



## EXAMEN SCIENTIFIQUE DE DEUX SITES D'AQUACULTURE DE TRUITE PROPOSÉS DANS LA BAIE D'ESPOIR, SUR LA CÔTE SUD DE TERRE-NEUVE

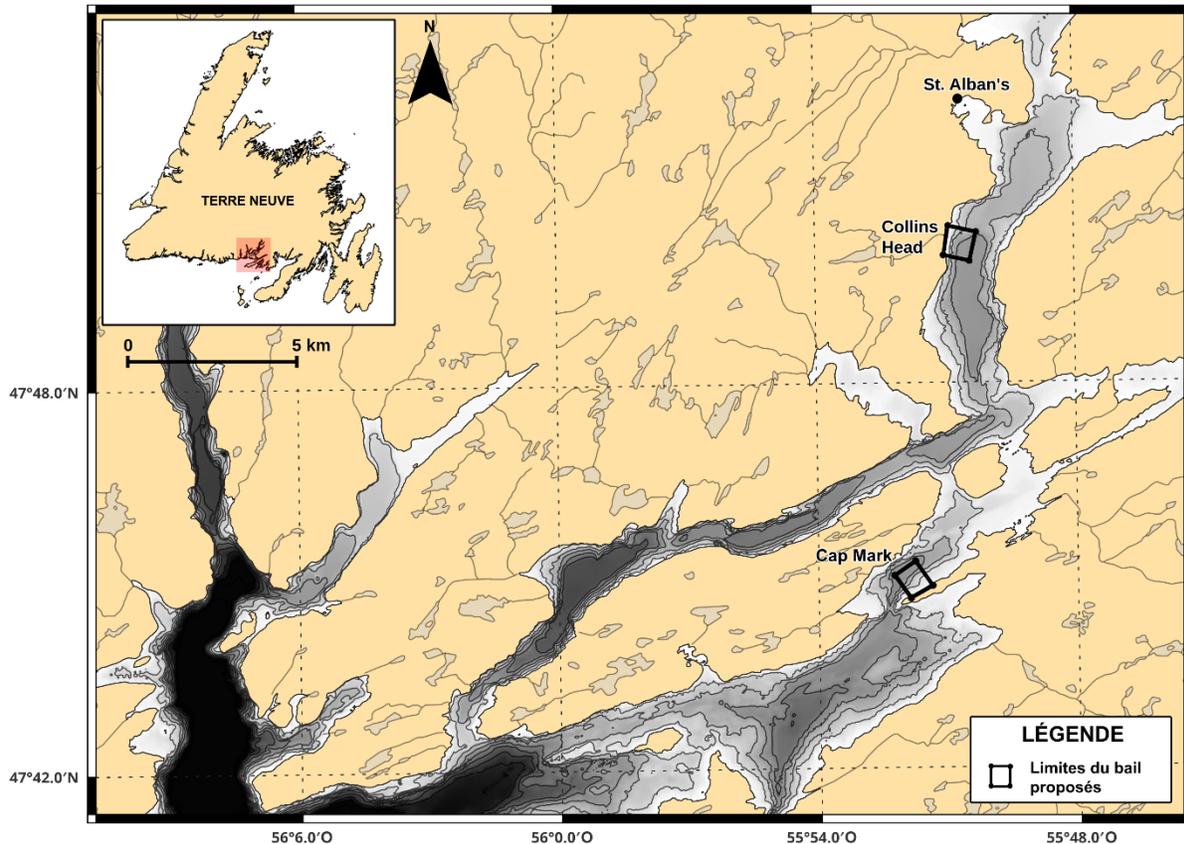


Figure 1 : Emplacement des limites des concessions proposées pour les sites d'aquaculture de truite au cap Collins et au cap Mark, dans la baie d'Espoir, à Terre-Neuve.

### CONTEXTE

Nova Fish Farms Incorporated a présenté des demandes à la province de Terre-Neuve-et-Labrador pour construire et exploiter deux nouveaux sites d'aquaculture de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) au cap Mark et au cap Collins, situés dans la baie d'Espoir, sur la côte sud de Terre-Neuve. Conformément au protocole d'entente entre le Canada et Terre-Neuve-et-Labrador sur le développement de l'aquaculture, le ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de la province a transmis ces demandes à Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins d'examen et d'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 de guider l'examen des

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

demandes par le MPO, le Bureau régional de gestion de l'aquaculture a demandé un avis scientifique du MPO sur les zones d'exposition prévues (ZEP) associées aux diverses activités d'aquaculture et les effets qu'elles pourraient avoir sur les espèces de poissons vulnérables, y compris celles qui sont inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) et qui sont susceptibles d'être capturées, et les habitats qui les abritent.

Le présent avis scientifique découle du processus régional d'examen par les pairs tenu les 18 et 19 septembre 2024 pour procéder à l'examen scientifique de deux sites d'aquaculture de truite proposés dans la baie d'Espoir, sur la côte sud de Terre-Neuve. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

## SOMMAIRE

- Nova Fish Farms Incorporated a présenté des demandes à la province de Terre-Neuve-et-Labrador pour construire et exploiter deux nouveaux sites d'aquaculture de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) au cap Mark et au cap Collins, situés dans la baie d'Espoir, sur la côte sud de Terre-Neuve.
- Les estimations de la zone d'exposition prévue (ZEP) benthique pour les déchets alimentaires et les matières fécales à chaque site s'étendent au-delà des zones des concessions, bien qu'aucun chevauchement ne soit prévu entre les deux sites proposés. Les déchets alimentaires et les matières fécales peuvent contenir des substances liées, comme des médicaments lorsqu'ils sont administrés.
- Des éponges de la famille *Geodiidae* et le cérianthe boréal, une anémone, deux indicateurs d'un écosystème marin vulnérable, ont été trouvés dans la zone de la concession du cap Collins, mais leur identification taxinomique est incertaine. Aucune espèce inscrite à l'annexe 1 de la [Loi sur les espèces en péril](#) (LEP) n'a été signalée à l'un ou l'autre des sites. Aucune zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) ne chevauche une partie des ZEP benthiques ou pélagiques, ou la zone de la concession pour l'un ou l'autre des sites.
- La ZEP pélagique, qui prévoit l'étendue spatiale sur laquelle l'exposition à un pesticide homologué peut avoir un effet nocif, a révélé un certain chevauchement entre les sites proposés et un impact potentiel sur le littoral adjacent à chaque site.
- Des espèces de crevettes et de krill ont été observées aux deux sites. Pour les espèces de krill qui occupent la zone pélagique, ainsi que pour certaines espèces de crevettes qui l'utilisent par intermittence, l'exposition aux pesticides administrés par bain, bien qu'ils soient rarement employés, pourrait avoir des effets néfastes.
- Les évasions des fermes d'élevage de truites demeurent possibles, mais celles qui ont été signalées à Terre-Neuve sont peu nombreuses et concernent de petits nombres de poissons depuis 2012. Les truites fugitives devraient surtout se disperser dans les rivières de l'unité désignable (UD) de l'ouest du sud de Terre-Neuve proposée pour le saumon de l'Atlantique sauvage, dont l'abondance a fortement baissé. Elles pourraient également se disperser dans une partie des rivières de l'UD de l'est du sud de Terre-Neuve.
- On ne prévoit pas d'hybridation entre des truites arc-en-ciel fugitives et des saumons de l'Atlantique sauvages. Cependant, les interactions entre ces deux espèces peuvent tout de

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

même avoir des impacts écologiques ou des répercussions génétiques indirectes sur les populations de saumons de l'Atlantique sauvages.

- Aucun empêchement d'espèces en péril inscrites n'a été signalé dans des engins de pisciculture dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO, mais les infrastructures aquacoles accroissent ce risque pour certaines espèces en péril inscrites.

## **RENSEIGNEMENTS DE BASE**

Le promoteur, Nova Fish Farms Incorporated, a présenté des demandes pour construire et exploiter deux nouveaux sites d'aquaculture de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) au cap Mark et au cap Collins, dans la baie d'Espoir, sur la côte sud de Terre-Neuve (figure 1).

Le ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador est responsable des permis d'aquaculture en vertu de la [loi sur l'aquaculture \[en anglais seulement\]](#) provinciale. Ce processus de délivrance de permis comprend un examen axé sur la capacité du promoteur à exploiter un élevage de façon responsable et à se conformer aux exigences réglementaires. Conformément au protocole d'entente entre le Canada et Terre-Neuve sur le développement de l'aquaculture, le ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador a transmis ces demandes à la région de Terre-Neuve-et-Labrador de Pêches et Océans Canada (MPO) aux fins d'examen et d'avis relativement au mandat législatif du MPO. Bien que l'aquaculture soit gérée par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, il existe des règlements fédéraux pris en vertu du [Règlement sur les activités d'aquaculture](#) (RAA) qui s'appuient sur les régimes fédéral et provinciaux pour clarifier les conditions dans lesquelles les entreprises d'aquaculture peuvent installer, exploiter, entretenir ou retirer une installation aquacole, en particulier des mesures sur le traitement des poissons contre les maladies et les parasites, ainsi que des seuils réglementaires pour le dépôt de matières organiques, en vertu des articles 35 et 36 de la [Loi sur les pêches](#). Le RAA accorde aux exploitants en aquaculture des permis accompagnés de restrictions précises visant à éviter, à réduire et à atténuer les dommages possibles au poisson et à son habitat. Ce règlement impose également à l'industrie des exigences particulières en matière de surveillance et d'échantillonnage de l'environnement. Il englobe toutes les étapes de l'exploitation, du choix du site à la mise en jachère. Aux termes du Règlement, le promoteur a présenté un rapport d'évaluation de référence et un addendum pour chaque demande de site.

Pêches et Océans Canada a élaboré une approche uniforme pour l'examen des demandes de sites de pisciculture (MPO 2024a). Cette approche comprend une analyse de premier ordre qui estime les zones d'exposition prévues et le potentiel d'interactions physiques et génétiques avec des espèces sauvages aux sites proposés. Afin de guider l'examen de ces demandes par le MPO, le Bureau régional de gestion de l'aquaculture a demandé un avis scientifique du MPO sur les zones d'exposition prévues (ZEP) associées aux activités d'aquaculture proposées et les répercussions possibles sur les poissons vulnérables et leur habitat. Plus précisément, il a posé les questions ci-dessous aux Sciences.

1. D'après les données disponibles pour les sites et l'information scientifique, quelles sont les zones d'exposition prévues découlant de l'utilisation de produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences potentielles pour les espèces sensibles?
2. D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, les espèces halieutiques, les espèces d'importance écologique, et leurs habitats associés qui se

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

trouvent dans la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir entre la distribution et l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quelles sont les conséquences potentielles des activités d'aquaculture proposées sur l'habitat et les espèces vulnérables?

3. Dans le but de soutenir l'analyse du risque d'empêchement avec l'infrastructure piscicole proposée, quelles sont les espèces aquatiques pélagiques en péril, inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*, présentes dans le secteur? Quand et pendant combien de temps sont-elles présentes?
4. Quelles populations de congénères sont présentes à l'intérieur d'une aire de répartition géographique où les poissons d'élevage échappés pourraient s'évader? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations conspécifiques dans la zone d'exposition d'échappement pour les sites proposés? Est-ce que certaines de ces populations sont inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*? Quels sont les effets potentiels et/ou les risques pour les populations sauvages provenant des interactions génétiques directes liées aux poissons d'élevage échappés des activités d'aquaculture proposées?

L'information contenue dans le présent rapport sert à déterminer les effets potentiels des sites d'aquaculture de truite proposés sur le milieu marin environnant, que le MPO évalue dans son examen des demandes et la formulation de ses avis. Toutefois, les décisions concernant les deux sites d'aquaculture de truite proposés demeurent sous l'autorité du ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador, qui a le mandat de prendre les décisions relatives aux demandes de pisciculture dans la province (voir : [Fisheries and Aquaculture Licensing – Fisheries, Forestry and Agriculture \(gov.nl.ca\)](#)). Le présent avis scientifique fournit des renseignements sur les ZEP et les interactions physiques et génétiques, mais n'évalue pas les risques ou les impacts pour les espèces ou les habitats présents dans les zones d'exposition prévues associées aux interactions avec les truites issues de l'aquaculture.

### **Description générale des sites**

Les deux sites d'aquaculture de truite proposés sont situés au cap Mark et au cap Collins, dans la baie d'Espoir, sur la côte sud de Terre-Neuve (figure 1). Les sites proposés ont un réseau de 2 cages de largeur sur 8 cages de longueur (total de 16 cages par site), chaque filet ayant une circonférence de 90 m et une profondeur de 30 m. Le nombre maximal de poissons par site est de 750 000 à 800 000, avec une densité d'empoissonnement maximale de 14 kg/m<sup>3</sup> au cap Mark et de 13 kg/m<sup>3</sup> au cap Collins. Le plan d'empoissonnement indique que chacun des deux sites est empoissonné à l'automne, en octobre. En décembre, les poissons sont transférés hors site dans un site d'hivernage, puis ramenés au même site dès que la glace recule le printemps suivant. Bien qu'il soit possible de commencer la récolte en juin les années où l'automne et le début du printemps sont chauds, la majorité des poissons seraient récoltés entre août et novembre.

Il existe plusieurs sites autorisés à proximité des sites d'aquaculture proposés (figure 2). Bien que la majorité de ceux-ci ne soient pas empoissonnés ou soient utilisés exclusivement pour l'hivernage (les sites de la baie Roti sont autorisés uniquement pour une occupation entre le 1<sup>er</sup> novembre et le 31 mai), quatre sites sont actifs actuellement, dont trois exploités en vertu d'un permis par le promoteur, et se trouvent à proximité des deux sites proposés.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Les rapports d'évaluation de référence pour les deux sites proposés respectent la norme de surveillance du RAA et comprennent la description des sites, des relevés bathymétriques, des relevés benthiques visuels et des relevés de l'habitat du poisson pour les zones des concessions. Le tableau 1 présente une description générale des sites proposés. Des relevés vidéo ont été effectués pour caractériser la flore, la faune et les types de substrat le long des transects dans les zones des concessions proposées. Ces relevés couvraient la zone de la concession pour chaque site à l'aide de transects espacés de 100 m. Des relevés ont été réalisés pendant trois jours à chaque site en mai ou en juillet 2019. Les séquences vidéo et les images fixes prises ont été examinées et analysées en fonction du type de substrat, de la faune et de la flore dans les stations et utilisées pour effectuer des relevés de l'habitat du poisson. Les observations vidéo du type de substrat, ainsi que de l'abondance de la flore et de la faune, sont résumées dans les rapports d'évaluation de référence du promoteur.

**Site 1 : cap Mark, baie d'Espoir (Terre-Neuve)**

La zone de la concession proposée du cap Mark (0,587 km) est située à environ 13,4 km au sud-ouest de la ville de St. Alban's par la voie navigable. Le relevé bathymétrique indique une profondeur d'environ 0 à 185 m. Bien que ce soit le cas pour l'ensemble du polygone de la zone de la concession, les profondeurs directement sous la zone prévue du réseau de cages vont de 33 à 66 m.

Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Esprit, à Terre-Neuve

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

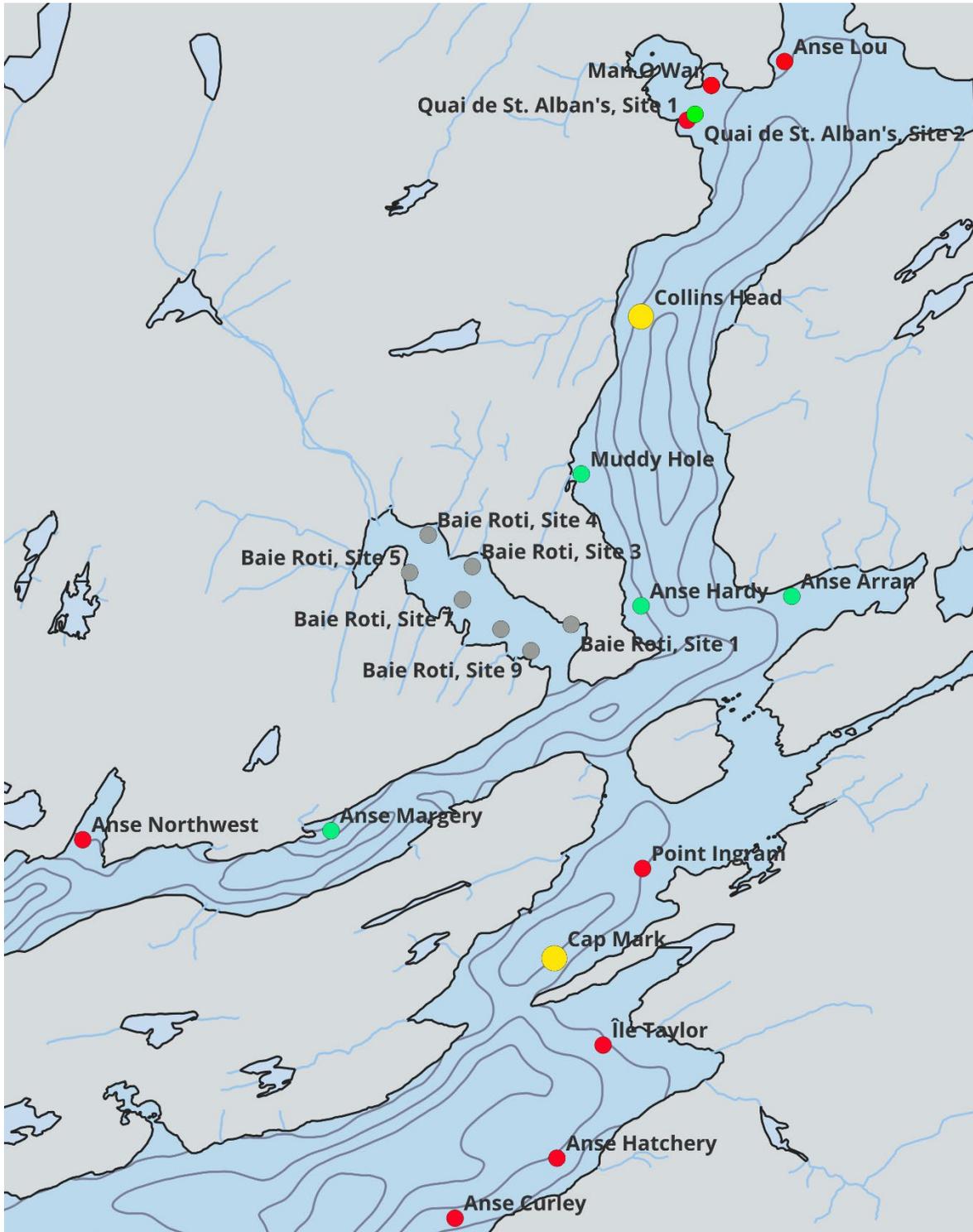


Figure 2 : Sites aquacoles autorisés dans la partie supérieure de la baie d'Esprit (Terre-Neuve). Les points jaunes désignent les sites d'aquaculture de truite proposés, les points verts indiquent les sites actuellement empoissonnés, les points rouges représentent les sites qui ne sont pas actuellement empoissonnés et les points gris indiquent les sites d'hivernage de la truite.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Le relevé de l'habitat du poisson effectué en mai 2019 sur le site du cap Mark a révélé que le limon et la vase étaient courants; toutefois, 51 % des stations étudiées ont été caractérisées comme ayant des substrats durs. Les stations classées comme « à fond dur » étaient caractérisées par un fond marin contenant un mélange de grains plus gros, comme des cailloux et du gravier, souvent mélangés avec de la vase ou du limon.

