosystem Vulnerability to Human Stressors to Support Comprehensive Ocean Management. In: Perera A., Drew C., Johnson C. (eds) [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.
- Kay, I. 2015. Canopy and community structure of rockweed beds in Nova Scotia and New Brunswick: regional variation and effects of commercial harvest and proximity to aquaculture. MSc thesis, Dalhousie university, 228 p.
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffrey, .N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., Bradbury, I.R. 2018. Predicting the Impacts of Escaped Farmed Atlantic Salmon on Wild Salmon Populations. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*. 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. *Preventative Veterinary Medicine*. 111: 165–175.
- Krkošek, M. 2010. Host Density Thresholds and Disease Control for Fisheries and Aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*. 1: 21–32.
- 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. *Aquaculture Environment Interactions*. 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. *Aquaculture Environment Interactions*. 8: 575–584.
- Law, B.A. and Hill, P.S. 2019. Spatial and temporal variation in cumulative mass eroded and organic matter percentage in surface sediments near areas of active salmon aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*. 11: 305–320.
- 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. *Marine Pollution Bulletin*. 57(6-12): 838–845.
- Lewin, W.C., Weltersbach, M.S., Ferter, K., Hyder, K., Mugerza, E., Pallezo, R., Radford, Z., Zarauz, L., and Strehlow, H.V. 2019. Potential environmental impacts of recreational fishing on marine fish stocks and ecosystems. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*. 27(3): 287–330.
- Mahlum, S., Vollset, K.W., Barlaup, B.T., Skoglund, H., and Velle, G. 2021. Salmon on the lam: Drivers of escaped farmed fish abundance in rivers. *Journal of Applied Ecology*. 58(3): 550–561.

- 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. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 270: 2443–2450.
- McKee, A., Grant, J., and Barrell, J. 2020. [Mapping American lobster \(*Homarus americanus*\) habitat for use in marine spatial planning](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Accepted Manuscript.
- Miller, R.J. 1997. Spatial differences in the productivity of American lobster in Nova Scotia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 1613–1618.
- 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. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65(12): 2807–2826.
- MPO. 2010. [Avis scientifique sur les séquences d’effets liés à l’aquaculture des poissons, des mollusques et des crustacés](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/071.
- MPO. 2013a. [Exposition potentielle et effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : pesticides contre le pou du poisson \(partie II\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/049.
- MPO. 2013b. [Effets potentiels entourant l’importation de saumons de l’Atlantique d’élevage d’origine européenne sur les populations et les habitats du saumon de l’Atlantique à Terre-Neuve](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/050.
- MPO. 2014. [Surveillance du pou du poisson et mesures non chimiques](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/006.
- MPO. 2019a. [Mise à jour de l’état du stock d’aiglefin \(*Melanogrammus aeglefinus*\) dans les divisions 4X5Y de l’OPANO](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/016.
- MPO. 2019b. [Carte des espèces aquatiques en péril](#). (Consulté le 16 septembre 2020).
- MPO. 2020a. [Prévention des évasions du poisson d’élevage](#). (Consulté le 27 août 2020).
- MPO. 2020b. [Mise à jour sur l’état du stock de homard d’Amérique \(*Homarus americanus*\) dans la zone de pêche du homard 33 en 2019](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/047
- 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.
- NSDFAA (Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture). [Site Mapping Tool](#). (Accessed on August 17, 2020).
- NSDFAB (Nova Scotia Department of Fisheries and Aquaculture). [Environmental Monitoring Program Data](#). (Accessed 20 May 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 Canadian Stock Assessment Secretariat. Research Document 97/100.
- Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 16: 229–311.
- 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.
- 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.
- Sharp, G.J, Ugarte, R., and Semple, R. 2006. The ecological impact of marine plant harvesting in the Canadian Maritimes, implications for coastal zone management. *ScienceAsia* 32. 1: 77–86.
- 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 Journal of Marine Science*. 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. *Aquaculture Engineering*. 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 and Coasts*. 29: 810–819.
- 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. *Aquaculture Environment Interaction*. 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. *Evolutionary Applications*. 12(4): 705–717.