Comme ce site n'a jamais accueilli d'installations aquacoles, on ne s'attendait pas à trouver des preuves d'indicateurs benthiques de l'activité aquacole. Dans le même ordre d'idées, les observations tirées du relevé benthique n'ont montré aucun signe de perturbation due à l'aquaculture, comme la présence de bactéries de type *Beggiatoa*, de complexes de polychètes opportunistes ou de stérilité.

Des algues incrustantes ont été consignées à 26 stations. Les seules autres macroalgues observées étaient la mousse d'Irlande (station 17 à 15 m de profondeur) et *Agarum* (station 20 à 18 m de profondeur). Ces deux stations se trouvent à l'extérieur de l'empreinte prévue des dépôts ( $1 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ , selon le modèle de dépôt du promoteur). Des espèces de krill et des ophiures étaient les espèces de faune les plus fréquemment observées. Les autres espèces notées dans la zone de relevé comprenaient plus de 72 oursins, 126 crevettes individuelles, 58 pétoncles, deux sébastes acadiens et une plie. Aucune espèce inscrite à l'annexe 1 de la LEP n'a été observée pendant le relevé.

**Site 2 : cap Collins, baie d'Espoir (Terre-Neuve)**

La zone de la concession proposée du cap Collins (0,674 km<sup>2</sup>) est située à environ 4,2 km au sud-ouest de la ville de St. Alban's par la voie navigable. La profondeur de l'eau pour toute la zone varie d'environ 0 à 220 m; cependant, les profondeurs directement sous la zone prévue du réseau de cages vont de 30 à 80 m.

Le relevé de l'habitat du poisson effectué en mai et juillet 2019 sur le site du cap Collins a révélé que le limon et la vase étaient les substrats les plus courants. Sur un total de 90 stations analysées, 34 (38 %) ont été classées comme ayant un substrat dur et 56 (62 %) comme ayant un substrat meuble, ce qui donne une classification globale de fond meuble pour le site. L'annexe 9 du RAA prescrit le protocole de surveillance spécialement pour les élevages piscicoles à Terre-Neuve-et-Labrador; en vertu de ce protocole, la classification de « fond meuble » exige que le promoteur effectue un échantillonnage des sédiments benthiques dans le dossier de sa demande. Conformément au Règlement, un échantillonnage des sédiments a été réalisé en mai 2023 et les résultats en sont fournis dans le relevé de référence du promoteur pour les nouveaux sites d'aquaculture.

Comme ce site n'a jamais accueilli d'installations aquacoles, on ne s'attendait pas à trouver des preuves d'indicateurs benthiques de l'activité aquacole. Dans le même ordre d'idées, les observations de l'étude des invertébrés benthiques n'ont révélé aucun signe de perturbation due à l'aquaculture, comme la présence de bactéries de type *Beggiatoa*, de complexes de polychètes opportunistes ou de stérilité.

Outre des algues incrustantes, aucune macroalgue n'a été consignée pendant le relevé. Des éponges ont été observées à plusieurs stations, le plus souvent le long de la limite nord de la concession proposée et de la courbe de niveau bathymétrique de 30 m. Des coraux mous ont été observés aux stations 88, 91 et 92, près de l'angle nord-est de la concession proposée. Les ophiures et le krill étaient les espèces de faune les plus fréquemment observées. Aucune espèce commercialement importante ou inscrite à l'annexe 1 de la LEP n'a été observée pendant le relevé.

**Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Espoir, à Terre-Neuve**

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

*Tableau 1 : Principaux renseignements océanographiques, sur les infrastructures des élevages et sur le grossissement pour les sites proposés. Tous les renseignements ont été extraits des rapports fournis par le promoteur dans les demandes de permis. (\*) = valeurs calculées à partir des données fournies par le promoteur; (—) = aucune valeur.*

<b>Caractéristique</b>	<b>Cap Mark</b>			<b>Cap Collins</b>		
Dimensions [m]	727 x 752			855 x 825		
Superficie [ha]	58,7			67,4		
Type de substrat prédominant	Substrat rocheux/gros galets			Surtout de la vase et du limon		
Configuration du réseau d'enclos en filet	2 x 8			2 x 8		
Circonférence/profondeur de chaque enclos en filet [m]	90 / 10			90 / 10		
Volume de l'enclos en filet [m <sup>3</sup> ]	103 136			103 136		
Profondeur sous la zone de la concession [m]	0 à 185			0 à 220		
Profondeur sous le réseau de cages [m]	33 à 66*			30 à 80*		
Mesure du courant	Du 17 juillet 2018 au 22 août 2018			Du 10 juillet 2019 au 21 août 2019		
	Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]		Profondeur [m]	Vitesse [cm/s]	
		Moyenne	Max		Moyenne	Max
-	5	7,8	33,1	5	4,7	22,4
	10	6,3	31,7	11	3,7	14,5
	15	4,4	21,4	21	2,0	33,8
	20	3,2	15,4	29	1,5	9,7
	27	2,7	11,1	39	1,5	5,0
Profondeur à l'emplacement de l'ADCP [m]	31			43		
Type de mesure du courant	Profileur de courant			Profileur de courant		
Période de grossissement [mois]	—			13		
Nombre maximal de poissons sur le site	800 000			750 000		
Nombre total de poissons pour l'empoissonnement initial en 2024	500 000			500 000		
Nombre total de poissons pour l'empoissonnement initial en 2025	800 000			—		
Nombre total de poissons pour l'empoissonnement initial en 2026	—			500 000		
Nombre total de poissons pour l'empoissonnement initial en 2028	—			750 000		
Poids à l'empoissonnement initial [kg]	0,150			0,150		
Poids moyen prévu à la récolte [kg]	2,1			2,1		
Biomasse maximale prévue [kg]	1 428 000			1 338 750		
Densité d'empoissonnement maximale [kg/m <sup>3</sup> ]	14			13		

## ANALYSE

### Sources des données

L'information à l'appui de ces analyses comprend les documents du promoteur, les fonds de données du MPO, l'information tirée du registre dans la base de données de la LEP et la documentation accessible au public. Les renseignements à l'appui suivants ont été présentés au MPO pour chacun des sites proposés et ont été utilisés dans cet examen.

#### Site du cap Mark

- Demande de permis d'aquaculture au cap Mark — pisciculture en cages présentée par Nova Fish Farms Inc.
- Rapport d'évaluation environnementale de référence exigé par le RAA, y compris les vidéos benthiques
- Annexe 1 : Rapport sur le modèle de dépôt
- Annexe 2 : Plan de restauration du site
- Annexe 3 : Pêche et activités récréatives
- Annexe 4 : Rapport de consultation
- Annexe 5 : Dessins du site
- Appendice A : Opérations de pisciculture

#### Site du cap Collins

- Demande de permis d'aquaculture au cap Collins — pisciculture en cages présentée par Nova Fish Farms Inc.
- Rapport d'évaluation environnementale de référence exigé par le RAA, y compris les vidéos benthiques et les résultats du modèle de dépôt
- Annexe 1 : Plan de restauration du site
- Annexe 2 : Relevé de référence pour les nouveaux sites aquacoles
- Annexe 3 : Rapport de consultation
- Annexe 4 : Dessins du site
- Appendice A : Opérations de pisciculture

De plus, le promoteur a fourni ses plans d'empoissonnement et de production sur place (de 2024 à 2026), son plan de gestion de la santé du poisson pour la truite arc-en-ciel et son plan de gestion des fermes marines pour la truite arc-en-ciel.

### Conditions océanographiques

Les eaux de la côte sud de Terre-Neuve sont fortement stratifiées selon la saison et sujettes à un ruissellement spatialement inégal (Donnet *et al.* 2018a, b). Les données disponibles sur la baie d'Espoir montrent que la colonne d'eau est caractérisée par un système de deux ou trois couches du printemps à l'automne (Richard et Hay 1984; Donnet *et al.* 2018b). La stratification océanique est essentielle à la dynamique des courants (p. ex. Gill 1982; Pond et Pickard 1983;

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Cushman-Roisin et Beckers 2011) et influe fortement sur le taux de transport vertical de l'oxygène dissous (Breitburg *et al.* 2018). Dans cette région, les courants sont complexes, avec une grande variabilité temporelle et spatiale (y compris verticale), et dominés par des événements atmosphériques (vents forts ou tempêtes) plutôt que par le forçage des marées (Salcedo-Castro et Ratsimandresy 2013; Ratsimandresy *et al.* 2019).

**Bathymétrie**

Les sites proposés occupent le long et étroit chenal de la baie d'Espoir, à Terre-Neuve (figure 2). Le chenal est une baie semblable à un fjord, d'une profondeur maximale de 792 m; il se trouve près de l'embouchure et comporte divers seuils; un seuil peu profond, d'une profondeur de 26 m, est situé au nord-est du cap Mark et à l'ouest de l'île Riches (figure 3). Les sites se trouvent dans la partie supérieure de la baie. La profondeur de l'eau sous les zones de concession proposées varie de 0 à 220 m et de 30 à 80 m sous les réseaux de cages, les sédiments du fond étant composés de substrats mixtes.

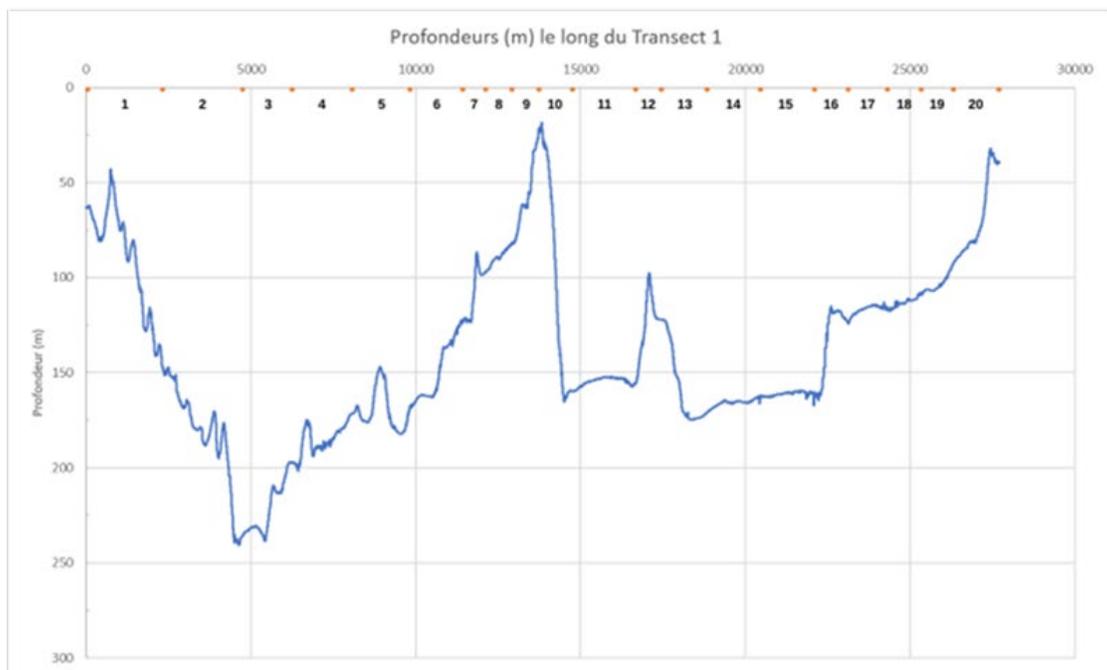
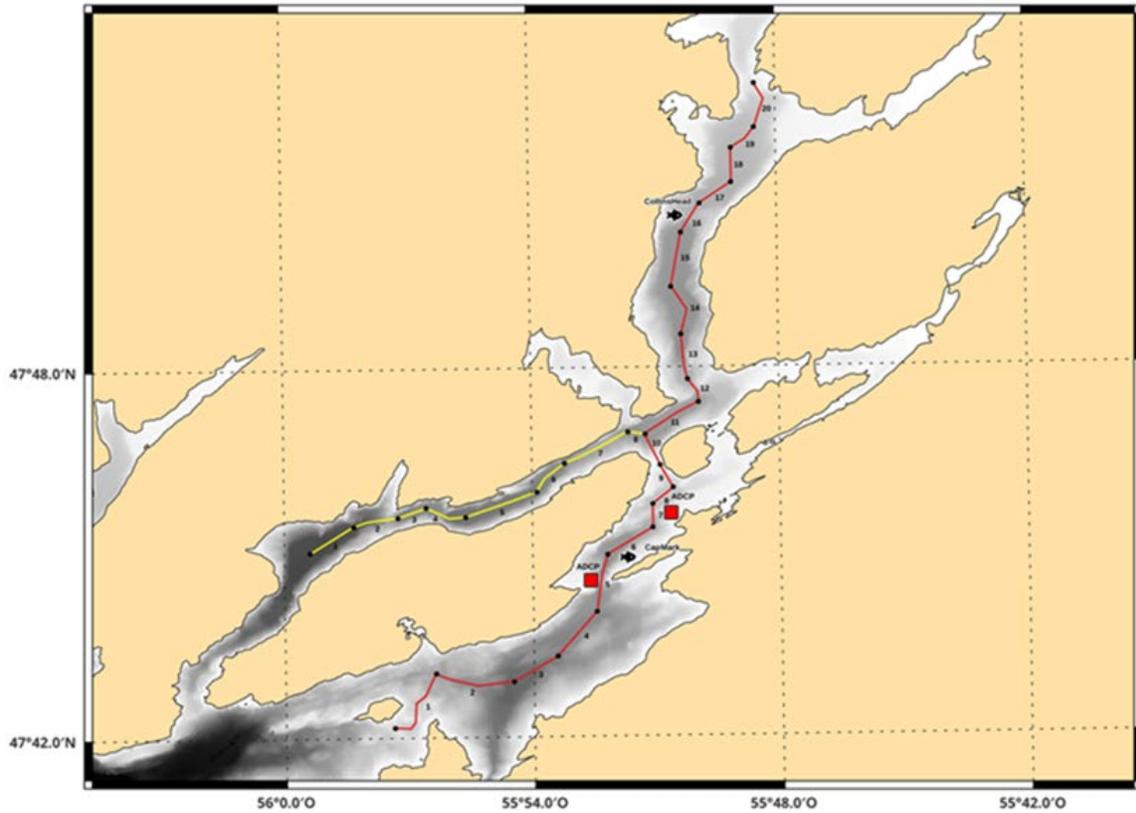


Figure 3 : Mesures bathymétriques dans la partie supérieure de la baie d'Espoir, à Terre-Neuve. Emplacement des transects où les valeurs de la profondeur ont été extraites (panneau supérieur). Mesures de la profondeur le long du transect (panneau inférieur).

### **Courants**

Les courants sont un intrant essentiel dans les estimations de la zone d'exposition associée au rejet de matières organiques, de pesticides et de médicaments exerçant une demande biochimique en oxygène à partir du site d'un élevage. Le promoteur a fourni des données sur les courants qui ont été recueillies sur une période de 35 à 42 jours (juillet 2018 pour le cap Mark et juillet 2019 pour le cap Collins), conformément aux exigences du RAA. Des profileurs de courant à effet Doppler (ADCP) ont été déployés à un seul emplacement, près du centre des réseaux de cages proposés, et configurés pour mesurer les courants horizontaux moyens d'ensemble à des intervalles de 15 minutes (tableau 1). Les ADCP ont mesuré les courants de la surface jusqu'à 31 m et 43 m de profondeur pour le cap Mark et le cap Collins, respectivement.

Le promoteur a fourni des renseignements sur la vitesse et la direction des courants à cinq profondeurs, de la surface à la profondeur de l'ADCP (tableau 1). La vitesse du courant est très variable, avec une vitesse maximale d'environ quatre à cinq fois la vitesse moyenne à chaque profondeur et site. La vitesse de courant maximale varie verticalement, une variation plus importante que pour les vitesses moyennes. Les directions du courant varient selon la profondeur; cependant, les directions principales suivent généralement les courbes de niveau bathymétriques. Cette observation concorde avec les résultats présentés dans Ratsimandresy *et al.* (2019), qui soulignaient la variabilité des courants dans la région. Bien que les exigences du RAA aient été respectées, il convient de noter que compte tenu de la profondeur à laquelle les ADCP étaient amarrés et de leur configuration, l'échantillonnage n'a mesuré les courants que dans moins de 20 % de toute la colonne d'eau dans les zones des concessions.

Des données sur les courants dans l'ensemble de la colonne d'eau sont nécessaires pour calculer les zones d'exposition prévues; c'est pourquoi, afin d'avoir des données qui couvrent une plus grande partie de la colonne d'eau, nous avons pris en compte les mesures antérieures effectuées près de l'emplacement des sites. Ratsimandresy et ses collaborateurs (2019) ont mesuré les courants à deux emplacements autour du cap Mark (BDE25, à environ 2 km au sud-ouest du site avec des courants mesurés pour les 80 m supérieurs entre le 21 septembre 2012 et le 18 novembre 2012; et BDE04, à environ 1,4 km au nord-est, mesurant les courants dans les 50 premiers mètres entre le 17 juin 2009 et le 23 septembre 2009). Ils ont également mesuré les courants à un site au nord du cap Collins (BDE16, à environ 2,3 km du site, où les profils des courants ont été mesurés pour les 69 premiers mètres entre le 15 octobre 2010 et le 2 mars 2011). La figure 4 illustre l'emplacement de ces mesures. La figure 5 présente une comparaison des vitesses moyennes et maximales des courants à certaines profondeurs. Ces données font apparaître des courants plus forts que celles fournies par le promoteur (2018-2019) à toutes les profondeurs, probablement en raison de l'emplacement des amarrages des ADCP (p. ex. le BDE25 se trouve dans une zone resserrée de la baie) ou du fait que le promoteur a recueilli ses mesures pendant une période où la circulation est moins dynamique (généralement pendant la saison estivale : Donnet *et al.* 2018b; Ratsimandresy *et al.* 2019).

Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Espeir, à Terre-Neuve

Région de Terre-Neuve-et-Labrador



Figure 4 : Carte montrant l'emplacement des mesures des courants présentées dans Ratsimandresy et al. (2019), et utilisées dans la présente analyse des zones d'exposition prévues. Carte générée au moyen de Google Earth.

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

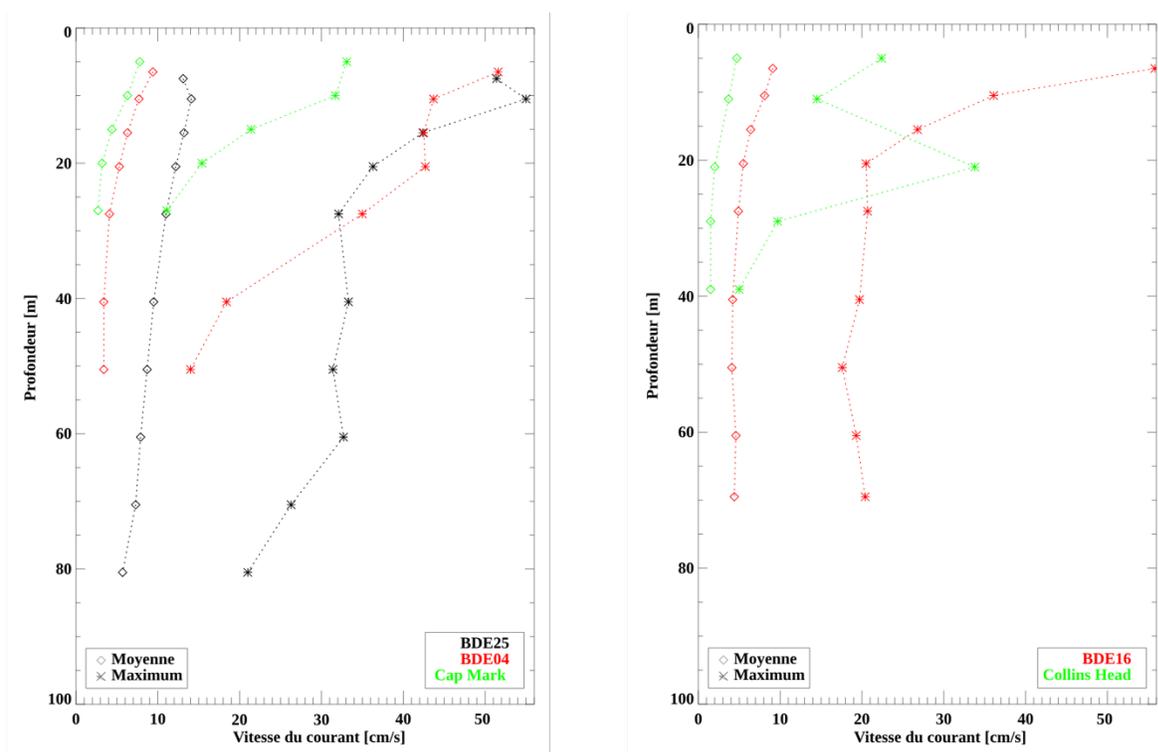


Figure 5 : Vitesses moyennes et maximales des courants à certaines profondeurs au cap Mark (panneau de gauche) et au cap Collins (panneau de droite), calculées à l'aide des mesures fournies par le promoteur (lignes vertes) et mesurées par les scientifiques du MPO à des emplacements voisins (lignes rouges et noires).

## Espèces et habitats

Les principales espèces de poissons pélagiques ciblées par la pêche commerciale dans la région de la côte sud où les sites sont proposés sont le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), le maquereau (*Scomber scombrus*) et le capelan (*Mallotus villosus*). Cependant, il y a peu ou pas d'activités de pêche commerciale qui ciblent ces espèces pélagiques dans les zones proposées. Des données sur la biomasse des espèces pélagiques ne sont pas disponibles, mais on sait que ces espèces sont abondantes de façon saisonnière dans les eaux de Terre-Neuve. Les sites proposés englobent l'habitat de plusieurs poissons de fond, notamment la morue franche (*Gadus morhua*), la plie grise (*Glyptocephalus cynoglossus*) et des sébastes (*Sebastes* spp.). Les données sur les poissons de fond et les espèces pélagiques sont limitées pour les sites proposés. On a généralement recours au relevé plurispécifique du MPO pour décrire la répartition et l'abondance des espèces dans la région de Terre-Neuve, dont la côte sud, bien que ce relevé ne s'étende pas à la baie où les nouveaux sites sont proposés. Dans son document sur l'activité de pêche au cap Mark, le promoteur mentionne une pêche autochtone du hareng utilisé comme appât à environ 10 km des sites proposés et une pêche récréative/autochtone de la morue dans la zone générale des sites.

Les espèces d'invertébrés benthiques ciblées par la pêche commerciale dans la zone générale des sites proposés sont le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) et le pétoncle géant (*Placopecten magellanicus*). Aucune observation de

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

homard n'a été consignée lors des relevés vidéo de référence; cela dit, le homard est une espèce cryptique (surtout pendant la journée) et il est donc peu susceptible d'être observé directement lors d'un relevé. De même, aucun crabe des neiges n'a été observé, mais il s'agit d'une espèce cryptique à ses premiers stades biologiques. Les deux espèces pourraient être vulnérables aux activités associées à l'aquaculture à tous leurs stades biologiques. Aucun pétoncle n'a été observé lors des relevés vidéo du promoteur. Le document sur l'activité de pêche au cap Mark faisait état d'une pêche autochtone du homard à environ 10 km du site, et mentionnait que des pétoncles sont récoltés à des fins récréatives à proximité.

Parmi les espèces d'invertébrés benthiques non ciblées par la pêche commerciale, les taxons déclarés dans les relevés du promoteur sont des ophiures, des crevettes, des oursins, des actinies et des éponges (non identifiées). Les ophiures étaient les plus abondantes et se trouvaient en concentrations élevées aux deux sites. Des coraux mous ont été observés, avec une abondance totale de 36 colonies au cap Mark et de 45 au cap Collins. Le seul indicateur d'un écosystème marin vulnérable identifié était les éponges de la famille *Geodiidae* (uniquement au cap Collins : neuf stations, dont certaines affichaient plus de 20 individus) et le cérianthe boréal (uniquement au cap Collins : trois stations avec une abondance maximale de 3 individus). Il n'est pas certain que les éponges de la famille *Geodiidae* ont été correctement identifiées.

Les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) sont des zones présentant une importance biologique ou écologique par rapport à l'écosystème marin environnant qui sont désignées à la suite d'évaluations scientifiques officielles. Ce sont des zones où les organismes de réglementation et les utilisateurs des ressources marines doivent pratiquer l'aversion au risque dans le but de maintenir des écosystèmes sains et productifs (Government of Canada 2023). Pour désigner une ZIEB, la connaissance d'une zone est évaluée en fonction de cinq critères : le caractère unique, le rassemblement, les conséquences sur l'aptitude phénotypique, le caractère naturel et la résilience. La région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO a désigné 29 ZIEB (Wells *et al.* 2017; 2019). Les ZIEB de la côte sud, du chenal Laurentien et de la baie Placentia sont celles qui sont situées le plus près de la baie d'Espoir, bien qu'elles ne chevauchent pas les zones des concessions au cap Mark ni au cap Collins (figure 6).

Le promoteur a identifié au moins 37 taxons distincts aux sites proposés. En ce qui concerne les espèces d'importance écologique, aucune zostère marine n'a été signalée à aucun des sites et, bien qu'il existe des critères pour identifier d'autres espèces d'importance écologique (DFO 2006), il y a en fait peu d'évaluations de site.

Les espèces de poissons de mer inscrites sur la liste de la LEP et présentes dans les eaux de Terre-Neuve sont le loup à tête large (*Anarhichas denticulatus*), le loup tacheté (*Anarhichas minor*), le loup atlantique et le grand requin blanc (*Carcharodon carcharias*), le loup atlantique étant l'espèce de loups de mer la plus courante dans les eaux côtières peu profondes de Terre-Neuve, et comme prise accessoire dans les pêches côtières. Aucune espèce inscrite en vertu de la LEP n'a été observée pendant les relevés du site effectués par le promoteur.

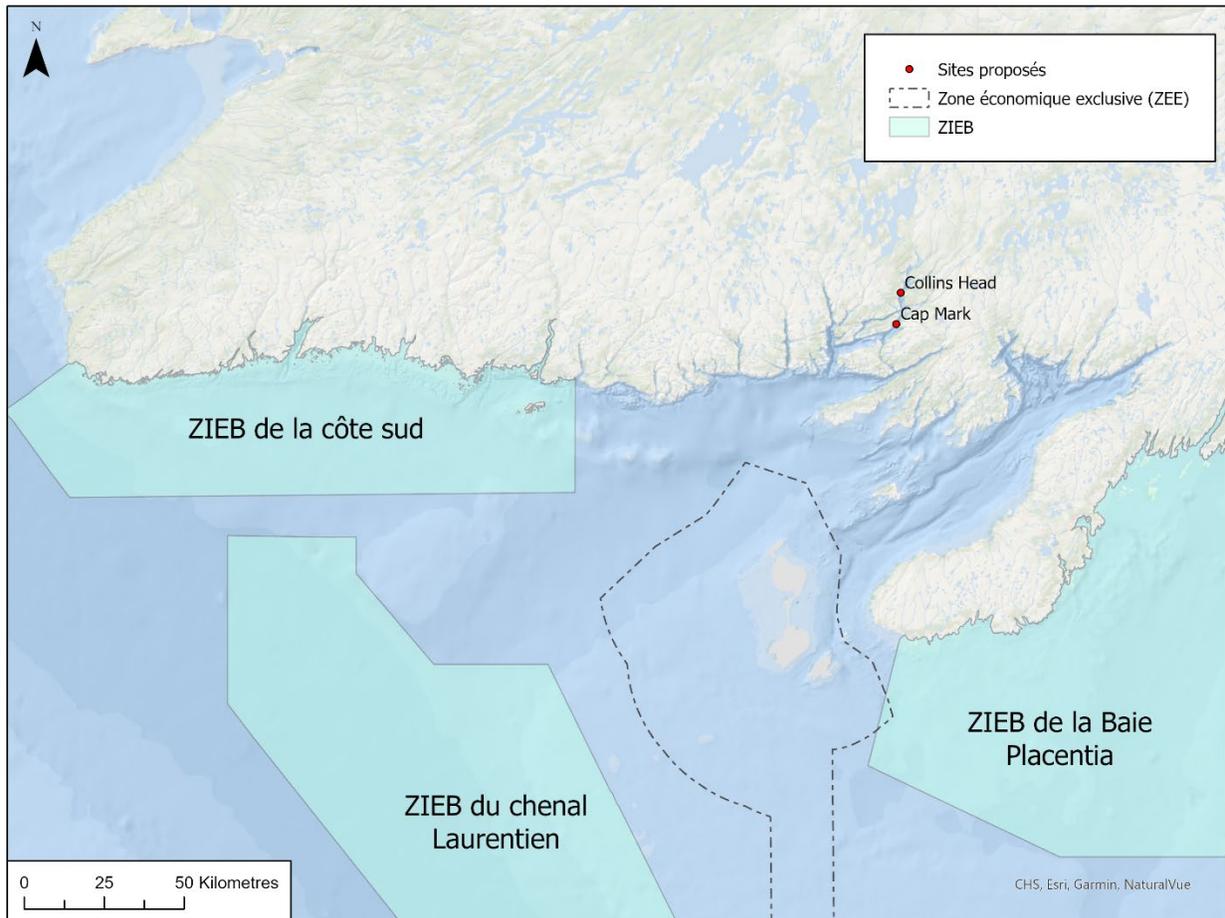


Figure 6 : Carte montrant l'emplacement des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) à proximité des sites d'aquaculture proposés au cap Mark et au cap Collins, dans la baie d'Espoir, à Terre-Neuve.

Le saumon de l'Atlantique sauvage migre le long de la côte sud et, en raison du déclin des populations, est actuellement désigné comme une espèce menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC 2010). Toutefois, ce statut de désignation par le COSEPAC est en cours de réévaluation à la suite d'autres déclins du saumon dans les eaux de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO (MPO 2022a; MPO 2023a). La grosse poule de mer (*Cyclopterus lumpus*) est également présente et son abondance a diminué d'environ 58 % entre 1996 et 2014 (Simpson *et al.* 2016). Elle a donc été désignée comme espèce menacée dans les eaux canadiennes en 2017 (COSEPAC 2017).

Les cétacés suivants pourraient se trouver aux sites proposés compte tenu de la répartition générale des espèces, des données des relevés du MPO et des observations/données des relevés des mammifères marins du MPO : rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), rorqual commun (*Balaenoptera physalus*), rorqual boréal (*Balaenoptera borealis*), petit rorqual (*Balaenoptera acutorostrata*), rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*), baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), grand cachalot (*Physeter macrocephalus*), plusieurs espèces de dauphins (épaulard *Orcinus orca*, dauphin à flancs blancs de l'Atlantique *Lagenorhynchus acutus*, dauphin à bec blanc *L. albirostris* et dauphin commun *Delphinus*

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

*delphis*) et marsouin commun (*Phocoena phocoena*). Le rorqual bleu (en voie de disparition), la baleine noire de l'Atlantique Nord (en voie de disparition) et le rorqual commun (espèce préoccupante) sont inscrits à l'annexe 1 de la LEP.

D'après des données d'observations opportunistes et systématiques, ces cétacés peuvent être présents dans les zones proposées, avec des pics d'abondance saisonniers habituellement en été et en automne. De plus, des espèces de phoques comme le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*) occupent régulièrement la côte sud de Terre-Neuve et pourraient avoir des échoueries dans les zones des concessions, particulièrement près des îles et des rochers. Bien que la tortue luth (*Dermodochelys coriacea*) et la tortue caouanne (*Caretta caretta*), toutes deux inscrites à l'annexe 1 de la LEP comme espèces en voie de disparition, fréquentent les eaux de Terre-Neuve pendant l'été et l'automne pour se nourrir, elles ne nichent pas au Canada. La tortue caouanne reste généralement au large des côtes, et bien que la tortue luth fréquente les eaux côtières, on ne s'attend pas à ce qu'elle utilise couramment les zones proposées.

### **Utilisation de pesticides et de médicaments**

Dans son plan de lutte antiparasitaire intégrée (inclus dans le plan de gestion de la santé des poissons), le promoteur indique que l'utilisation de traitements chimiques sera prescrite dans les cas où la série de traitements de rechange (traitements mécaniques ou thermiques) ne parvient pas à contrôler l'infestation par des parasites. En vertu du RAA, le promoteur doit d'abord envisager d'autres méthodes, non chimiques. Le Canada n'autorise que l'utilisation de produits homologués en vertu de la [Loi sur les produits antiparasitaires](#) et de la [Loi sur les aliments et médicaments](#), qui sont réglementés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) et la Direction des médicaments vétérinaires de Santé Canada, respectivement. Toute thérapie d'intervention doit être choisie par un vétérinaire autorisé, en consultation avec le chef vétérinaire aquatique de la province. Selon les renseignements fournis par les services vétérinaires provinciaux de Terre-Neuve-et-Labrador et le promoteur, les agents thérapeutiques potentiels à utiliser seraient fondés sur la liste des composés approuvés (Inspection Canada 2024).

Les agents thérapeutiques suivants peuvent être utilisés en cas d'infestation par le pou du poisson : le benzoate d'émamectine (dans les aliments pour poissons) et l'azaméthiphos (pesticide administré par bain). La terramycine 800 (oxytétracycline comme ingrédient actif; dans les aliments pour poissons) est l'antibiotique qui serait probablement utilisé en cas d'infection bactérienne. Aux termes du RAA, le promoteur est tenu de produire un rapport annuel sur l'utilisation de médicaments et de pesticides dans chaque cage marine. La collecte de ces renseignements par le Système intégré d'information sur l'aquaculture (AQUIIS) a commencé en 2015, et 2016 est la première année complète de collecte des données. Dans le contexte canadien de la pisciculture marine, le terme « médicament » s'applique généralement à tout produit administré dans l'alimentation des poissons, y compris les antibiotiques et les médicaments antiparasitaires, tandis que le terme « pesticide » s'applique à un produit antiparasitaire qui est appliqué lors d'un traitement par bain.

### **Zones d'exposition prévues pour la matière organique et les produits de traitement sanitaire des poissons**

Pendant les opérations de pisciculture, des matières organiques telles que les aliments non consommés (c.-à-d. les déchets alimentaires) et les matières fécales sont rejetées dans les eaux environnantes et peuvent couler sur le fond marin. Ces matières exerçant une demande

biochimique en oxygène sont, à leur tour, utilisées par les organismes benthiques. Cependant, si elles s'accumulent en grandes quantités, elles peuvent altérer l'habitat benthique en épuisant l'oxygène dissous disponible, en augmentant les concentrations de sulfure « libre » dans les sédiments des habitats à fond meuble et en accroissant la présence de tapis bactériens et de complexes de polychètes opportunistes, ainsi que de floculants sur les substrats à fond dur. En vertu du RAA fédéral, l'industrie aquacole est tenue d'effectuer une surveillance du fond marin sous les sites de pisciculture afin de déterminer l'impact des dépôts de matières exerçant une demande biochimique en oxygène en échantillonnant les sédiments dans les substrats meubles ou en menant une inspection visuelle des substrats à fond dur. Le RAA a établi des seuils réglementaires (p. ex. dans les sites à fond meuble, une concentration maximale de 3 000 µm de sulfure libre et, dans les sites à fond dur, une prévalence supérieure à 70 % des espèces indicatrices visuelles) qui interdisent le rempoissonnement du site jusqu'à ce qu'une surveillance ultérieure démontre un retour à des niveaux inférieurs aux seuils de conformité.

Des produits de traitement sanitaire des poissons peuvent également être administrés pendant les opérations aquacoles pour lutter contre les parasites et les agents pathogènes, comme dans la plupart des formes de monoculture. Au Canada, la gestion et le contrôle réglementaire de la santé du poisson relèvent des gouvernements provinciaux et fédéral. L'efficacité de la gestion intégrée des organismes nuisibles et de la gestion de la santé dans l'industrie de la pisciculture marine repose sur l'utilisation de stratégies chimiques (p. ex. médicaments, pesticides, antibiotiques, désinfectants) et autres (comme des approches physiques, biologiques, de gestion des sites et d'élevage).

Encore une fois, au Canada, seuls les produits homologués en vertu de la [Loi sur les produits antiparasitaires](#) et de la [Loi sur les aliments et médicaments](#) peuvent être utilisés pour préserver la santé et le bien-être des poissons des exploitations aquacoles. Ces produits ne sont utilisés que sous l'autorité et la supervision d'un vétérinaire agréé. Les vétérinaires tiennent compte de divers renseignements propres aux exploitations aquacoles, dont le comportement des poissons, les conditions environnementales, les registres des sites ainsi que les renseignements tirés des visites mensuelles sur place et des entretiens périodiques avec les gestionnaires des sites afin d'établir l'ordonnance appropriée pour maintenir la santé des poissons d'élevage. Des renseignements complémentaires sur les procédures de prescription et d'administration des médicaments et des pesticides au Canada se trouvent dans Beattie et Bridger (2023).

L'estimation des ZEP est une approche utilisée par les gestionnaires des zones côtières, les utilisateurs et les décideurs pour déterminer l'étendue spatiale des rejets connexes (déchets alimentaires, matières fécales, médicaments et pesticides) à partir des sites proposés de pisciculture (Page *et al.* 2023). Cette approche a été appliquée dans des évaluations antérieures, par le MPO, de sites de pisciculture dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador comme outil de sélection (MPO 2022b,c,d). Les ZEP ont été utilisées pour la première fois pour évaluer des sites proposés de pisciculture à Terre-Neuve en 2019 (MPO 2022b, Page *et al.* 2023). Depuis cette première évaluation, les calculs des ZEP ont évolué au fil du temps grâce aux récentes mises à jour des concentrations seuils dans le milieu marin utilisées pour calculer les temps de dilution des pesticides et en raison de la nécessité de tenir compte de la variation spatiale des courants.