- Thorstad, E.B., Whorisky, R., Rikardsen, A.H., and Aarestrup, K. 2011. Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic salmon. *In*: O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal [eds.] *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Limited, Oxford, UK. pp. 1–32.
- Tremblay, D. and Sharp, G.J. 1987. Lobster larval abundances in Lobster Bay, Yarmouth Co., Nova Scotia - 1983. *Proceedings of the Nova Scotian Institute of Science*. 38: 43–53.
- Vandermeulen, H. 2013. [Information to Support Assessment of Stock Status of Commercially Harvested Species of Marine Plants in Nova Scotia: Irish Moss, Rockweed And Kelp](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/042. vi + 50 p.
- 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*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59: 1096–1099.
- Wildish D.J., Hargrave B.T., and Pohle G. 2001. Cost-effective monitoring of organic enrichment resulting from salmon mariculture. *ICES Journal of Marine Sciences*. 58: 469–476.
- 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. *Communications Biology*. 1:108.

Annexe A : Interactions avec l'enrichissement en matières organiques

Benthic condition ^a	Geochemical status ^b	Oxygen stress ^c	Sediment condition ^d	Geochemical category ^e	Macrofauna diversity ^f	Oxic category ^g	'Free' S (µM)	Eh _{NHE} (mV)
Normal	Oxic	Pre-hypoxic	Very good	Normal	High	Oxic A	100	225
							150	200
							250	175
							400	150
							625	125
Normal	Post-oxic	Aperiodic	Good	Oxic	Good	Oxic A/B threshold	750	100
						Oxic B	875	75
							1250	25
Transitory	Sulfidic	Moderate	Less good	Hypoxic	Moderate	Oxic B/ hypoxic A threshold	1500	0
						Hypoxic A	1750	-25
Polluted	Sulfidic	Severe	Bad	Hypoxic	Poor	Hypoxic A/B threshold	3000	-100
						Hypoxic B	4000	-150
							5000	-175
Grossly polluted	Methanic	Persistent anoxia	Very bad	Anoxic	Bad	Anoxic threshold	6000	-185
						Anoxic	7000	-195
							8500	-200
							10000	-210

^aPearson & Rosenberg (1978), ^bBerner (1981), ^cDiaz & Rosenberg (1995), ^dHansen et al. (2001), ^eWildish et al. (2001), ^fRosenberg et al. (2004), ^gHargrave et al. (2008a)

Figure A1. Nomenclature des gradients dans l'enrichissement organique benthique de Hargrave (2010).

Annexe B : Recherche dans la base de données des espèces dans la région d'intérêt

Les bases de données régionales contenant des enregistrements de 2002 à 2018 ont été interrogées pour obtenir des renseignements sur les espèces observées dans les ZEP des sites proposés et les activités d'aquaculture connexes. Les bases de données consultées comprennent le Relevé sur l'écosystème par navire océanographique (NO), la Base de données des relevés de l'industrie (BDRI), le Système d'information sur les pêches des Maritimes (SIPMAR) et la Base de données sur les observations de baleines. Les espèces consignées sont énumérées au tableau B1. L'effort *d'observation* n'a pas été quantifié (c.-à-d. les chiffres ne peuvent pas être utilisés pour estimer la densité ou l'abondance réelle d'une espèce dans une région). Le manque d'observations ne signifie pas que l'espèce n'est pas présente dans une région en particulier.

Tableau B1. Enregistrements d'espèces présentés sous forme de nombres combinés provenant de toutes les bases de données interrogées. Les noms des espèces sont écrits tels qu'ils sont extraits de la base de données.

Espèce	Enregistrements (bases de données combinées)		
	Liverpool	Mersey	Brooklyn
Homard	20	21	20
Hémitriptère atlantique	3	2	2
Chaboisseau à dix-huit épines	2	4	3
Crabe araignée	2	2	2
Morue	-	1	1
Maquereau	1 461	2 018	1 443
Hareng	125	161	101
Quahog nordique	72	206	75
Brosme	16	-	-
Flétan	16	-	-
Barbotte	8	-	-
Morue (de l'Atlantique)	8	1	-
Aiglefin	8	-	-
Baudroie	8	-	-
Goberge	8	-	-
Merluche blanche	8	-	-

	Enregistrements (bases de données combinées)		
Couteau de Banks	7	8	7
Thon rouge	6	4	2
<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	-	2	1
Buccin	-	2	1

Annexe C : Interactions génétiques

Détails sur la pression de propagules

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

Où F_i correspond au nombre de poissons présents dans le site d'aquaculture, S_i , et LCD la fonction de distance de moindre coût entre la rivière R et S_i . Aux fins d'évaluation des risques, 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 autorisé.