La ZEP se veut un calcul simple qui prédit les zones potentielles d'exposition aux matières organiques, aux médicaments et aux pesticides rejetés par la pisciculture marine en enclos en filet ouverts. En termes simples, une ZEP est un cercle qui définit une zone spatiale autour d'un site d'aquaculture proposé où les espèces et habitats marins peuvent être exposés à diverses

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

activités aquacoles. Le rayon du cercle représente la distance maximale à laquelle une particule rejetée à partir d'un site proposé pourrait se disperser et éventuellement se déposer sur le fond marin. Le rayon de la ZEP,  $R_{ZEP}$ , est calculé comme la somme de l'échelle de longueur maximale du réseau de cages ( $L_{réseau}$ ) et d'un déplacement calculé ( $D$ ; Page *et al.* 2023) :

$$R_{ZEP} = L_{réseau} + D$$

Dans l'équation ci-dessus, le déplacement des particules est donné par :

$$D = u * t_{desc/dilu}$$

où  $u$  est la vitesse du courant représentative de toute la colonne d'eau,  $t_{desc/dilu}$

la période de descente ou la période de dilution. Dans le cas des particules qui coulent, la période de descente est donnée par :

$$t_{desc} = \frac{H}{w_{part}}$$

où  $H$  est la profondeur de la concession et  $w_{part}$ , la vitesse de descente des particules. L'ordre de grandeur de la dispersion des particules en fonction de la période de descente/dilution et de la vitesse du courant est décrit à l'annexe A.

Il est important de noter que la ZEP ne prévoit pas l'intensité de l'exposition, sa durée ou ses répercussions sur les habitats marins ou les espèces qui se trouvent dans la zone; il s'agit plutôt d'une étape initiale pour déterminer les zones d'exposition potentielle dont les décideurs devraient avoir connaissance. Lorsque les ZEP sont utilisées en combinaison avec l'information sur la présence de stades biologiques et d'habitats des espèces et sur d'autres activités humaines, l'aquaculture peut avoir des impacts sur ces entités sensibles exposées à diverses activités aquacoles. Si l'analyse initiale de l'exposition montre que certains des chevauchements individuels ou cumulatifs déterminés s'avèrent préoccupants, une analyse scientifique plus détaillée peut être réalisée afin d'explorer davantage le degré et la nature des impacts potentiels ou des mesures d'atténuation que les gestionnaires, les utilisateurs et les décideurs pourraient devoir envisager.

### **Zone d'exposition prévue benthique**

Une ZEP benthique est une estimation de la taille et de l'emplacement de la zone benthique qui peut être exposée au dépôt de déchets alimentaires et de matières fécales rejetées par un site et qui peut entraîner une charge organique. Il existe deux types de ZEP benthiques :

1. la zone susceptible d'être exposée au dépôt de déchets alimentaires médicamenteux est connue sous le nom de ZEP des déchets alimentaires;
2. la zone potentiellement exposée au dépôt de matières fécales est connue sous le nom de ZEP des matières fécales.

Le benthos peut également être exposé aux pesticides rejetés dans l'eau, en particulier dans les eaux peu profondes; cependant, cette exposition est estimée en calculant la zone d'exposition prévue pélagique, qui sera traitée dans une section ultérieure du présent document. Les facteurs dominants qui influent sur la ZEP benthique sont la configuration de la ferme, les pratiques d'alimentation, les vitesses de descente des particules et les conditions océanographiques (bathymétrie et courants).

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Pour déterminer la ZEP benthique, on calcule la distance de transport pendant la descente des particules (la vitesse du courant océanique multipliée par la période de descente des particules, d'alimentation et de matières fécales respectivement) et on ajoute la moitié de la longueur du réseau de cages. Les hypothèses simplificatrices pour estimer la ZEP benthique sont une vitesse constante de sédimentation des particules, une vitesse constante du courant océanique pendant la descente des particules, une profondeur constante (bathymétrie plate) et aucune remise en suspension des particules. Pour estimer la plus grande ZEP benthique, qui est une stratégie prudente utilisée pour délimiter une zone d'effet potentiel, le modèle suppose des vitesses lentes de descente des particules (la vitesse de descente minimale tirée de la documentation), les courants les plus rapides observés aux sites et une topographie profonde du fond (la profondeur maximale de la zone de la concession).

On obtient la vitesse du courant en analysant la distance maximale calculée d'après un diagramme vectoriel progressif (DVP) à partir des séries chronologiques sur les vitesses du courant à chaque profondeur au cours de la période de descente des particules, puis moyennée sur l'ensemble de la profondeur de descente. Une explication plus détaillée du DVP et du calcul de la ZEP est présentée à l'annexe B de ce document. Les vitesses de descente des différentes matières particulaires rejetées par les sites piscicoles (aliments pour poissons et matières fécales) varient, bien que l'on ignore la relation entre la vitesse de descente des particules et la taille et les propriétés des particules qui coulent. L'information sur les vitesses de descente des particules d'aliments et de matières fécales provenant de la truite arc-en-ciel d'élevage est limitée, mais d'après un examen récent, elles se situent dans une fourchette semblable à celle du saumon atlantique (MPO 2022e). Les vitesses de descente présumées dans l'analyse présentée ici sont fondées sur les valeurs déclarées pour la salmoniculture (Findlay et Watling 1994; Chen *et al.* 1999; Cromey *et al.* 2002, Chen *et al.* 2003; Sutherland *et al.* 2006; Law *et al.* 2014; Bannister *et al.* 2016; Skøien *et al.* 2016; MPO 2020a). Les paramètres utilisés pour calculer la ZEP benthique dans cette étude sont présentés dans le tableau 2.

*Tableau 2 : Paramètres utilisés pour calculer la période de descente et la ZEP (déplacement + échelle de longueur du réseau).*

<b>Caractéristique</b>	<b>Cap Mark</b>	<b>Cap Collins</b>
Vitesse de descente des particules d'alimentation [cm/s]	5,3	5,3
Vitesse de descente des particules fécales [cm/s]	0,3	0,3
Longueur du réseau de cages [m]	360	360
Profondeur maximale sous la concession [m]	185	220

Pour les deux emplacements, l'approche d'estimation prudente consiste à calculer les ZEP à l'aide des données sur les courants qui avaient une couverture temporelle plus longue et une couverture verticale plus étendue. Le tableau 3 présente la vitesse de descente minimale choisie pour chaque catégorie et la vitesse maximale du courant correspondante, ainsi que les estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique pour les sites proposés. À titre de référence, une ZEP médiane a également été déterminée en utilisant le déplacement médian du DVP pour chaque profondeur et en calculant la moyenne (voir une explication du calcul à l'annexe B) pour toute la profondeur de descente (tableau 4). Cette ZEP médiane illustre la tendance centrale du déplacement des particules rejetées. On estime que la dispersion finale des particules d'aliments et de matières fécales se situerait quelque part entre la ZEP médiane et la ZEP maximale.

**Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Esprit, à Terre-Neuve**

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

*Tableau 3 : Estimations de premier ordre de la ZEP benthique associées aux distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui coulent, comme les déchets de granulés d'aliments et les matières fécales des poissons rejetés par les piscicultures proposées (les taux de sédimentation correspondent au taux le plus faible trouvé dans la documentation afin de produire un résultat prudent), calculées à l'aide du DVP maximum à chaque profondeur.*

Type de particule	Site	Vitesse de descente minimale [cm/s]	Période de descente [h]	Vitesse du courant pendant la période de descente [cm/s]	Rayon de la ZEP [km]
Aliments	Cap Mark	5,3	1,0	28,4	1,2
Matières fécales	Cap Mark	0,3	17,1	14,0	8,8
Aliments	Cap Collins	5,3	1,1	29,0	1,4
Matières fécales	Cap Collins	0,3	20,4	6,6	5,0

La ZEP benthique est représentée par une zone circulaire autour du milieu du réseau de cages proposé, limitée par le rivage. Elle représente une zone extérieure inférée de l'exposition potentielle. La figure 7 illustre l'étendue spatiale de l'exposition de la ZEP benthique associée aux particules alimentaires et fécales aux deux sites proposés. La ZEP benthique associée aux aliments (ZEP des déchets alimentaires) est presque deux fois plus longue que l'échelle de la zone de la concession, de l'ordre d'un kilomètre. La grande dispersion associée aux particules fines n'est pas prise en compte dans cette analyse, bien qu'on ait signalé leur présence autour des sites aquacoles (p. ex. Law *et al.* 2014). Les particules fines ont des vitesses de descente très lentes (environ 0,0001 m/s) et sont donc capables de se disperser sur de très grandes distances à partir du centroïde des sites aquacoles.

L'approche de la ZEP benthique ne fournit pas d'estimation de l'intensité de la charge organique autour d'un site proposé et ne suppose pas une exposition uniforme dans toutes les zones. En réalité, l'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée près des enclos en filet, diminuant avec la distance par rapport au centre d'un site proposé. En particulier, pour la ZEP des déchets alimentaires, la plus grande intensité d'exposition devrait s'observer aux positions plus proches des enclos en filet.

Le calcul de la ZEP des matières fécales est effectué selon la même méthode, mais en utilisant la vitesse de descente présumée pour les particules fécales (tableau 2). L'étendue spatiale de la ZEP des matières fécales donne une indication de la zone complète qui pourrait être exposée aux médicaments administrés par voie alimentaire, calculée en utilisant la distance maximale par rapport au DVP. La figure 7 illustre également les ZEP benthiques associées aux particules fécales. Ces ZEP benthiques couvrent une grande partie du chenal à l'extérieur des sites proposés. La taille des ZEP est de l'ordre de quelques kilomètres. On ne prévoit pas de chevauchement entre les sites pour les ZEP benthiques associées aux particules alimentaires ou fécales aux sites proposés. De plus, la ZEP benthique au nord-est du cap Mark devrait être limitée par les seuils peu profonds à l'île Riches.

Tableau 4 : ZEP benthique calculée à l'aide du déplacement médian du diagramme vectoriel progressif (DVP).

Type de particule	Site	Vitesse de descente minimale [cm/s]	Période de descente [h]	Vitesse du courant pendant la période de descente [cm/s]	Rayon de la ZEP à partir du DVP médian [km]
Aliments	Cap Mark	5,3	1,0	8,1	0,4
Matières fécales	Cap Mark	0,3	17,1	3,5	2,3
Aliments	Cap Collins	5,3	1,1	3,2	0,3
Matières fécales	Cap Collins	0,3	20,4	1,5	1,2

Points importants à prendre en considération pour interpréter les résultats des ZEP benthiques :

- L'analyse des ZEP fournit des estimations seulement, qui sont sensibles aux données d'entrée. Il s'agit d'un outil de détermination de la portée spatiale utilisé pour déterminer les caractéristiques marines potentiellement sensibles qui pourraient être exposées aux activités aquacoles. Les résultats doivent être interprétés comme un ordre de grandeur de la distance sur laquelle une particule rejetée par un site d'aquaculture peut se disperser, en tenant compte du champ d'écoulement complexe à l'intérieur de la baie et du fait que la mesure du courant à un seul emplacement est souvent une représentation insuffisante du champ d'écoulement complet dans une zone.
- Ces estimations de premier ordre de l'étendue de l'exposition potentielle ne tiennent pas compte de la remise en suspension des fonds marins induite par le courant et les vagues. On suppose que les vitesses des courants océaniques les plus profonds observées à divers emplacements, bien que ces derniers soient moins profonds que la partie la plus profonde des zones des concessions proposées, s'appliquent également aux conditions près du fond. Dans la présente analyse, on a observé des courants océaniques d'une vitesse supérieure à 9,5 cm/s, qui est considérée comme une valeur critique pour la remise en suspension dans le modèle de dépôt DEPOMOD (c.-à-d. Chamberlain et Stucchi 2007), ce dont on peut déduire qu'une remise en suspension des sédiments est possible. En revanche, on ignore toujours les répercussions globales de la redistribution et du dépôt des floculants.

#### **Étendue spatiale de l'exposition aux médicaments**

Les médicaments sont administrés par voie alimentaire. L'exposition aux médicaments peut être causée par des aliments médicamentés non consommés et des résidus de médicaments excrétés dans les matières fécales. Étant donné le chevauchement des ZEP benthiques associées aux dépôts de matières fécales, le calcul donne à penser que les zones benthiques situées directement sous les sites des cages et des concessions proposés et au-delà dans les baies pourraient subir un enrichissement organique accru et recevoir des résidus chimiques alimentaires. Ce chevauchement dénote une interaction potentielle avec les espèces benthiques qui habitent ces zones.

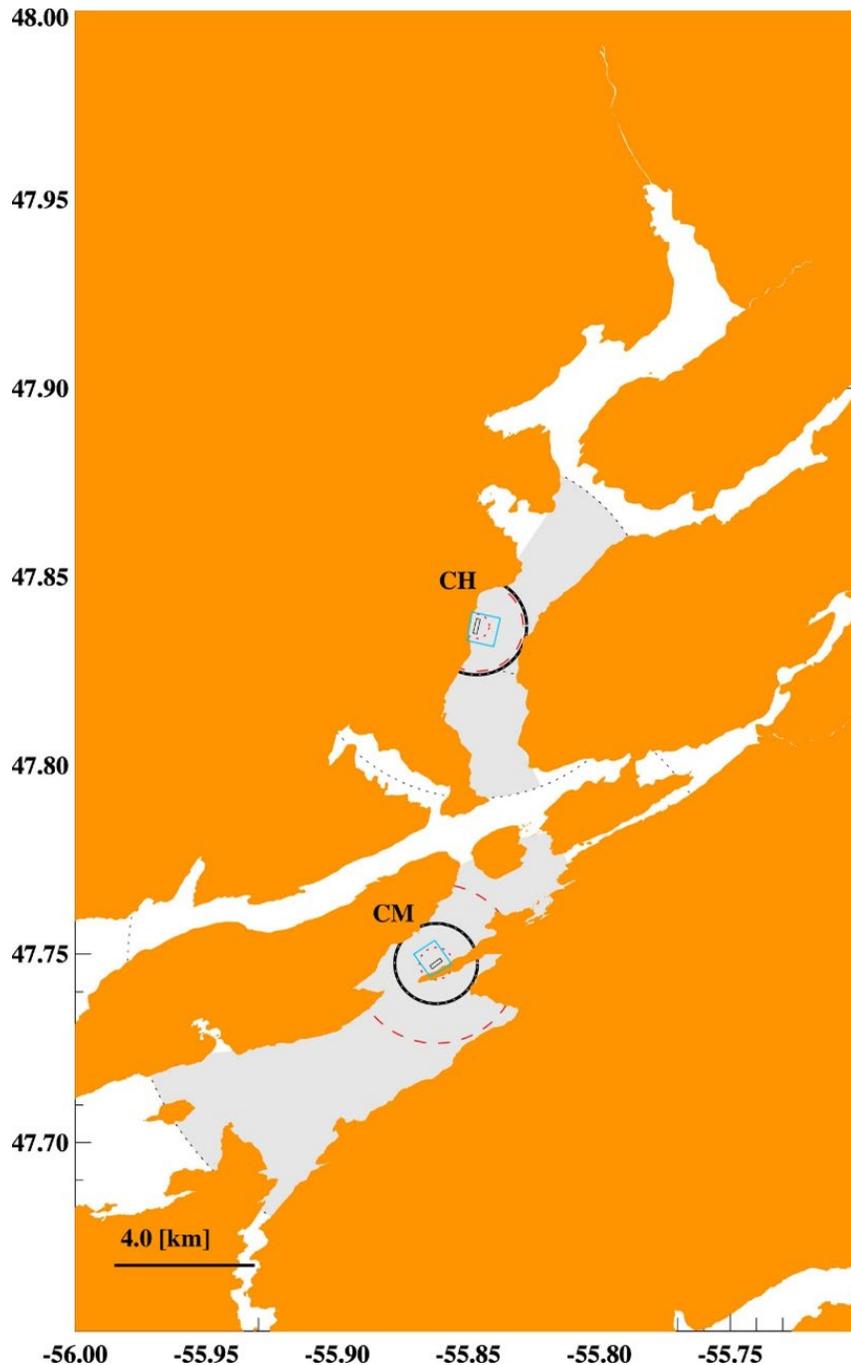


Figure 7 : Zone d'exposition prévue benthique (ZEP benthique) calculée à l'aide du diagramme vectoriel progressif (DVP) maximal associé aux particules alimentaires (zones indiquées par les cercles noirs) et aux particules fécales (zones indiquées par les cercles gris) pour les sites proposés. Les rectangles noirs représentent les zones des cages et les polygones bleus, la zone de la concession pour chaque site (CM = cap Mark, CC = cap Collins). Les ZEP calculées à l'aide du DVP médian pour chaque profondeur sont également incluses : les petites zones, principalement dans la zone des concessions, indiquées par les cercles rouges tiretés, définissent les ZEP benthiques associées aux particules alimentaires et les zones plus grandes dans les cercles rouges tiretés, définissent les ZEP benthiques associées aux particules fécales.

*Agents thérapeutiques administrés par voie alimentaire*

La principale préoccupation entourant l'utilisation d'antibiotiques administrés par voie alimentaire est le développement potentiel d'une résistance aux antimicrobiens, un processus par lequel les bactéries deviennent insensibles à un ou plusieurs antibiotiques au fil du temps (Baquero *et al.* 2008). De nombreuses incertitudes subsistent au sujet de ces effets indirects des antibiotiques sur les organismes marins; cependant, leur toxicité directe pour les organismes marins a été jugée improbable compte tenu des quantités utilisées. De plus, compte tenu du manque d'information sur la résistance aux antimicrobiens chez les organismes marins, les effets potentiels ne sont pas abordés dans le présent document. Il est toutefois important de souligner que les profils de résistance aux antimicrobiens, s'il y en a, peuvent être influencés par la présence d'autres composés au moyen d'un processus de sélection et d'amélioration conjointes (Jonah *et al.* 2024). Le benzoate d'émamectine a une très faible solubilité dans l'eau (Mushtaq *et al.* 1996) et devrait rester dans la colonne d'eau pendant de courtes durées avant de se diviser en matrices environnementales solides (Jacova et Kennedy 2022, Strachan et Kennedy 2021). Il ne devrait donc pas être présent en concentrations élevées dans l'eau et des effets nocifs sur les organismes pélagiques résultant d'expositions aqueuses continues ont été jugés improbables (Mill *et al.* 2021).

Bon nombre des préoccupations potentielles entourant l'exposition aux produits présents dans les aliments découlent des effets nocifs sur les organismes qui vivent sur le fond, en particulier en raison de la persistance du benzoate d'émamectine dans les sédiments (Benskin *et al.* 2016; Strachan et Kennedy 2021; Hamoutene *et al.* 2023a). Les avermectines agissent en perturbant les impulsions électriques en se liant aux canaux chlorés propres aux invertébrés, paralysant ces derniers (p. ex. BurrIDGE *et al.* 2008). Les effets combinés des matières fécales contenant des résidus dans les aliments et des déchets alimentaires médicamenteux peuvent entraîner des dépôts autour des sites, comme le montrent les mesures présentées dans Kingsbury *et al.* (2023). De plus, il reste beaucoup d'inconnues concernant les effets de confusion du benzoate d'émamectine et du dépôt de matières organiques sur le benthos (Bloodworth *et al.* 2019).

On sait que l'exposition au benzoate d'émamectine a des répercussions sur les crustacés (p. ex. BurrIDGE *et al.* 2000; Waddy *et al.* 2002; BurrIDGE *et al.* 2008; Daoud *et al.* 2018; Mill *et al.* 2021; Hamoutene *et al.* 2023b). Les études font état d'effets nocifs sur les homards (adultes et larves) et les espèces de crevettes, mais il y a moins de données sur les effets sur les crabes (Hamoutene *et al.* 2023b; Kingsbury *et al.* 2023). Aux deux sites, l'utilisation du benzoate d'émamectine (le cas échéant) pourrait avoir un effet sur les espèces de crevettes et de krill observées, selon le mode d'action du composé. Les autres taxons d'invertébrés sensibles observés aux sites proposés sont des échinodermes, des éponges, des cnidaires, des bryozoaires, des polychètes et des tuniciers.

L'utilisation de médicaments administrés par voie alimentaire en pisciculture représente une menace pour les espèces de poissons de mer inscrites sur la liste de la LEP, en particulier les poissons vivant sur le fond comme les loups de mer, en raison de leur exposition potentielle à l'habitat du fond marin contaminé par des composés persistants comme le benzoate d'émamectine. On ignore les effets des médicaments ou des pesticides ciblant principalement les invertébrés sur les espèces de poissons de mer inscrites sur la liste de la LEP, mais ils sont probablement limités aux individus et aux habitats présents dans les ZEP benthiques.

*Étouffement et hypoxie*

Tous les stades sessiles des espèces, en particulier ceux qui sont les plus proches des réseaux de cages, peuvent être sensibles dans la ZEP benthique et sont probablement vulnérables à de

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

faibles niveaux d'oxygène, à l'étouffement ou à l'exposition à des médicaments administrés par voie alimentaire, si et quand elles sont utilisées (MPO 2022c,d). Ce groupe peut comprendre des espèces comme les crustacés et les bivalves à certains stades biologiques. Il convient de tenir tout spécialement compte de la présence de certaines espèces sessiles sensibles, comme les éponges, les coraux et la zostère, ainsi que des habitats essentiels des espèces inscrites en vertu de la LEP mentionnés dans les données des relevés de référence, les ouvrages scientifiques et les fonds de données biologiques du MPO. Lorsque les données disponibles sont limitées, les experts scientifiques examinent si le type de substrat benthique convient à la croissance de ces espèces. Le développement de la pisciculture aux sites proposés pourrait accroître le risque de conditions anoxiques ou hypoxiques pouvant avoir des effets sur des espèces benthiques, notamment des espèces commercialement importantes comme le homard d'Amérique, le crabe des neiges et le pétoncle géant.

Les coraux et les éponges sont considérés comme des taxons sensibles vulnérables aux activités anthropiques, y compris les impacts directs (p. ex. retrait ou dommages) et indirects (p. ex. étouffement par la sédimentation; DFO 2010). Des flux élevés de matières particulières associés à des fermes salmonicoles en Norvège ont eu des impacts importants sur la composition de la communauté épifaunique, comme l'abondance accrue de l'étoile de mer prédatrice *Asterias rubens* aux emplacements où les flux avaient augmenté et la diminution des éponges (p. ex. *Polymastia* sp. et *Phakellia* sp.) et du corail mou *Duva florida* (Dunlop *et al.* 2021), qui sont également des taxons observés sur la côte sud de Terre-Neuve et dont certains sont en particulier présents aux sites proposés. Étant donné que la tolérance de chaque taxon à différents niveaux de matière particulaire peut varier (Dunlop *et al.* 2021), il convient de les évaluer dans les eaux de Terre-Neuve pour mieux comprendre leurs effets dans un contexte régional.

**Zone d'exposition prévue pélagique**

La ZEP pélagique est une estimation de premier ordre de la taille et de l'emplacement des zones pélagiques qui pourraient être exposées à des concentrations potentiellement nocives de pesticides homologués administrés par bain si ceux-ci sont utilisés aux sites proposés, les zones benthiques peu profondes pouvant également être exposées (voir davantage de précisions sur la délimitation d'une zone pélagique dans MPO 2024a). Comme les ZEP benthiques, les ZEP pélagiques sont des zones d'exposition estimées qui servent d'outil aux décideurs pour déterminer les chevauchements potentiels avec les espèces et habitats marins qui peuvent être sensibles à des expositions découlant de l'aquaculture. Par exemple, le rejet de pesticides administrés par bain à partir d'un site de pisciculture peut avoir des répercussions directes sur les habitats et espèces sensibles, à divers stades biologiques, dans la colonne d'eau et sur le fond marin.

La taille d'une ZEP pélagique dépend de divers paramètres, comme le taux de décomposition ou de dilution du pesticide, le seuil de concentration choisi et le choix des courants horizontaux qui déterminent la dispersion du pesticide. L'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a indiqué que les pesticides et leurs produits de décomposition devraient rester en suspension puisqu'ils ne se lient pas avec les matières organiques ou les sédiments et ne s'accumulent pas dans les tissus des organismes marins. Les demi-vies des pesticides vont de quelques jours à quelques semaines, et ils pourraient donc persister dans l'environnement à des concentrations toxiques pendant de longues durées (ARLA 2014, 2016a,b, 2017). Le calcul prudent de la ZEP pélagique présume l'administration de traitements par bain avec bêche, compte tenu de la zone d'exposition plus grande qui devrait en résulter par rapport à un traitement dans un vivier. Le bain avec bêche consiste à entourer un enclos en

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

filet avec des bâches et à y ajouter les médicaments pour le traitement, tandis qu'avec la méthode en vivier, on pompe les poissons dans un milieu plus confiné (un bateau-vivier) contenant le pesticide (Shen *et al.* 2019). Le rejet de pesticides produit vraisemblablement une parcelle contenant le pesticide du traitement, qui se propage et se disperse dans le temps. Bien que les deux méthodes dispersent les pesticides dans l'environnement, des études et des modèles antérieurs indiquent que les pesticides rejetés lors d'un traitement en vivier se diluent plus rapidement que ceux rejetés pendant un traitement par bain avec bâche (Page *et al.* 2015; 2023). Il faut noter que le promoteur a précisé que les viviers seraient la méthode utilisée pour tout traitement par des pesticides administrés sous forme de bain.

Le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos sont les seuls pesticides homologués disponibles actuellement que l'industrie de la pisciculture peut utiliser au Canada et Santé Canada fournit des lignes directrices réglementaires pour leur utilisation (ARLA 2014, 2016a,b, 2017). Le promoteur a indiqué que l'azaméthiphos serait le seul pesticide choisi pour ce traitement. Le taux de décomposition de l'ingrédient actif de l'azaméthiphos est faible comparativement au taux de dilution. Nous avons donc utilisé une échelle de temps de la dilution pour passer d'une concentration du traitement ciblé à une valeur de la Norme de qualité de l'environnement (NQE) pour calculer la ZEP pélagique (Hamoutene *et al.* 2023b). La ZEP pélagique a été calculée à l'aide d'une valeur de la NQE qui assure un niveau de protection de 95 % des espèces (selon les données disponibles), déduit des valeurs de la CD5 (c.-à-d. la concentration dangereuse à laquelle 5 % des espèces sont touchées ou potentiellement touchées; voir TGD 2018). On a recours à des facteurs d'évaluation pour refléter certaines des incertitudes liées à la quantité et à la pertinence des données disponibles sur la toxicité utilisées pour calculer une NQE (TGD 2018); la valeur de la NQE pour l'azaméthiphos comprend un facteur d'évaluation de deux (Hamoutene *et al.* 2023b). Ainsi, la ZEP pélagique indique la possibilité que les espèces et habitats sensibles soient exposés à des concentrations supérieures au seuil prudent de la NQE. Il convient toutefois de noter que les limites de la NQE pour les produits de traitement en aquaculture n'ont pas encore été établies au Canada.

Hamoutene et ses collaborateurs (2023b) ont indiqué que le seuil pour l'azaméthiphos est inférieur à la valeur de 1 µg/l utilisée précédemment, avec une valeur actualisée de 0,1 µg/l. Avec cette nouvelle valeur, la parcelle de traitement contient des concentrations supérieures à la NQE pendant plus longtemps que la durée envisagée auparavant. Page et ses collaborateurs (2023) ont décrit une méthode pour calculer le temps nécessaire pour que la concentration de pesticide dans la parcelle de traitement atteigne une dilution inférieure à la NQE (« temps de dilution » dans le reste du document), ainsi que la profondeur maximale possible de la parcelle atteinte par le panache contenant une concentration toxique de pesticide. Elle dépend de divers paramètres, y compris la taille des cages, la profondeur de la bâche dans laquelle le traitement est administré, la profondeur de l'eau ou de la pycnocline s'il y en a une et la concentration initiale des agents thérapeutiques du traitement, ainsi que de la NQE. La présence d'une pycnocline empêche l'échange de particules entre la couche supérieure et la couche inférieure de la colonne d'eau, limitant ainsi le mouvement des particules du produit de traitement uniquement à l'intérieur de la couche dans laquelle elles sont rejetées. Si l'on applique les valeurs indiquées dans le tableau 5, le temps de dilution pour l'azaméthiphos est de 7,2 h et la profondeur maximale de la parcelle est de 20 m.

**Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Esprit, à Terre-Neuve**

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Tableau 5 : Paramètres d'entrée utilisés pour calculer le temps de dilution aux sites proposés.

Paramètre	Valeur
Périmètre de la cage [m]	90
Profondeur du traitement [m]	4
Profondeur de la pycnocline [m]	20
Concentration initiale du traitement [ $\mu\text{g/l}$ ]	100

Compte tenu de l'information sur la profondeur maximale potentielle de la parcelle de traitement, on utilise les renseignements sur le courant océanique couvrant la profondeur maximale de la parcelle pour évaluer la ZEP pélagique. La vitesse de courant est présumée être la moyenne de tous les DVP maximaux calculés dans la couche de la profondeur maximale de la parcelle. La vitesse est ensuite multipliée par la période de dilution pour donner une distance de transport totale. La ZEP est alors estimée comme étant cette distance plus la moitié de la longueur du réseau d'enclos en filet proposé. L'intensité de l'exposition devrait être la plus élevée près des réseaux d'enclos en filet et diminuer à mesure que la distance par rapport à ceux-ci augmente, mais la ZEP pélagique ne quantifie pas l'intensité ou la durée de l'exposition, et n'inclut pas non plus la fréquence de l'exposition. De plus, bien que les ZEP soient utilisées pour estimer une zone d'exposition, encore une fois, celle-ci ne doit pas être interprétée comme un impact ou même comme le fait que toutes les zones sont exposées dans une ZEP, compte tenu de la nature simplifiée de ces estimations.

Le tableau 6 montre la distance atteinte par les particules représentant l'azaméthiphos pendant la période de dilution. Les particules du produit de traitement peuvent atteindre une distance de 4 à 7 km à partir du centre du réseau de cages pendant la dilution de 7,2 h de l'azaméthiphos, calculée en utilisant le DVP maximal (voir l'annexe B). La ZEP pélagique médiane a également été calculée selon la méthodologie décrite précédemment, et si l'on utilise ce calcul, les particules peuvent atteindre une distance de 1 à 2,2 km à partir du réseau de cages. Les ZEP pélagiques pour les sites proposés sont illustrées à la figure 8. L'exposition devrait avoir principalement lieu dans la zone pélagique; cependant, comme elle atteint des zones proches du rivage, les zones peu profondes (moins de 20 m de profondeur) peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques si les courants océaniques poussent les panaches vers le littoral. La figure montre qu'avec le DVP maximal, les ZEP des deux sites proposés se chevauchent, c'est-à-dire que la concentration de pesticides toxiques pourrait être additive si des traitements successifs sont administrés dans la même zone au cours de la période où un pesticide toxique y est encore présent. Ce chevauchement se traduirait par un temps de dilution plus long à partir du premier traitement, et donc par une zone exposée potentiellement plus grande. Il convient de noter que cette analyse ne tient pas compte de l'exposition provenant des autres sites de pisciculture actifs dans la région. Comme pour la ZEP benthique, l'interprétation des résultats ci-dessus doit tenir compte du fait qu'ils ne fournissent qu'un ordre de grandeur de la distance qu'une particule rejetée au site d'aquaculture peut parcourir, d'après les données d'entrée disponibles, en particulier les données sur le courant à un emplacement proche des sites respectifs.

**Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Espoir, à Terre-Neuve**

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

Tableau 6 : Estimations des ZEP pélagiques, calculées à l'aide d'un diagramme vectoriel progressif (DVP) maximal à chaque profondeur, associé aux distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui ne coulent pas (représentant l'azaméthiphos) pour une période de dilution de 7,2 h et une profondeur de parcelle maximale de 20 m. La ZEP pélagique calculée à l'aide du déplacement du DVP médian est également incluse.

Paramètre	Cap Mark	Cap Collins
Vitesse du courant pendant la dilution (d'après le DVP max. moyen) [cm/s]	24,2	16,2
Rayon de la ZEP [km]	6,5	4,4
Vitesse du courant pendant la dilution (d'après le DVP médian moyen) [cm/s]	7,7	3,3
Rayon de la ZEP (d'après le DVP médian) [km]	2,2	1,0

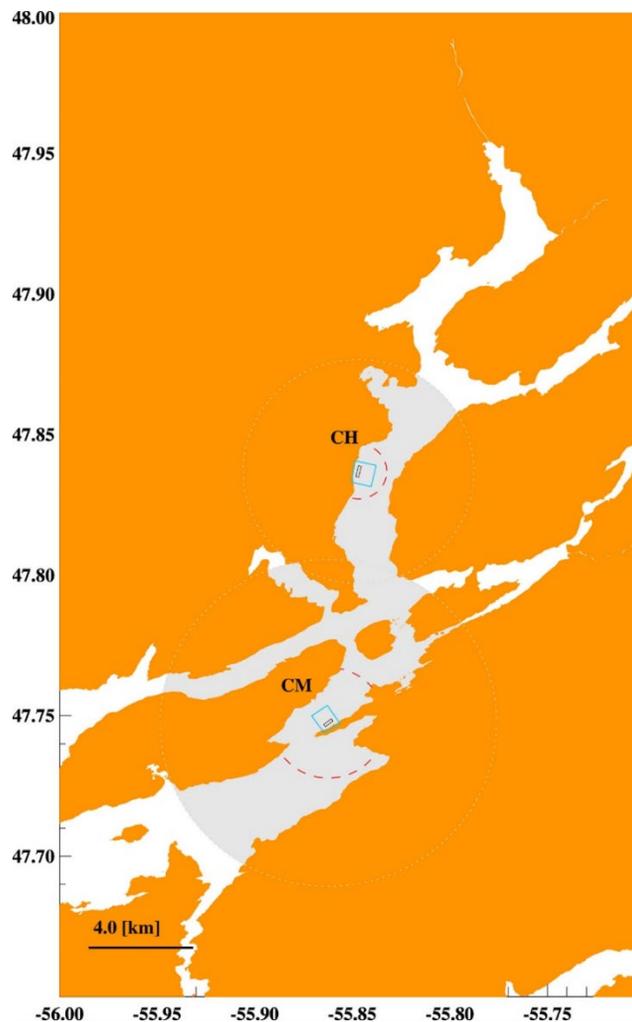


Figure 8 : Zone d'exposition prévue pélagique (ZEP pélagique) associée au traitement par l'azaméthiphos (zones indiquées par les cercles gris) pour les sites proposés (CM = cap Mark, CC = cap Collins). La ZEP pélagique couvre une grande partie de la partie supérieure de la baie d'Espoir, à Terre-Neuve. Les fonds marins littoraux à moins de 20 m de profondeur peuvent être exposés à des concentrations de pesticides toxiques. Les ZEP pélagiques calculées à l'aide du diagramme vectoriel progressif médian sont indiquées par les cercles rouges tiretés.

## Étendue spatiale de l'exposition aux pesticides

### *Effets de l'exposition aux pesticides*

L'azaméthiphos est un insecticide organophosphoré (ingrédient actif du Salmosan®) appliqué dans des cages de salmoniculture à des doses de 100 µg/L d'ingrédient actif pendant des impulsions de 30 à 60 minutes lors de traitements par bain avec bêche ou dans un vivier (ARLA 2016b). Il agit en inhibant l'activité enzymatique de la cholinestérase (Ernst *et al.* 2014) et s'avère toxique pour un large éventail d'organismes non ciblés, les crustacés, y compris des espèces de mollusques importantes sur le plan commercial comme le homard et la crevette, étant reconnu comme étant le groupe le plus sensible (Burrige *et al.* 2014; Ernst *et al.* 2014). L'azaméthiphos devrait demeurer principalement en phase aqueuse en raison de sa nature hydrophile et de sa grande solubilité dans l'eau de mer (Burrige *et al.* 2010), ce qui signifie que le biote marin est principalement exposé dans la colonne d'eau comme voie d'exposition (p. ex. ARLA 2016b).

### *Interactions avec des espèces sensibles*

L'exposition à des pesticides qui ciblent le pou du poisson pourrait menacer tous les stades biologiques du homard (Burrige 2013; ARLA 2016b; 2017). Les préoccupations entourant l'exposition aux pesticides sont plus grandes dans les sites peu profonds où la dispersion est plus faible et où la présence de homards juvéniles est plus importante (Lawton et Lavalli 1995; Wahle *et al.* 2013). Des changements comportementaux, notamment une réduction du succès de reproduction des femelles, ont été signalés après l'exposition à des doses sublétales de pesticides ciblant le pou de mer (Burrige 2013). Une autre étude de huit ans de type avant-après-témoin menée à un site de production dans la baie de Fundy n'a montré aucune incidence de la salmoniculture sur l'abondance du homard (Grant *et al.* 2019). L'exposition aux pesticides qui ciblent le pou du poisson pourrait avoir des impacts sur les espèces de pétoncles, étant donné que des observations effectuées dans d'autres régions où il y a des activités d'aquaculture ont démontré que le ratio chair/coquille (qualité inférieure de la chair) était plus faible chez les pétoncles et que les coquilles étaient plus minces (Wiber *et al.* 2012). On ignore les effets des médicaments ou des pesticides ciblant principalement les invertébrés sur les espèces non ciblées, mais ils sont probablement limités aux individus et aux habitats présents dans la ZEP et les zones environnantes.