Détails du modèle IBSEM

Gibson *et al.* (2009 b) affirment que la taille de la population sauvage requise pour satisfaire à l'exigence en matière de conservation des œufs (Elson, 1967) est de 5 600 adultes de retour; toutefois, pour réduire le temps nécessaire à chaque simulation, ce nombre a été réduit d'un facteur de 10. Les résultats pour une taille simulée de population de reproducteurs en montaison de 5 600 et 560 ont été comparés, et les résultats ont été jugés 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 évadés ont été introduits pendant 50 ans. Après la période d'introggression de 50 ans, les évadés ont été interrompus et la population a pu se rétablir pendant 100 ans. La proportion d'évadés 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.* 2020 b). Conformément à (Bradbury *et al.* 2020 b), cette analyse a porté sur le nombre de reproducteurs de retour ainsi que sur la fréquence allélique de la population. L'hybridation et l'introggression des évadés 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 ont des fréquences alléliques se rapprochant de 0. Ainsi, une variation des fréquences alléliques globales de la population par rapport à 1 indique une plus grande proportion d'individus échappés, hybrides et introgressés dans la population. Les lecteurs sont invités à consulter (Castellani *et al.* 2015) et (Bradbury *et al.* 2020b) pour obtenir de plus amples renseignements sur le modèle.