Un examen de tous les traitements administrés aux sites d'aquaculture de truite de Terre-Neuve de 2018 à 2023 (MPO 2023c) indique que parmi les cinq sites actifs au cours de cette période, seuls trois traitements ont été administrés : un anesthésique et de l'oxytétracycline pour les deux autres. De plus, comme l'a indiqué le promoteur, les infestations de pou du poisson dans la région sont peu probables en raison de la présence d'eau saumâtre et du fait que les sites de truites n'ont jamais eu à traiter d'infestations par le pou du poisson (comm. pers.; Katrina MacNeill, vétérinaire en santé des animaux aquatiques, Ocean Trout Canada Inc.)

Un aperçu de l'utilisation de pesticides administrés par bain aux sites de pisciculture de Terre-Neuve entre 2018 et 2022 (MPO 2023c) révèle que la plupart des sites utilisaient uniquement de l'azaméthiphos. Un examen de quatre années de données accessibles au public (de 2016 à 2019) sur l'utilisation de produits chimiques à des sites salmonicoles de Terre-Neuve montre que les traitements chimiques séquentiels sont courants, le benzoate d'émamectine suivi de l'azaméthiphos étant la combinaison la plus utilisée, avec une diminution de l'utilisation de l'ivermectine (Hamoutene *et al.* 2023c). De ce fait, les effets cumulatifs de plusieurs produits chimiques se manifesteraient principalement par l'exposition des adultes dans le benthos (utilisation du benzoate d'émamectine selon la ZEP benthique) et par

## Examen scientifique de deux sites d'aquaculture de truite proposés dans la baie d'Espoir, à Terre-Neuve

### Région de Terre-Neuve-et-Labrador

l'exposition pélagique au stade des larves aux pesticides administrés par bain (ZEP pélagique). Le krill et les espèces de crevettes qui occupent surtout ou par intermittence la zone pélagique peuvent être exposés aux pesticides administrés par bain, s'ils sont utilisés (figures 9 et 10).

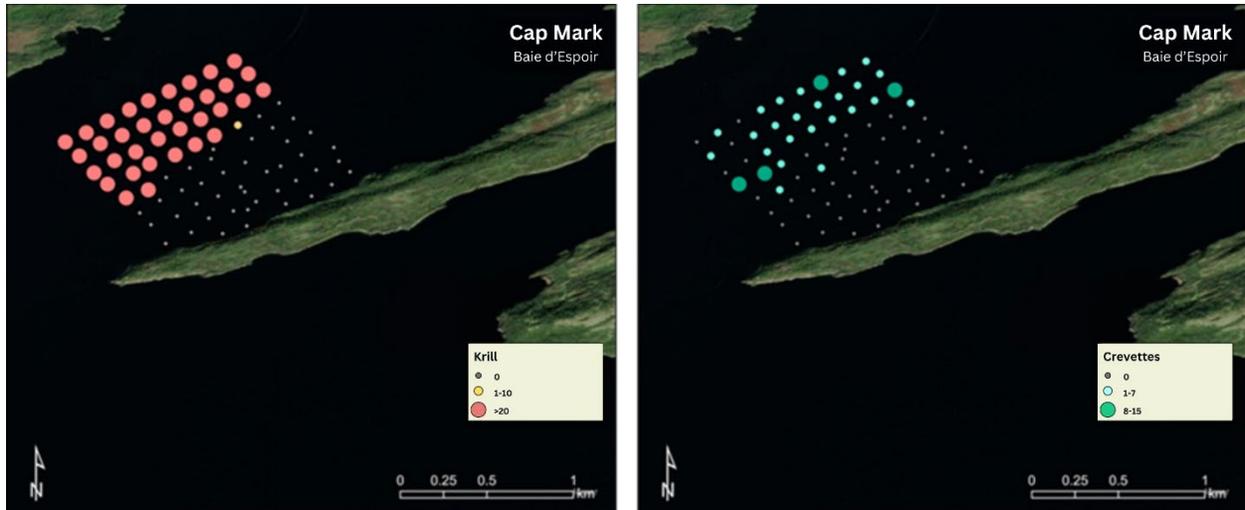


Figure 9 : Représentation de la présence de krill et de crevettes dans les sites du cap Mark. Les points ne sont pas à l'échelle en raison des limites de l'échantillonnage vidéo et, par conséquent, les dénombrements ne peuvent indiquer qu'en partie la densité spatiale.

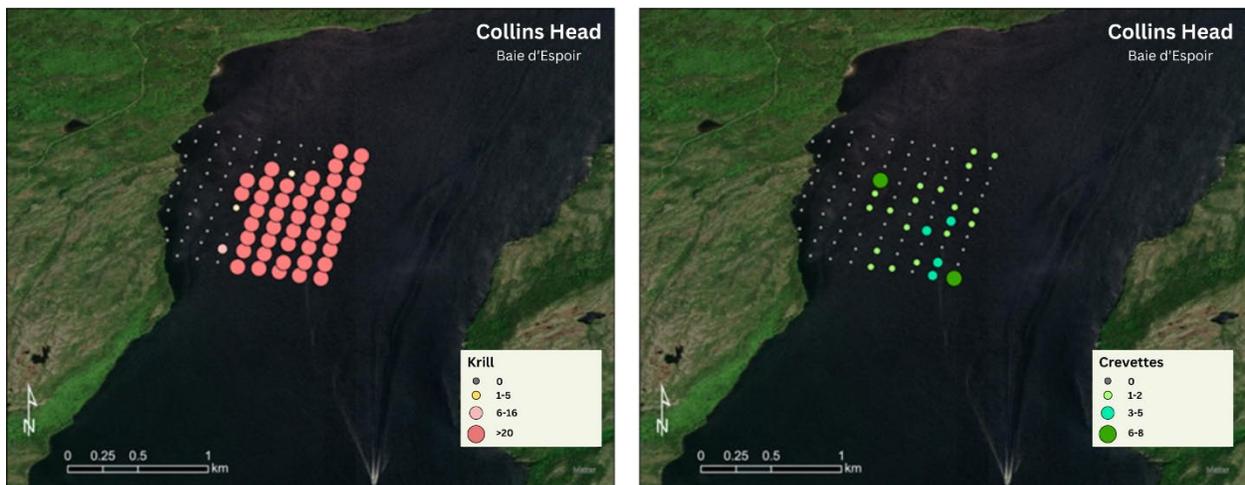


Figure 10 : Représentation de la présence de krill et de crevettes aux emplacements du site du cap Collins. Les points ne sont pas à l'échelle en raison des limites de l'échantillonnage vidéo et, par conséquent, les dénombrements ne peuvent indiquer qu'en partie la densité spatiale.

## INTERACTIONS POSSIBLES

### Interactions avec des espèces commerciales

Les sites proposés se trouvent dans des zones qui offrent un habitat à plusieurs espèces de poissons de fond, dont la morue franche, la plie grise et le sébaste. Le relevé plurispécifique annuel du MPO ne s'étend pas dans l'espace pour échantillonner complètement la zone côtière, mais les données disponibles les plus proches des sites des concessions proposés indiquent

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

que la morue franche est présente en densité modérée à élevée dans cette partie de la zone côtière (Wells *et al.* 2021). Le relevé par pêche sentinelle de la morue franche est effectué par des pêcheurs qualifiés à divers sites côtiers le long de la côte sud de Terre-Neuve. Ce relevé est actif dans la sous-division 3Ps de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) depuis 1995 et fournit des indices de l'abondance relative (c.-à-d. les taux de prise) pour les évaluations des ressources. Les taux de prise dans cette zone sont demeurés constamment élevés de 1995 à 2021, contrairement aux diminutions constatées plus à l'est; cette tendance indique que les sites d'aquaculture proposés se trouvent dans une zone relativement productive pour la morue de la sous-division 3Ps (Mello *et al.* 2022). Il convient également de noter que la productivité globale de la morue de la sous-division 3Ps demeure faible et qu'elle est actuellement évaluée comme étant dans la zone critique du Cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2024b).

Bien que les morues juvéniles jouent un rôle dans la dynamique globale de la population de morues (p. ex. Lunzmann-Cooke *et al.* 2021), il n'y a actuellement aucun relevé côtier de la morue juvénile dans la sous-division 3Ps de l'OPANO. Les données recueillies sur la côte nord de Terre-Neuve montrent l'importance de l'habitat de zostère pour les morues juvéniles (p. ex. Laurel *et al.* 2003a,b), mais il existe peu de données spatiales sur la répartition de la zostère dans la sous-division 3Ps de l'OPANO au-delà de la baie Placentia (Robichaud et Rose 2006). Toutefois, des herbiers de zostère n'ont pas été localisés aux emplacements des deux sites proposés.

La plie grise est pêchée commercialement dans la région, mais elle se trouve habituellement entre 100 et 500 m de profondeur (Wheeland *et al.* 2019). Étant donné l'emplacement des sites d'aquaculture proposés près de la tête de la baie d'Espoir et les profondeurs de l'eau dans la région, il se peut que la plie grise n'ait pas accès aux zones proches des sites proposés. Bien que les pêches commerciales ne ciblent pas le sébaste dans cette région, les données du relevé plurispécifique du MPO le plus proche mentionnent des densités modérées à élevées dans la région (Wells *et al.* 2021).

Il existe peu de données pour les espèces pélagiques de la côte sud à l'ouest de la baie Fortune, et la biomasse du hareng, du capelan et du maquereau dans cette région n'a pas été estimée. Cependant, le hareng occupe principalement des eaux littorales quelque peu similaires à celles utilisées pour l'aquaculture (Tibbo 1956; Wheeler et Winters 1984; Bourne *et al.* 2023). Le capelan et le maquereau sont des visiteurs saisonniers de la région littorale, les capelans adultes frayant sur les plages et dans les zones démersales littorales pendant l'été (Templeman 1948) et le maquereau se nourrissant dans toute la zone en été (Ware et Lambert 1985). Les premiers stades biologiques du capelan (œufs, larves et juvéniles) peuvent résider dans des baies côtières toute l'année pendant leur première année.

Les sites d'aquaculture peuvent avoir des effets à la fois positifs et négatifs sur les espèces locales de poissons (Dempster *et al.* 2009; Uglem *et al.* 2014). Le surplus d'aliments provenant des installations aquacoles peut servir de complément alimentaire pour de nombreuses espèces de poissons (Dempster *et al.* 2009; Goodbrand *et al.* 2013), et les structures physiques de l'installation d'aquaculture elles-mêmes peuvent servir de dispositif de regroupement des poissons (Callier *et al.* 2018). L'attrait exercé à la fois par l'alimentation excédentaire provenant des opérations aquacoles et les structures elles-mêmes pourrait se traduire par des regroupements de grands nombres de poissons et d'invertébrés près des installations d'aquaculture. Le regroupement de poissons à nageoires autour des sites d'aquaculture peut accroître le risque de prédation pour les premiers stades biologiques (œufs, larves et juvéniles) des poissons en raison d'une augmentation de la fréquence des rencontres avec des

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

prédateurs potentiels (p. ex. davantage de prédateurs dans le même volume d'eau avec des poissons rassemblés autour des sites aquacoles). De plus, l'éclairage d'une installation d'aquaculture (p. ex. à des fins de navigation ou de sécurité) peut concentrer le zooplancton, les larves de poisson et le hareng adulte dans les eaux entourant l'installation (p. ex. Stickney 1970). L'utilisation de l'éclairage la nuit, particulièrement lorsque les larves sont abondantes, peut exposer les larves de hareng et de capelan à des taux de prédation accrus, étant donné que la lumière attire les deux espèces (p. ex. Stickney 1970; Keenan *et al.* 2007) dans ces zones où les concentrations de prédateurs sont beaucoup plus élevées (poissons sauvages piscivores et saumons d'élevage).

L'augmentation de la charge en éléments nutritifs découlant des sites d'aquaculture pourrait aggraver les épisodes de faible teneur en oxygène associés aux températures chaudes de l'eau en accroissant la demande biochimique en oxygène dans la colonne d'eau ou les sédiments. Les périodes d'alimentation de pointe correspondent en gros à celle des températures de pointe de l'eau le long de la côte sud de Terre-Neuve (MPO 2023d). Étant donné que l'activité biologique a tendance à augmenter avec la température, la demande biochimique en oxygène atteindra probablement un pic lorsque les températures chaudes de l'eau contribuent à des niveaux d'oxygène faibles dans la colonne d'eau. Les fjords sont sujets à des événements hypoxiques parce que leur emplacement dans des vallées profondes et étroites se traduit par un faible rapport surface-volume. L'oxygène est reconstitué par diffusion verticale et, si la demande biochimique en oxygène est élevée, le biote peut consommer l'oxygène qui diffuse dans la colonne d'eau avant qu'il se mélange au fond (Fennel et Testa 2019), ce qui pourrait prolonger la durée des événements hypoxiques dans les eaux du fond au-delà de la fin d'une période de températures élevées. Ces effets risquent davantage de toucher les organismes benthiques que les poissons pélagiques, qui peuvent se déplacer vers des zones où les conditions d'oxygène sont plus favorables, quoique de faibles concentrations d'oxygène au fond puissent avoir des effets sur les espèces pélagiques dont les œufs sont benthiques.

Pendant les périodes où la température de l'eau est élevée, des systèmes d'aération sont utilisés pour reconstituer l'oxygène dissous et abaisser la température en mélangeant l'eau plus fraîche en profondeur à l'eau de surface. De plus, l'alimentation est surveillée de près et modifiée au besoin; elle est notamment suspendue lorsque les températures dépassent 16 °C à 5 m ou si les niveaux d'oxygène dissous tombent en dessous de 6,5 mg/L. En vertu du RAA, les exploitants aquacoles sont tenus de surveiller les concentrations de sulfure dans les sédiments marins près des sites de pisciculture afin d'évaluer l'impact potentiel des matières organiques sur le milieu benthique. Si les seuils réglementaires (c.-à-d. les limites de concentration) sont dépassés, des mesures de gestion sont requises. Les concentrations de sulfure dans les sédiments sont utilisées comme indicateur de l'état oxique et de la biodiversité dans les sédiments meubles; cependant, le long de la côte sud de Terre-Neuve, la plupart des fermes de salmonidés se trouvent dans des baies profondes ou des fjords (c.-à-d. d'une profondeur supérieure à 30) où les substrats sont principalement constitués de substrat rocheux, de roches ou de galets avec des parcelles de sédiments meubles (Anderson *et al.* 2005; Hamoutene 2014; Hamoutene *et al.* 2013, 2015).

### **Interactions des salmonidés sauvages avec des truites d'élevage fugitives**

Les répercussions des truites arc-en-ciel d'élevage fugitives sur les populations sauvages de saumons atlantiques, ainsi que sur les populations sauvages de truites arc-en-ciel s'il en existe, ont été examinés (MPO 2021; 2022e). Cependant, il n'y a pas de population établie de truites arc-en-ciel sur la côte sud de Terre-Neuve. Les évasions de truites arc-en-ciel des élevages se

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

produisent pour les mêmes raisons que celles des saumons atlantiques (Føre et Thorvaldsen 2021). À Terre-Neuve, les permis d'aquaculture de salmonidés sont assortis d'exigences strictes pour éviter les bris de confinement et la déclaration des évasions est gérée en vertu du Code de confinement. Le Code de confinement exige que le titulaire du permis signale immédiatement les évasions au ministère fédéral des Pêches et des Océans et au ministère provincial des Pêches, des Forêts et de l'Aquaculture. Les résultats de la conformité et des inspections font état d'évasions de truites arc-en-ciel dans la région de Terre-Neuve et figurent dans les rapports annuels sur la conformité, [récents](#) et [archivés](#). Le nombre déclaré d'évasions de truites arc-en-ciel à Terre-Neuve varie entre 0 et 93 000 poissons par année depuis 1990. Plus récemment (de 2012 à 2022), des évasions n'ont eu lieu que deux ans (en 2015 et 2022) et concernaient moins de 1 000 poissons par année.

Le comportement de la truite arc-en-ciel après l'évasion n'a pas fait l'objet d'études aussi approfondies que celui du saumon atlantique. Cependant, Dempster et ses collaborateurs (2018) pensent qu'elle se disperse plus lentement à partir du site de l'évasion. Dans cet examen, ils ont montré que même si la majorité des saumons atlantiques fugitifs se dispersent en moins de 24 heures, la plupart des truites arc-en-ciel restent à proximité des cages pendant environ 48 heures. Malgré cela, le comportement de dispersion de la truite arc-en-ciel est variable, car certaines se dispersent rapidement et d'autres lentement, certaines revenant au site des cages; dans l'ensemble, le nombre qui reste sur le lieu de l'évasion diminue avec le temps (Bridger *et al.* 2001; Blanchfield *et al.* 2009; Lindberg *et al.* 2009; Patterson et Blanchfield 2013). Dans la baie d'Espoir, une étude menée en 1998 a révélé que 75 % des truites arc-en-ciel triploïdes relâchées expérimentalement demeuraient à proximité (moins de 500 m) des sites des cages pendant plus d'un mois après leur lâcher (Bridger *et al.* 2001). Bien que la majorité de ces truites arc-en-ciel se soient éventuellement dispersées, bon nombre d'entre elles sont allées vers d'autres sites de cages ou se sont dirigées vers le déversoir de l'usine hydroélectrique où se trouvait l'écloserie pour l'industrie aquacole (Bridger *et al.* 2001). À Terre-Neuve, Veinott et Porter (2013) ont identifié des truites arc-en-ciel fugitives dans les rivières en fonction de la chimie des otolithes et ont constaté que certaines avaient parcouru plus de 800 km. La survie après l'évasion varie également; cependant, on a observé la survie pendant des mois ou des années (Jonsson *et al.* 1993; Patterson et Blanchfield 2013), ainsi que la transition réussie vers les aliments sauvages (Rikardsen et Sandring 2006; Nabaes Jodar *et al.* 2020) et la croissance (Jonsson *et al.* 1993; Blanchfield *et al.* 2009; Patterson et Blanchfield 2013). Le potentiel de survie après l'évasion et les distances de dispersion observées dans l'aire de répartition constatées pour le saumon atlantique (dans un rayon de 200 à 300 km; voir Morris *et al.* 2008; Keyser *et al.* 2018, Bradbury *et al.* 2020b) permettent de penser que le secteur préoccupant pour les évasions de truites arc-en-ciel serait probablement semblable à celui prévu pour le saumon atlantique.

À Terre-Neuve, des occurrences de truites arc-en-ciel, y compris des truites fugitives, ont été signalées dans les rivières et en mer (Chadwick et Bruce 1981; Porter 2000; Veinott et Porter 2013). Les premiers rapports concernant un petit nombre de truites arc-en-ciel sur la côte ouest de Terre-Neuve ont coïncidé avec le développement de l'aquaculture dans d'autres régions du Canada atlantique dans les années 1970, avant le développement de l'aquaculture de la truite arc-en-ciel dans la baie d'Espoir (Porter 2000). Compte tenu de ces preuves, ces truites arc-en-ciel auraient pu s'évader d'autres régions (p. ex. la Nouvelle-Écosse), ce qui confirme l'opinion selon laquelle les truites arc-en-ciel fugitives peuvent se disperser sur de grandes distances (Porter 2000). Cependant, après le développement de l'aquaculture de la truite arc-en-ciel dans la baie d'Espoir, un plus grand nombre de truites arc-en-ciel fugitives ont été signalées dans la région. Plus précisément, les données sur la rivière Conne, qui se trouve

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

à proximité des sites d'aquaculture proposés (dans un rayon de 15 km du cap Collins et de 25 km du cap Mark), indiquent la présence de truites arc-en-ciel fugitives chaque année (sauf en 2006) à compter de 1990 et aussi récemment qu'en 2013. Des truites arc-en-ciel fugitives ont également été capturées par des pêcheurs dans la partie supérieure de la baie d'Espoir et les environs (voir Dempson *et al.* 2000) et observées dans d'autres régions de la province, notamment dans des rivières sur la côte ouest (Veinott et Porter 2013) comme le ruisseau Western Arm dans la péninsule Northern (Veinott et Porter 2013), où des truites arc-en-ciel ont été capturées à l'installation de dénombrement du MPO pas plus tard qu'en 2019, bien que leur origine soit inconnue (fugitive ou sauvage).