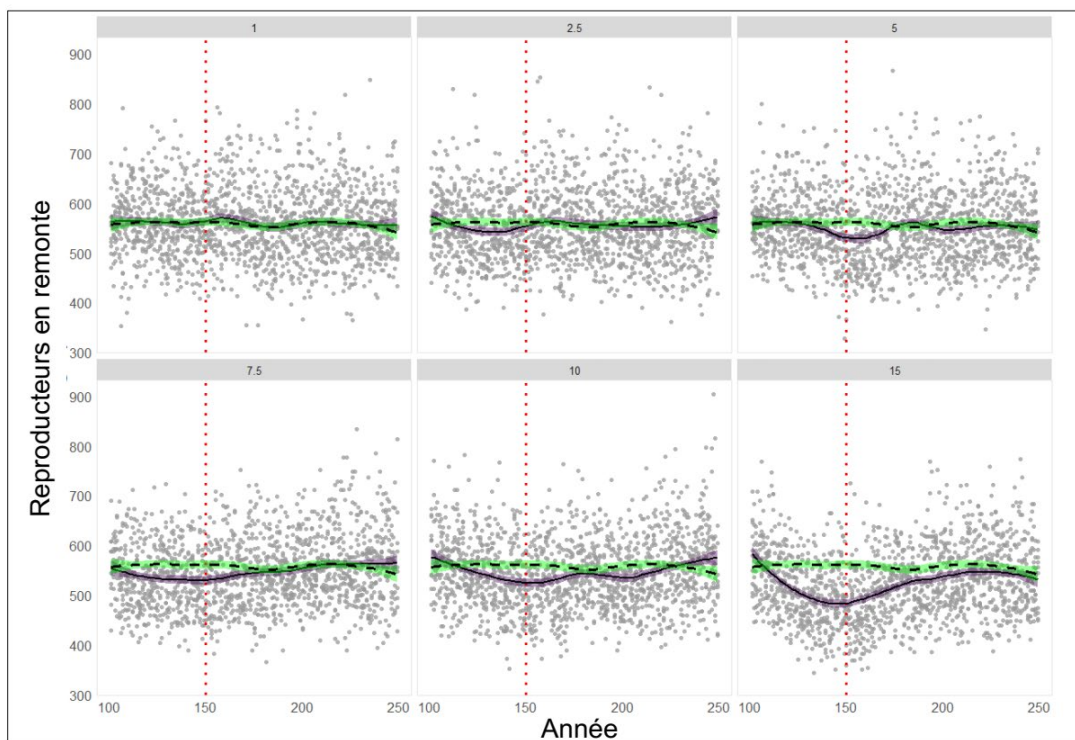


Figure C1. Variation prévue par le modèle du nombre de reproducteurs de retour pendant et après une période d'invasion de 50 ans par les saumons d'élevage évadés. Le modèle IBSEM a été exécuté pour se stabiliser sur une période de 100 ans, et l'invasion commence à l'année 100. La période d'invasion est de 50 ans, et sa fin à l'année 150 est marquée par une ligne rouge verticale pointillée. Les résultats de 10 itérations du modèle IBSEM avec des proportions d'évadés de 1, 2,5, 5, 7,5, 10, et 15 % par année sont présentés, et les chiffres au haut de chaque panneau indiquent le pourcentage d'évadés qui entrent dans la rivière chaque année pendant la période d'invasion. On dit que les répercussions se sont produites lorsque la proportion d'adultes de retour du scénario d'invasion (lignes noires horizontales pleines, IC à 95 % mauves) s'écarte des résultats de la simulation d'invasion zéro (ligne noire horizontale pointillée, intervalles de confiance (IC) à 95 % verts). Les lignes lissées et l'IC connexe de 95 % ont été calculées à l'aide d'une régression à moindres carrés Loess avec portée de 0,5 avec la fonction ggplot2 geom_smooth.

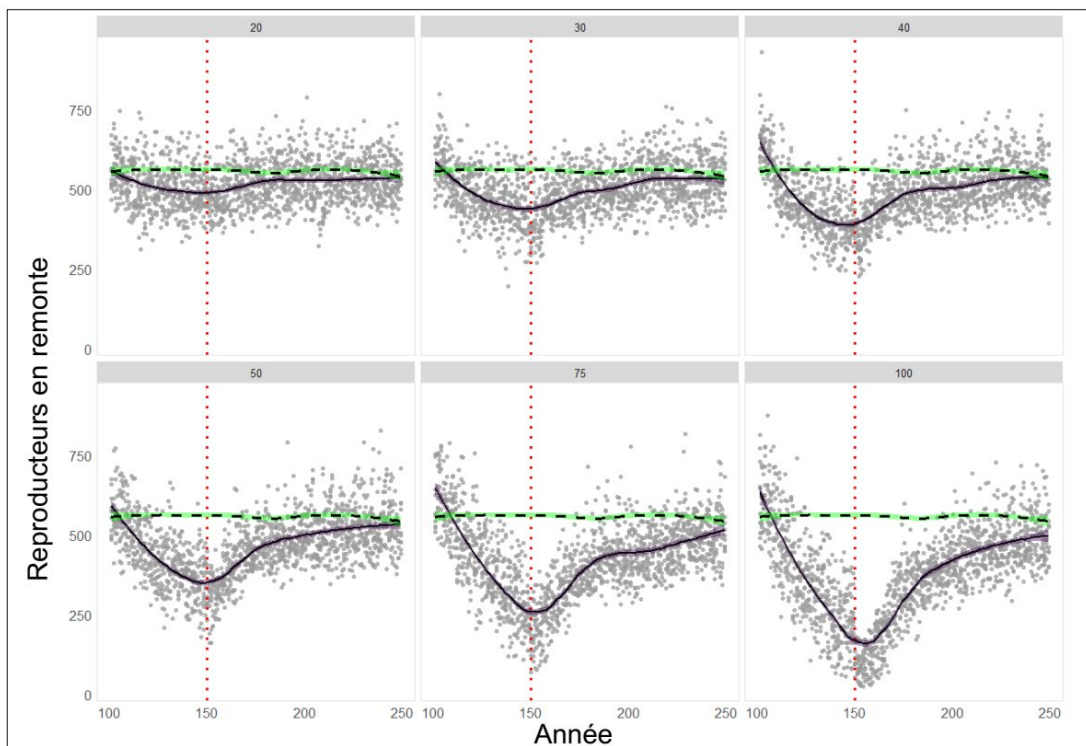


Figure C2. Variation prévue par le modèle du nombre de reproducteurs de retour pendant et après une période d'invasion de 50 ans par les saumons d'élevage évadés. Les résultats de 10 itérations du modèle IBSEM avec des proportions d'évadés de 20, 30, 40, 50, 75, et 100 % par année sont présentés, et les chiffres au haut de chaque panneau indiquent le pourcentage d'évadés qui entrent dans la rivière chaque année pendant la période d'invasion. Consultez la figure supplémentaire C3 pour obtenir de plus amples renseignements.

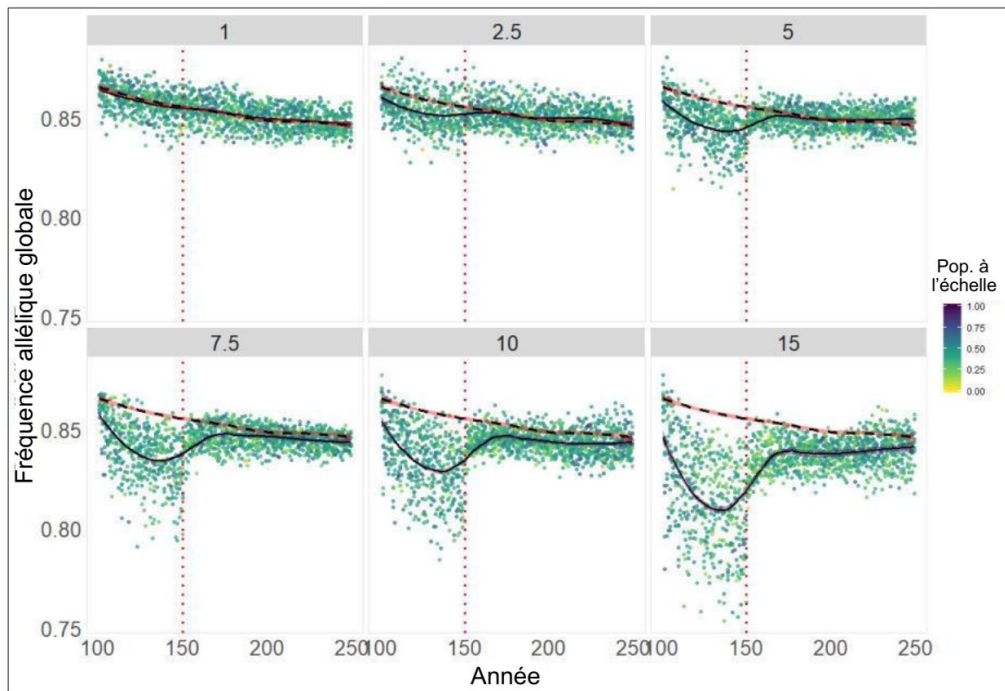


Figure C3. Variation prévue par le modèle de la fréquence allélique pendant et après une période d'invasion de 50 ans par les saumons d'élevage évadés. Les proportions d'évadés de 1, 2,5, 5, 7,5, 10, et 15 % par année sont présentées, et les chiffres au haut de chaque panneau indiquent le pourcentage d'évadés 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 leur taille de population mise à l'échelle, 1 étant la taille de population la plus importante observée pendant la simulation et 0, la plus petite; voir la figure C1. Pour l'invasion de zéro, l'intervalle de confiance (IC) à 95 % est indiqué en rouge, mais tous les autres détails sont décrits à la figure C1.