Comme on l'a vu précédemment, étant donné que les truites arc-en-ciel fugitives se disperseront sur des distances semblables à celles parcourues par le saumon atlantique, on peut supposer une fourchette supérieure prudente de la distance de dispersion de 200 km (MPO 2024c). Les sites d'aquaculture proposés se trouvent dans l'unité désignable de l'ouest du sud de Terre-Neuve (UD-04B) proposée pour le saumon de l'Atlantique sauvage (voir la figure 9 dans Lehnert *et al.* 2023); les truites arc-en-ciel fugitives se disperseraient donc probablement dans les rivières de cette UD. De plus, les cours d'eau situés dans l'UD voisine de l'est du sud de Terre-Neuve (UD-04A; Lehnert *et al.* 2023) sont également dans la fourchette supérieure prudente de la distance de dispersion. Ces deux UD étaient auparavant considérées comme une seule (sud de Terre-Neuve) et évaluées comme « menacées » (COSEPAC 2010). L'UD de l'ouest du sud de Terre-Neuve comprend 52 rivières à saumon atlantique et les populations de saumons atlantiques de cette UD continuent d'afficher des tendances préoccupantes en matière d'abondance, l'abondance totale de l'UD étant estimée avoir diminué de 58 % sur les trois dernières générations (COSEPAC, en cours d'examen<sup>1</sup>). Dans cette UD, seule la rivière Conne est actuellement surveillée par le MPO (figure 11). Depuis 2001, les remontes totales de saumons atlantiques adultes ont chuté de 92 % dans la rivière Conne. L'aquaculture, les changements climatiques et la prédation ont été cités comme des menaces pour la population (Dempson *et al.* 2024). L'UD voisine de l'est du sud de Terre-Neuve compte 54 rivières à saumon atlantique; on a estimé que l'abondance totale dans l'UD a augmenté de 65 % sur les trois dernières générations. Quatre rivières de l'UD de l'est du sud de Terre-Neuve sont actuellement surveillées par le MPO, et l'une d'entre elles, la rivière Garnish, se trouve à une distance que les truites arc-en-ciel fugitives pourraient parcourir; cependant, aucune n'a été signalée à ce jour dans cette rivière. Les remontes totales de saumons atlantiques adultes dans la rivière Garnish sont surveillées depuis 2015; en 2022, elles étaient semblables à la moyenne de la génération précédente (c.-à-d. plus 3 %), ce qui laisse supposer que l'abondance de la population a peu changé ces dernières années (Kelly *et al.* 2024).

Lorsque des truites arc-en-ciel s'évadent, elles peuvent interagir avec les populations sauvages sur les plans génétique et écologique. Les interactions génétiques peuvent être directes (échange de matériel génétique et hybridation) ou indirectes (pression de la sélection modifiée;

---

<sup>1</sup> COSEWIC. En cours d'examen. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar* (Nunavik population, Labrador North population, Labrador Lake Melville population, Labrador South population, Northeast Newfoundland population, South Newfoundland East population, South Newfoundland West population, Southwest Newfoundland population, Northwest Newfoundland population, Quebec Eastern North Shore population, Quebec Western North Shore population, Anticosti Island population, Inner St. Lawrence population, Gaspé Peninsula population, Southern Gulf of St. Lawrence and Cape Breton population, Nova Scotia Southern Upland East population, Nova Scotia Southern Upland West population, Inner Bay of Fundy population, Outer Bay of Fundy population) in Canada. Ottawa.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Lacroix et Fleming 1998). Bien que des études en laboratoire aient produit des hybrides adultes de saumon atlantique et de truite arc-en-ciel, aucun hybride n'a survécu jusqu'à la maturation sexuelle (Devlin *et al.* 2022). De plus, les deux espèces ne frayent pas à la même période de l'année, la truite arc-en-ciel frayant au printemps et le saumon atlantique, à l'automne. Ainsi, ce type d'interaction génétique directe entre le saumon atlantique et la truite arc-en-ciel ne devrait pas se produire dans la nature. Les truites arc-en-ciel fugitives non stériles pourraient se reproduire avec des populations sauvages de truites arc-en-ciel s'il en existe près des sites proposés (Consuegra *et al.* 2011). À ce jour, cependant, aucune population établie de truites arc-en-ciel n'a été signalée sur la côte sud de Terre-Neuve. Les populations établies connues dérivées de l'empoisonnement se limitent aux parties nord et est de Terre-Neuve, y compris dans la presqu'île Avalon, la péninsule de Baie Verte et la région de Clarendville (Porter 2000; Mullins and Porter 2002); il ne devrait donc pas y avoir d'interaction avec des fugitifs.

Ainsi, pour le saumon atlantique sauvage, les types d'interactions les plus probables avec des truites arc-en-ciel fugitives seraient écologiques, comme la concurrence pour la nourriture, le transfert de maladies et d'agents pathogènes et la prédation. Des interactions écologiques peuvent se produire entre des truites arc-en-ciel fugitives et des saumons atlantiques sauvages, à tous les stades biologiques. La truite arc-en-ciel est considérée comme un « équivalent écologique » proche du saumon atlantique; en effet, les deux espèces sont agressives, ont un cycle biologique semblable et ont des préférences en matière d'habitat et d'alimentation semblables au stade juvénile (Gibson 1981, 1988; Hayes and Kocik 2014). Plusieurs études ont montré que la truite arc-en-ciel a des capacités concurrentielles plus fortes que le saumon atlantique (p. ex. Van Zwol *et al.* 2012; Houde *et al.* 2017), mais elles sont fondées sur les populations sauvages de truites arc-en-ciel et non sur les fugitives d'élevage.

Il a été démontré que les interactions écologiques modifient le paysage sélectif, provoquant des changements dans la fréquence des allèles liés à l'aptitude phénotypique qui peuvent entraîner une diminution de la taille des populations chez le saumon atlantique et, de ce fait, une réduction de la diversité génétique (Bradbury *et al.* 2020a). La réduction de la taille des populations et la perte de diversité génétique pourraient à leur tour accroître la susceptibilité à la dérive génétique et l'impact des événements stochastiques (Whitlock 2000), ce qui est préoccupant pour les populations sauvages de saumons atlantiques dans l'UD de l'ouest du sud de Terre-Neuve, qui continuent de décliner et qui sont déjà confrontées à un risque accru en raison des interactions avec les saumons atlantiques d'élevage fugitifs (MPO 2024c).

Le promoteur est tenu de se conformer au Code de Confinement de Terre-Neuve-et-Labrador (NLFAA 2022), qui vise à réduire les évasions de poissons d'élevage et à gérer efficacement les évasions si elles se produisent, notamment en utilisant des matériaux (p. ex. des filets anti-prédateurs) qui respectent les pratiques exemplaires et les normes reconnues de l'industrie, des nettoyeurs de filets montés sur des véhicules télécommandés avec surveillance accrue et des normes de certification par des tiers pour la conception et l'ingénierie des cages.

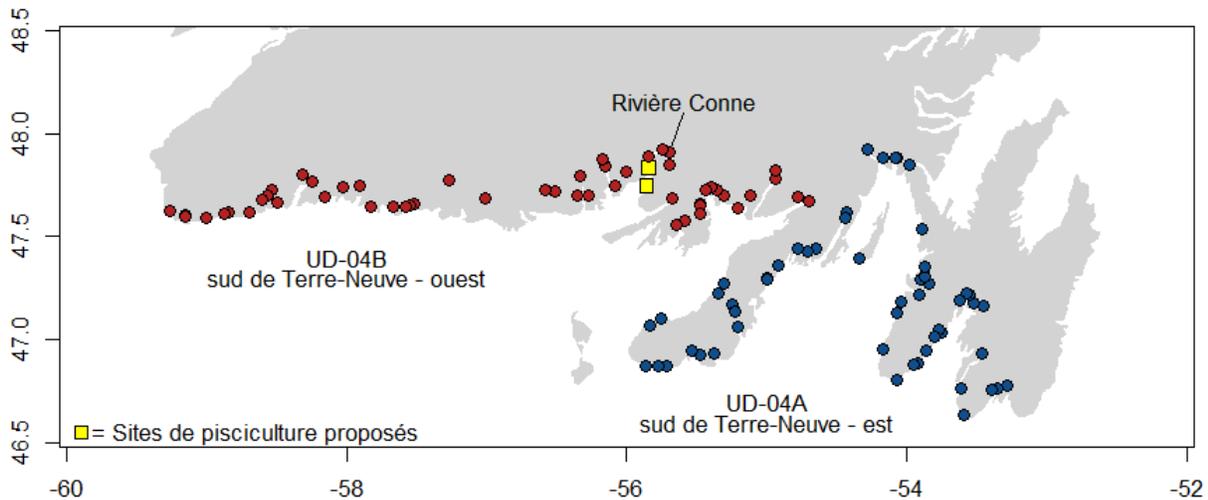


Figure 11 : Carte montrant toutes les rivières à saumon (points) situées dans les unités désignables (UD) proposées par le COSEPAC pour le saumon de l'Atlantique sauvage. Les points rouges indiquent l'UD de l'ouest du sud de Terre-Neuve et les points bleus, l'UD de l'est du sud de Terre-Neuve. Les deux sites d'aquaculture proposés sont indiqués par les carrés jaunes.

### Organismes nuisibles et agents pathogènes

Les regroupements de poissons à proximité des installations d'aquaculture peuvent également favoriser la propagation de maladies et de parasites aux stocks de poissons sauvages. L'aménagement de nouveaux sites de pisciculture pourrait accroître la propagation des maladies entre les sites en raccourcissant la distance/le temps de déplacement entre ceux-ci pour les poissons sauvages qui peuvent passer fréquemment d'un site à l'autre (p. ex. Uglem *et al.* 2009). L'emplacement des cages proposées dans des fjords étroits et parallèlement aux côtes, ainsi que la position de la colonne d'eau occupée par les poissons-fourrage pélagiques et leur abondance relative dans l'écosystème ajoutent à la probabilité qu'ils longent les cages de pisciculture ou interagissent avec les poissons qu'elles contiennent pendant leurs cycles de production.

Bouwmeester et ses collaborateurs (2021) ont récemment déterminé plusieurs moyens potentiels par lesquels les populations de poissons d'élevage pourraient influencer la dynamique des maladies des stocks de poissons sauvages. Plus précisément, les poissons d'élevage peuvent co-introduire des parasites dans l'environnement, infectant potentiellement des congénères ou d'autres espèces sauvages, ce qui peut mener à des maladies émergentes. Les poissons d'élevage peuvent aussi héberger des parasites provenant d'espèces hôtes sauvages, ce qui pourrait amplifier le nombre de parasites et accroître la fréquence des infections parasitaires chez les hôtes sauvages lorsque les infections parasitaires les réinfectent. Enfin, la présence de poissons d'élevage pourrait modifier la transmission des parasites entre les espèces hôtes sauvages, et par la suite, éventuellement, la dynamique des maladies des espèces sauvages. Collectivement, ces effets des populations de poissons d'élevage pourraient détériorer la santé des poissons dans un écosystème en augmentant les taux de maladies et de parasitisme selon la sensibilité et la prévalence de l'hôte.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Le pou du poisson est un petit copépode parasite d'origine naturelle qui peut poser un risque important pour la santé des espèces de salmonidés d'élevage et sauvages lorsqu'il est présent à certains seuils de densité des hôtes (Krkošek 2010). Des recherches approfondies menées depuis une dizaine d'années en Norvège, en Écosse et en Irlande ont démontré des répercussions démographiques importantes sur le saumon de l'Atlantique sauvage, associées à une amplification du pou du poisson par la salmoniculture (p. ex. Shephard et Gargan 2017; Thorstad *et al.* 2015; Dempster *et al.* 2021; Johnsen *et al.* 2021; Vollset *et al.* 2022). L'ampleur signalée du déclin de la population sauvage les années d'éclosions de pou du poisson dans les élevages de saumon se situe entre 12 % et 50 % (Shephard et Gargan 2017; Thorstad *et al.* 2015). De plus, le traitement prophylactique des saumoneaux en dévalaison contre le pou du poisson a amélioré leur survie de 50 fois (Bøhn *et al.* 2020).

L'espèce de poux du poisson la plus fréquemment étudiée et signalée comme étant préoccupante pour la salmoniculture, y compris à Terre-Neuve, est *Lepeophtheirus salmonis*. Cependant, les espèces du genre *Ergasilus* sont un autre groupe de copépodes parasites couramment appelés « vers des branchies », qui ont été décrits pour une vaste gamme d'espèces de poissons estuariens ou d'eau douce dans le monde entier (Paperna et Zwerner 1976a,b; Kabata 1981; Tuuha *et al.* 1992; Tidesley 2008; Eaves *et al.* 2014; Murray *et al.* 2016; Murray et Ang 2018). Une attention considérable a été portée à ce groupe en raison des dommages tissulaires importants qu'il cause en s'attachant aux filaments branchiaux de ses hôtes (Smit et Hadfield 2018). Les observations de ce parasite en association avec des poissons d'élevage sont de plus en plus fréquentes et ont été signalées à partir de réservoirs empoissonnés avec des truites dans le centre de l'Angleterre et au pays de Galles (Tildesley 2008).

Les observations récentes de la prévalence croissante d'*Ergasilus labracis* dans les élevages de truites de la baie d'Espoir ont soulevé certaines préoccupations pour l'industrie locale (comm. pers.; Melissa Burke, biologiste principale en production, Ocean Trout Canada Inc.). Eaves et ses collaborateurs (2014) et Murray et Ang (2018) ont signalé une prévalence accrue d'*E. labracis* dans les populations locales d'épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) dans la baie. Murray et Ang (2018) ont également montré un lien entre les conditions environnementales saisonnières (p. ex. salinité et température) et la présence du parasite dans certaines zones environnementales locales de la baie et les sites d'élevage de truites qui les chevauchent, donnant à penser que ces conditions favorisent une source d'amplification primaire naturelle (les épinoches) et une source d'élevage secondaire (les truites), créant un risque de répercussions importantes sur l'industrie. Les stratégies d'atténuation visant à lutter contre ce parasite dépendent principalement de la manipulation environnementale, en fonction des plages de tolérance étroites pour ce groupe (Paperna et Zwerner 1976a; Conroy et Conroy 1986; Barker et Cone 2000). Les espèces du genre *Ergasilus* devraient généralement réagir à des agents thérapeutiques d'aquaculture couramment utilisés et disponibles sur le marché, mais peu d'études ont signalé l'utilisation ou l'efficacité de ces produits contre ce parasite.

On manque de données à long terme sur l'abondance du pou du poisson dans le sud de Terre-Neuve. Toutefois, depuis janvier 2021, tous les sites et toutes les entreprises sont tenus de produire des rapports publics sur les moyennes mensuelles de poux du poisson par poisson pour les périodes où la température de l'eau dépasse 5 °C ([Aquaculture Policy Procedures Manual](#)). La déclaration de l'utilisation des médicaments et des pesticides est obligatoire depuis 2016. Ces déclarations sont ainsi les seuls renseignements actuellement disponibles pour déduire le potentiel d'infestation par le pou du poisson.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Bien que certains sites de cages aient déclaré une utilisation faible ou nulle de produits chimiques pour lutter contre le pou du poisson, les traitements contre le pou du poisson administrés à Terre-Neuve de 2016 à 2021 ont culminé en 2017 (Hamoutene *et al.* 2022) et décliné par la suite. En 2017, les traitements ont coïncidé avec des températures de la surface plus chaudes à l'automne, un apport d'eau douce plus élevé au printemps et des conditions de vent plus fortes (Hamoutene *et al.* 2022). Toutefois, les rapports sur les médicaments et les pesticides ne permettent pas de déterminer si le déclin observé entre 2017 et 2021 reflète une diminution de la production aquacole de salmonidés au cours de cette période, une utilisation accrue d'innovations (c.-à-d. de méthodes non chimiques) appliquant des méthodes de traitement biologiques et mécaniques (p. ex. utilisation de poissons-nettoyeurs, de « Thermolicers »), un changement dans la façon dont les chiffres sont déclarés (Hamoutene *et al.* 2022) ou une réduction naturelle du pou du poisson dans le milieu marin causée par des conditions environnementales défavorables. Quoi qu'il en soit, les traitements contre le pou du poisson semblent culminer en juillet, mais ils sont administrés de juin à décembre et les éclosions peuvent donc coïncider avec les périodes de dévalaison et de montaison du saumon sauvage dans des rivières locales. Dans son plan de lutte antiparasitaire intégrée, le promoteur décrit les mesures préventives et les interventions disponibles pour lutter contre les organismes nuisibles aux poissons à nageoires.

### **Empêtements**

L'établissement des nouveaux sites d'aquaculture pourrait entraîner une augmentation des empêtements d'espèces sauvages (p. ex. poissons sauvages, mammifères marins, tortues et requins) résultant de la mise en place des infrastructures. Un empêtement peut causer la noyade et des blessures directes provoquées par les filets et les cordages. Les blessures causées par un empêtement peuvent réduire les mouvements, nuire à la capacité d'alimentation, entraîner des blessures internes lorsque l'animal se débat, restreindre la circulation sanguine, couper des appendices, causer des infections et limiter le succès de la reproduction (Bath *et al.* 2023). Les interactions qui entraînent la mort de la mégafaune ont considérablement diminué au cours des deux dernières décennies grâce à l'amélioration des filets anti-prédateurs, à l'amélioration des systèmes d'ancrage et à l'élimination rapide des attractifs, comme les poissons morts (MPO 2023b). Des mesures d'atténuation des empêtements, comme le retrait des lignes inutiles et la vérification que toutes les lignes sont tendues, sont appliquées pour réduire ce risque. En général, les signalements d'empêtements de mammifères marins, de tortues de mer et de requins dans les engins de pisciculture marine au Canada atlantique demeurent faibles ou nuls pour ces espèces.