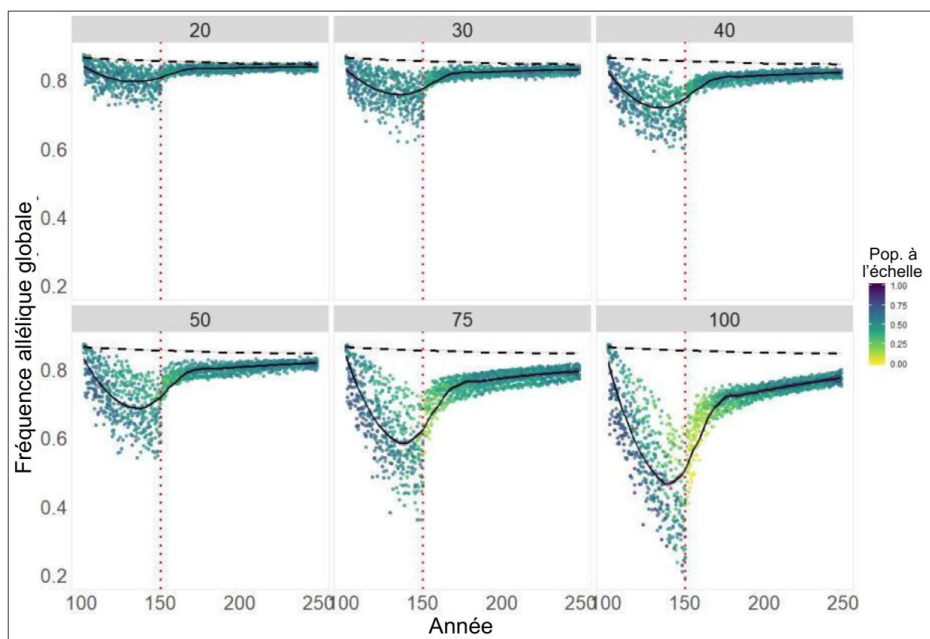


Figure C4. Variation prévue par le modèle de la fréquence allélique pendant et après une période d'invasion de 50 ans par les saumons d'élevage évadés. Les proportions d'évadés de 20, 30, 40, 50, 75, et 100 % par année sont présentées, et les chiffres au haut de chaque panneau indiquent le pourcentage d'évadés 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 leur taille de population mise à l'échelle, 1 étant la taille de population la plus importante observée pendant la simulation et 0, la plus petite; voir la figure C2. Pour l'invasion de zéro, l'intervalle de confiance (IC) à 95 % est indiqué en rouge, mais tous les autres détails sont décrits à la figure C1 et C2.

Détails du modèle de la 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 autorisé. Les nombres de poissons ont été convertis en biomasse de capture à l'aide d'un poids de capture individuel de 5 kg, une réduction de 25 % pour tenir compte des périodes de capture, puis multipliés par 0,65, soit un rapport permettant de convertir les nombres d'empoisonnements en nombres de prises à Terre-Neuve (Bradbury *et al.* 2020). Une distance de dispersion maximale de 200 km a été utilisée, et les taux d'évadés ont été fixés à 0,4 poisson la tonne. Ce taux a été calculé à partir des derniers chiffres publiés en Norvège (Føre et Thorvaldsen 2021; Skilbrei *et al.* 2015) et se situe dans la fourchette inférieure des taux testés (Bradbury *et al.* 2020 b). Selon les plus récentes estimations régionales (MPO 2020c), les populations de saumon sauvage dans chaque rivière ont été établies à 5 % du nombre de reproducteurs nécessaires pour satisfaire à l'ECO. Les nombres de reproducteurs et les valeurs de l'ECO ont été tirés de O'Connell *et al.* (1997), ou estimée en utilisant la relation linéaire entre l'ECO et la distance axiale de la rivière.

Annexe D : Occurrence cumulative des activités humaines

Identification des sources anthropiques

Une représentation visuelle du schéma de l'utilisation humaine peut aider à illustrer la répartition des activités humaines dans l'océan et à repérer les chevauchements entre elles. Les données spatiales sur les activités maritimes dans un rayon de 5 km pour les trois sites (ci-après la « zone d'intérêt ») ont été colligées à partir d'un inventaire plus vaste des activités humaines élaboré pour la région des Maritimes (N. Kelly, MPO, comm. pers.). Nous avons sélectionné les activités humaines qui se produisaient à une échelle « locale », c'est-à-dire celles qui ont lieu sur de petites échelles spatiales (c.-à-d. < 10 km) ou à partir de sources ponctuelles pouvant produire une zone d'incidence localisée, comme les loisirs maritimes, 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 humaines

L'incidence de l'activité humaine en milieu marin dépasse souvent son occurrence immédiate. Une « zone d'influence » a été utilisée pour estimer l'empreinte réelle du facteur de stress (préssumé) causé par une activité. Pour estimer l'étendue géographique de chaque activité au-delà de son lieu d'occurrence, nous avons ajouté un tampon qui rayonnait 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 données disponibles ou les examens approfondis présentés dans Ban et Alder (2008), Ban *et al.* (2010), et/ou Clarke Murray *et al.* (2015) (« rayon de la zone tampon »; voir le tableau D1).

Une approche du SIG (ESRI ArcGIS version 10.6.1) a été utilisée pour cartographier chaque activité et sa zone tampon connexe. La carte a ensuite été convertie en une matrice (grille de 100 m x 100 m). Lorsque les activités (et leurs zones tampons) se chevauchaient, les valeurs de la cellule de la grille ont été additionnées pour estimer le nombre total d'activités humaines se chevauchant par cellule de la grille.

Tableau D1. Les activités humaines se déroulant dans la zone d'intérêt et le rayon de la zone tampon appliqué au-delà du lieu où se produit l'activité. Le rayon tampon est la limite la plus éloignée de l'impact d'une activité depuis son origine.

Catégorie	Couche de l'activité humaine	Description de la couche	Rayon de la zone tampon (m)
Marine	Aquaculture de poissons	Modèle de ZEP pélagique pour pesticides sur 3 heures, basé sur les vitesses de courant maximales.	Brooklyn : 4 341
			Mersey Point : 3 520
			Liverpool : 5 982
	Circulation des bateaux	Les ports pour petits bateaux et les rampes de mise à l'eau (sources ponctuelles) captent l'activité du kayak, de la navigation de plaisance et des excursions de pêche.	2 000

Catégorie	Couche de l'activité humaine	Description de la couche	Rayon de la zone tampon (m)
		Polygone contenant les emplacements de tout le trafic des bâtiments de pêche en 2019, tel qu'indiqué dans la base de données du Système de surveillance des navires (SSN) du MPO.	0
Pêche	Pêche au homard	Emplacement potentiel des casiers selon le polygone de circulation des navires de pêche du SSN, limité à l'extérieur de la baie seulement.	0
	Récolte de plantes marines [‡]	Polygone de limites fusionnées pour deux concessions de récolte de fucus dans la baie.	0
Terrestre	Activités commerciales et industrielles	Saisit les intrants de sources ponctuelles (usine de production d'électricité, usine de pâtes et papiers de Bowater-Mersey, parc commercial de Port Mersey); rayon de la zone tampon extérieur fondé sur les sites d'échantillonnage de sédiments les plus éloignés présentant des concentrations chimiques élevées mesurées par le Programme de surveillance et de modélisation de l'aquaculture (PSMA) du MPO en 2019.	1 136
	Sites contaminés [†]	Quatre sites situés à moins de 50 m du littoral avec des répercussions de polluants organiques (p. ex. HAP, BPC, PCDD/PCDF, organométalloïdes) sur le sol, les sédiments et/ou les eaux souterraines.	2 000
	Charge en éléments nutritifs	Comprend les activités dans le bassin versant qui introduisent de l'azote dans la baie, y compris l'aquaculture côtière, l'agriculture, les établissements humains, les eaux usées, le ruissellement des routes, des bâtiments et d'autres surfaces imperméables. La couche est centrée sur le point d'écoulement de la rivière Mersey qui s'écoule dans la baie de Liverpool, avec un rayon de la zone tampon basé sur l'ordre du cours d'eau de la rivière (d'après Clarke Murray <i>et al.</i> 2015).	8 170

[†] Inventaire des sites contaminés fédéraux (ISCF) [<https://www.tbs-sct.gc.ca/fcsi-rscf/home-accueil-fra.aspx>]

[‡] Outil de cartographie des sites d'aquaculture marine de la province de la Nouvelle-Écosse [<https://novascotia.ca/fish/aquaculture/site-mapping-tool/>]

Estimation de l'incidence relative des activités humaines

Les activités humaines dans l'océan sont présumées causer du stress sur les écosystèmes marins. Une analyse documentaire a été effectuée pour examiner les facteurs de stress liés aux

7 activités humaines différentes qui ont lieu dans le domaine d'intérêt. L'incidence des facteurs de stress liés à l'aquaculture des poissons à nageoires, à la pêche au homard, à la circulation des bateaux, à la charge en éléments nutritifs et aux activités commerciales et industrielles a été résumée d'après Ban *et al.* (2010; tableau S4), l'incidence des sites contaminés a été résumée à partir du CCME (1999a, b, 2001a, b, 2010) et celle de la récolte de plantes marines à partir de Vandermuelen (2013), Sharp *et al.* (2006), et Kay (2015).

L'incidence relative des activités humaines sur le milieu marin dépend de la répartition spatiale des activités, de l'intensité de ces activités dans un endroit particulier et de la vulnérabilité de la composante de l'écosystème à une activité particulière. Afin de comparer les répercussions relatives des activités humaines qui se produisent dans la baie de Liverpool (p. ex. à l'échelle de la baie), les scores de vulnérabilité des facteurs de stress et de l'habitat générés antérieurement pour la région de 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 humaines existantes et aux types de milieux connus qui se produisent dans la baie de Liverpool. Les types d'habitats de la baie de Liverpool comprenaient la plage, des zones intertidales rocheuses, la zone algale, le fond dur du littoral et le fond meuble du littoral. Les activités humaines dans la baie de Liverpool ont été appariées à la catégorie de facteurs de stress la plus proche, en fonction du facteur de stress principal lié à cette activité (tableau D2). Le score moyen de vulnérabilité (\pm ET) a ensuite été calculé dans 5 milieux pour chacune des 7 activités humaines (tableau D2). La proportion de la superficie totale sur laquelle chaque activité a lieu dans le domaine d'intérêt a été utilisée comme mesure de l'intensité de chaque activité. La valeur proportionnelle du domaine a ensuite été multipliée par le score moyen de vulnérabilité pour produire un score global de l'incidence relative globale (\pm erreur propagée de l'écart-type) pour chaque activité humaine (tableau D2; figure 11).

*Tableau D2. Score moyen de l'incidence relative (\pm ET) pour sept activités humaines se déroulant dans la baie de Liverpool. Le score de l'incidence relative calculé comme produit du score moyen de la vulnérabilité (\pm ET) et la proportion de la superficie totale sur laquelle chaque activité a lieu dans le domaine d'intérêt. Les scores moyens de la vulnérabilité sont calculés à l'aide des scores individuels de vulnérabilité de l'activité-habitat (tirés de Kappel *et al.* 2012) pour 5 types de milieux différents dans la baie de Liverpool (plage, zone intertidale rocheuse, zostère, zone algale, habitat benthique meuble du littoral, habitat benthique dur du littoral).*

Catégorie d'activité humaine	Catégories d'activités correspondantes selon Kappel <i>et al.</i> (2012)	Score moyen de la vulnérabilité (\pm ET)	Proportion de la superficie totale	Score de l'incidence relative (\pm ET)
Aquaculture marine	Aquaculture : poissons à nageoires (prédateurs)	1,30 (0,89)	0,93	1,21 (0,83)
Récolte de fucus	Aquaculture : plantes marines	1,10 (0,72)	0,68	0,75 (0,49)
Pêche au homard	Pêche : poissons démersaux, non destructive, niveau faible de prises accessoires	1,64 (0,93)	0,42	0,69 (0,39)
Charge en éléments nutritifs	Apport en nutriments : dans les eaux oligotrophes	1,48 (1,01)	0,31	0,46 (0,31)

Catégorie d'activité humaine	Catégories d'activités correspondantes selon Kappel <i>et al.</i> (2012)	Score moyen de la vulnérabilité (± ET)	Proportion de la superficie totale	Score de l'incidence relative (± ET)
Activités commerciales et industrielles	Entrée de pollution : inorganique	2,04 (1,07)	0,18	0,38 (0,19)
Sites contaminés	Entrée de pollution : organique	2,90 (1,02)	0,48	1,38 (0,49)
Circulation des bateaux	Tourisme : navigation de plaisance	1,90 (0,56)	0,66	1,26 (0,37)

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

ISSN 1919-3815

ISBN 978-0-660-45073-5 N° cat. Fs70-7/2022-039F-PDF

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2022. Examen scientifique par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine et des nouveaux sites dans la baie de Liverpool, comté de Queens, en Nouvelle-Écosse. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/039.

Also available in English :

DFO. 2022. DFO Maritimes Region Science Review of the Proposed Marine Finfish Aquaculture Boundary Amendment and New Sites, Liverpool Bay, Queens County, Nova Scotia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2022/039.