### **Cétacés**

À l'échelle mondiale, les données sur les empêtements associés aux infrastructures d'aquaculture marine sont relativement rares et fort peu souvent quantitatives. La protection des mammifères marins n'est pas obligatoire dans tous les pays et la déclaration des interactions avec les exploitations aquacoles n'est pas toujours requise (Bath *et al.* 2023), ce qui se traduit probablement par une sous-déclaration des animaux et des espèces empêtrés. Pour ce qui est des espèces présentes dans les eaux canadiennes, Bath et ses collaborateurs (2023) ont signalé des incidents globaux d'empêtements de cétacés dans des engins d'exploitations piscicoles marines concernant le rorqual à bosse, le rorqual boréal, le petit rorqual, le dauphin commun, le dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*) et le marsouin commun. Les données sur les empêtements de cétacés associés aux infrastructures aquacoles sont généralement non disponibles au Canada.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Peu de relevés scientifiques ont été effectués dans les zones côtières abritées de la côte sud de Terre-Neuve où se trouvent les sites de pisciculture, ce qui se traduit par un manque d'information sur la répartition des mammifères marins à proximité des concessions aquacoles proposées examinées ici. Pour ces évaluations, les connaissances écologiques locales et traditionnelles recueillies durant les consultations seraient utiles pour évaluer le potentiel d'empêchement. Les sites proposés chevauchent la répartition de plusieurs espèces de baleines (rorqual bleu, rorqual commun, rorqual boréal, petit rorqual, rorqual à bosse, baleine noire de l'Atlantique Nord, grand cachalot), de plusieurs espèces de dauphins et du marsouin commun. D'après des données d'observation opportuniste et systématique, ces espèces peuvent être présentes dans les eaux de Terre-Neuve toute l'année, avec des pics d'abondance saisonniers habituellement en été et en automne. À Terre-Neuve, aucun empêchement de cétacé dans des enclos en filet d'exploitations piscicoles n'a été signalé à ce jour. Cependant, en 2018, un rorqual à bosse s'est empêtré dans un filet maillant déployé pour capturer des saumons d'élevage fugitifs dans la baie Hermitage et a été libéré plus tard le même jour.

### **Phoques**

Des espèces de phoques comme le phoque commun et le phoque gris se trouvent régulièrement le long de la côte sud de Terre-Neuve et peuvent utiliser des échoueries dans les zones des concessions proposées, particulièrement près d'îles et de rochers. Le phoque commun est présent toute l'année, tandis que le phoque gris est un visiteur saisonnier qui arrive à la fin du printemps et qui part à la fin de l'automne. Comparativement aux cétacés et aux tortues de mer, les espèces de pinnipèdes peuvent courir un risque d'empêchement plus élevé parce qu'elles peuvent être attirées par les filets des cages contenant des proies potentielles (MPO 2022c). Comme pour les cétacés, il existe peu de données sur les empêchements de pinnipèdes associés aux infrastructures aquacoles au Canada. Les données publiées sur les décès de mammifères marins entre 2011 et 2023 indiquent 78 morts autorisées (retrait par élimination en raison d'un danger imminent pour les installations aquacoles ou la vie humaine) et 50 noyades accidentelles de phoques communs en Colombie-Britannique (MPO 2023b). Les noyades accidentelles ont été attribuées en grande partie à l'empêchement des animaux sous l'eau dans les filets des cages ou d'autres engins de l'exploitation (Bath *et al.* 2023). À Terre-Neuve, aucun empêchement de pinnipèdes dans des infrastructures de pisciculture n'a été signalé à ce jour.

### **Tortues**

Les tortues luth et caouanne fréquentent les eaux de Terre-Neuve pendant l'été et l'automne pour se nourrir, mais elles ne nichent pas au Canada. La tortue luth occupe les eaux côtières et extracôtières, la baie Placentia, proche, étant un habitat particulièrement important pour l'espèce (DFO 2012; Wells *et al.* 2019). La tortue caouanne est généralement présente au large, le long du rebord du plateau continental et au-delà, du banc Georges jusqu'au sud des Grands Bancs en été (MPO 2020b), et elle ne devrait pas se trouver dans les zones des concessions proposées. Les tortues luth et caouanne sont inscrites comme espèces en voie de disparition à l'annexe 1 de la LEP.

Bath et ses collaborateurs (2023) ont remarqué que l'on sait relativement peu de choses sur les effets des piscicultures marines en cages sur les tortues de mer après n'avoir trouvé aucun rapport publié d'interactions nuisibles, malgré une recherche documentaire exhaustive. L'extrapolation à partir des rapports sur les interactions avec des engins de pêche commerciale permet de penser que les tortues de mer sont vulnérables à l'empêchement dans les lignes verticales et horizontales, les lignes lâches représentant la plus grande menace lorsqu'elles

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

s'enroulent plusieurs fois autour des nageoires quand l'animal tente de se dégager (Hamelin *et al.* 2017; Bath *et al.* 2023).

Il y a trois incidents connus d'empêchement de tortues luths dans des infrastructures de conchyliculture dans la baie Notre-Dame, à Terre-Neuve (Bath *et al.* 2023). Une tortue a été retrouvée morte en 2009, enroulée dans les cordages d'une exploitation mytilicole. Les deux autres empêchements ont été causés par des cordages de collecte de naissain de moule, l'un ayant entraîné la mort en profondeur (en 2010), tandis que l'autre tortue a été retrouvée vivante (en 2013) à la surface et relâchée une fois sa tête et ses nageoires désempêtrées. À Terre-Neuve, aucun empêchement de tortues dans des enclos en filet de pisciculture n'a été signalé à ce jour. Compte tenu de certaines préoccupations entourant l'empêchement et les blessures et noyades subséquentes, les éléments de preuve à ce jour donnent à penser que le risque d'empêchement de tortues de mer est faible aux sites proposés.

**Grandes espèces pélagiques et requins**

Des recherches antérieures ont documenté l'attrait potentiel et l'empêchement possible de grands poissons pélagiques dans les cages marines, notamment pour les thons et les requins (Fernandez-Jover *et al.* 2007; Dempster *et al.* 2009; Hamoutene *et al.* 2018). Une présence accrue de grands requins blancs a été observée le long de la côte sud ces dernières années. En tant que prédateurs opportunistes, les grands requins blancs se nourrissent de diverses proies, notamment des mammifères marins et des poissons. Il n'est donc pas possible d'écarter le risque qu'ils s'empêchent dans les cages marines, compte tenu de leur comportement alimentaire et du chevauchement entre leur aire de répartition et les sites d'aquaculture proposés. Cependant, la présence de grands requins blancs dans les eaux côtières de Terre-Neuve est rare, et l'espèce occupe un vaste éventail d'habitats pélagiques (c.-à-d. à l'échelle du bassin océanique), ce qui laisse supposer que les activités d'aquaculture proposées auraient un effet négligeable au niveau de l'espèce ou des populations, ou sur leur habitat.

**AUTRES FACTEURS À CONSIDÉRER ET SOURCES D'INCERTITUDE**

**Données océanographiques et sorties du modèle**

Le promoteur a recueilli des données sur les courants océaniques aux deux sites proposés et à diverses profondeurs, conformément aux exigences réglementaires. Toutefois, ces mesures n'ont porté que sur une période de 33 à 45 jours, de juillet à août, et sur moins de 20 % de la profondeur d'eau sous les zones des concessions; une si courte période de collecte des données ne permet pas de saisir la variabilité saisonnière ou verticale dans les zones profondes. Des rapports antérieurs sur les courants dans la zone des sites proposés montrent une variabilité saisonnière, avec des courants océaniques plus forts observés à l'automne (Ratsimandresy *et al.* 2019; Donnet *et al.* 2022). Afin d'améliorer l'exactitude des prévisions de la dispersion et du dépôt des déchets, les Sciences du MPO recommandent de collecter les données sur les courants océaniques pendant la saison d'alimentation maximale prévue et pendant une période plus longue afin d'inclure les saisons où les courants sont plus rapides. Il faut comparer ces données aux mesures existantes dans la région pour vérifier que les prévisions sont effectuées avec les courants océaniques observés les plus forts. L'utilisation de la vitesse de courant la plus élevée garantira des prévisions prudentes de la distance de transport des déchets et du diamètre de la ZEP associée.

En ce qui concerne les conditions des courants mesurées aux emplacements proposés, le promoteur a fourni des données sur les courants océaniques qui n'ont pas été corrigées pour

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

tenir compte de l'inclinaison magnétique. Une telle correction est nécessaire pour avoir la direction du courant par rapport au nord vrai. Les Sciences du MPO pensent que la direction des courants indiquée dans les documents de référence et utilisée dans les sorties du modèle concernant les dépôts n'a pas été corrigée, ce qui entraîne une erreur dans les zones de dépôt déclarées.

Le modèle utilisé par le promoteur pour prédire la zone de dépôt des déchets était *Aquamodel*. Les données d'entrée du modèle ont utilisé une période de 29,5 jours extraite des mesures sur le terrain du promoteur (de juillet à août 2018 et de juillet à août 2019) pour exécuter le modèle afin de prévoir les dépôts pour une période allant de mai 2024 à décembre 2024; toutefois, le promoteur n'a pas décrit comment il a utilisé ces données sur les courants sur un mois pour créer une simulation sur sept mois. Le modèle a été exécuté en mode 2D, mais aucune explication n'a été fournie concernant les renseignements sur les courants utilisés à cette fin. La sortie du modèle pour le cap Mark montre des dépôts dans la direction principale des courants, mais la sortie pour le cap Collins donne des dépôts dans tout le chenal, ce qui laisse entendre que la direction principale des courants à cet emplacement est perpendiculaire au chenal. Ce résultat ne correspond pas à l'analyse de la direction des courants qui a été présentée. On ne sait pas si cette incohérence est due au fait que le modèle a été exécuté en mode 2D, à un problème de sélection des séries chronologiques sur les courants utilisées pour alimenter le modèle ou à une incertitude dans la sélection de la direction correcte des courants.

Pour calculer une ZEP, il faut accéder à des séries chronologiques de données sur les courants océaniques à diverses profondeurs, depuis près de la surface jusqu'à la profondeur maximale dans la zone d'une concession proposée. Des données limitées (dans ce cas, seule l'information sur la partie supérieure de la colonne d'eau était disponible) influenceront sans doute l'estimation de la ZEP, ainsi que les prévisions des dépôts à l'aide d'un modèle plus complexe.

Afin d'améliorer l'information océanographique physique recueillie/fournie par le promoteur et d'obtenir les données nécessaires pour exécuter un modèle de dépôt avec une confiance raisonnable, il faudrait envisager de réviser les orientations actuelles du RAA, notamment la collecte des profils de température et de salinité pendant la saison d'alimentation maximale prévue, les mesures de l'oxygène dissous dans la couche supérieure et la collecte des observations des courants océaniques aux sites proposés pendant la saison d'alimentation maximale prévue sur au moins trois mois.

### **Relevés benthiques**

La diversité, la répartition et l'écologie des communautés benthiques dans de nombreuses régions de la baie d'Espoir, et le long de la côte sud de Terre-Neuve en général, demeurent une lacune dans les connaissances. Les vidéos et les images des fonds marins fournies par les relevés de l'industrie sont souvent la première fois que les Sciences du MPO observent ces zones. Bien que la qualité des vidéos soit influencée par des facteurs tels que, sans s'y limiter, la vitesse du courant, le type de fond marin, la présence de neige marine et la turbidité, comme le promoteur le décrit dans ses rapports, la qualité sous-optimale de la caméra exerce aussi une influence. Dans ce cas-ci, on a observé que la caméra faisait des zooms avant et arrière pendant le déploiement, mais on n'en connaît pas bien la raison (certaines captures d'écran ont clairement des zones différentes de ce fait). Bien que le promoteur inclue une zone pour chaque quadrat (50 cm sur 50 cm), on ne sait pas s'il s'agit de la zone intérieure ou extérieure du quadrat.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

La faible qualité des vidéos remettra en question l'analyse comparative future des activités avant et après l'aquaculture. Une qualité vidéo maximale de « 4 » (définie comme « vidéo de haute qualité avec identification facile des animaux et des conditions du substrat ») a été indiquée dans 61 à 93 % des stations. Ce chiffre semble inexact, car dans bien des cas, il est très difficile d'identifier la faune. De plus, deux des captures d'écran fournies dans le rapport pour le cap Mark (CM-26 et CM-29) sont identiques, d'après les horodatages et les positions; c'est-à-dire que la capture d'écran CM-29 pourrait être manquante.

Dans de nombreux processus antérieurs d'examen scientifique par les pairs du MPO, la vidéo fournie par le promoteur provenait d'un véhicule sous-marin téléguidé (VTG), mais les données soumises pour ce processus d'évaluation ont été recueillies au moyen d'un système de caméra lestée. Le VTG a une vue vers l'avant, tandis que la caméra lestée avait une vue descendante sur le fond marin. De plus, l'altitude est différente puisque la caméra lestée se trouve beaucoup plus près du fond marin qu'un VTG. La différence d'angle de caméra et de distance par rapport au fond marin donne deux échelles spatiales différentes, ce qui signifie qu'il ne sera peut-être pas possible de comparer les analyses avant-après ou les comparaisons entre sites. Ce point devrait également être pris en compte lors de la révision des protocoles actuels pour la collecte d'images du fond marin dans le RAA.

Le promoteur a fourni les abondances de la faune benthique observée pendant les relevés du fond marin. Les abondances représentent le décompte d'organismes par station. Le promoteur indique qu'un « temps de plongée d'au moins une minute a été enregistré à l'emplacement d'échantillonnage accessible »; toutefois, il ne précise pas si la distance couverte était la même. Si les organismes étaient très abondants, le promoteur a classé les décomptes comme étant supérieurs à 20. En revanche, on ne sait pas si, à une station donnée, la mention « plus de 20 » signifie un nombre beaucoup plus grand. Il faut interpréter avec prudence les absences de taxons et les décomptes de l'abondance, étant donné que ces décomptes ne reflètent pas les décomptes relatifs (c.-à-d. par rapport à la zone du relevé) et que la distance entre la caméra et le fond marin peut différer légèrement d'une station à l'autre.

L'analyse de la vidéo entre les stations indique que des plans d'échantillonnage avec des stations discrètes (caméra lestée) peuvent masquer la présence d'organismes, et donc qu'il faut faire preuve de prudence pour évaluer les absences ou la faible abondance d'espèces déclarées dans ces relevés. L'information concernant la combinaison idéale de méthodes d'échantillonnage à une échelle spatiale donnée, pour un habitat donné ou pour une région donnée afin de détecter des profils de biodiversité aiderait à maximiser le nombre et l'éventail des spécimens recueillis, ainsi que la couverture spatiale de la collecte (Flannery et Przeslawski 2015).

On peut lire dans la section 14.0 du rapport de référence sur le cap Mark que dans la zone de la concession, les sédiments étaient principalement constitués de vase et de limon. Toutefois, 40 des 79 stations (soit 51 %) ont été caractérisées comme ayant un fond marin dur. L'annexe 9 du RAA prescrit l'échantillonnage des sédiments benthiques aux sites classés comme ayant un fond meuble (c.-à-d. plus de 50 % de sédiments meubles). Compte tenu des sites à fonds durs typiques dans la région de la côte sud de Terre-Neuve, il convient de noter que ce site contient une quantité importante de sédiments meubles. On peut en penser que l'échantillonnage des sédiments pourrait être bénéfique, surtout si l'on tient compte du fait que le relevé n'a couvert que 0,0032 % de la zone de la concession (sur la base d'un quadrat de 0,25 m<sup>2</sup> à 79 stations sur une zone de la concession d'environ 0,6 km<sup>2</sup>). L'exigence du RAA relative à l'échantillonnage benthique uniquement aux sites contenant surtout des sédiments meubles constitue une occasion manquée d'effectuer un échantillonnage de référence dans ce cas.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

Les exigences relatives aux relevés de référence en vertu de la norme de surveillance du Règlement manquent actuellement de précision dans un certain nombre de domaines qui ont une incidence sur la qualité des données disponibles pour l'analyse. Dans sa forme actuelle, aucune des spécifications relatives à la surveillance visuelle opérationnelle en vertu de la norme de surveillance du RAA ne porte sur la clarté de l'image, la résolution, le champ de vision et l'utilisation de caméras utilisées par un plongeur, remorquées ou télécommandées, car elles s'appliquent à la collecte des données des relevés de référence. La cohérence de ces exigences aurait pu améliorer les problèmes liés à la clarté de l'image, au champ de vision et au manque de résolution adéquate. Il faudrait en tenir compte lors de la révision des protocoles actuels pour la collecte d'images du fond marin dans le RAA.

### **Impacts de l'exposition sur les espèces sensibles**

La mesure dans laquelle les espèces de poissons sauvages et leurs habitats peuvent être exposés aux activités d'aquaculture proposées demeure incertaine. Il y a des lacunes dans les données concernant l'étendue complète de la présence des espèces (dans l'espace et le temps) et l'utilisation de l'habitat dans la région, et les données sont insuffisantes pour évaluer la probabilité du transport de déchets et d'agents chimiothérapeutiques dans certaines zones des ZEP. De plus, on ne connaît pas bien la sensibilité des stades biologiques et des habitats de certaines espèces aux effets potentiels des opérations aquacoles proposées (charge biologique, produits de traitement sanitaire des poissons, infrastructures des sites).

L'état des connaissances sur les effets des médicaments administrés par voie alimentaire et des pesticides sur les espèces sensibles non ciblées continue d'évoluer (mécanisme d'exposition, exposition aiguë ou chronique, utilisation de plusieurs produits chimiques, impacts sublétaux et létaux, etc.). Les données disponibles à ce jour sur la toxicité sont en grande partie tirées d'expériences en laboratoire, et le degré d'exposition et l'impact des conditions de traitement in situ (allant d'un scénario de traitement unique à des expositions cumulatives) sur les espèces sauvages sensibles sont incertains. L'absence d'études de toxicité propres à l'espèce pour des espèces importantes dans la région, comme le homard et le pétoncle géant, ajoute à l'incertitude des effets létaux et sublétaux sur divers stades biologiques, l'état, la santé et la reproduction. Ces incertitudes limitent la capacité de prévoir l'ampleur des impacts et des conséquences des opérations aquacoles proposées sur l'abondance et la répartition des espèces.

### **Interactions entre les truites d'élevage et les saumons de l'Atlantique sauvages**

La distance de dispersion des truites arc-en-ciel fugitives dans la région de Terre-Neuve demeure incertaine. D'après les études limitées menées à Terre-Neuve, la dispersion serait localisée (Bridger *et al.* 2001), avec la possibilité de déplacements sur de longues distances (Veinott et Porter 2013). Cependant, on ignore encore l'origine des fugitifs ou des occurrences (Chadwick et Bruce 1981) dans les zones situées à l'extérieur de la baie d'Espoir (p. ex. sur la côte ouest de Terre-Neuve) et il se peut que les poissons ne proviennent pas de Terre-Neuve. De plus, outre les rivières repères surveillées, on manque généralement d'information sur la taille et la répartition des populations de saumons de l'Atlantique sauvages. Pour faciliter l'évaluation du risque, il faut améliorer les estimations de la taille des populations de saumons de l'Atlantique sauvages, ainsi que de la présence, du nombre et de l'origine des truites arc-en-ciel fugitives dans les rivières à saumon de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO.

L'incertitude persiste en ce qui concerne les interactions génétiques ou écologiques indirectes et les répercussions de la prédation, de la compétition, des maladies ou des parasites découlant de la pisciculture sur le saumon de l'Atlantique sauvage. Les connaissances actuelles sur les interactions écologiques entre les truites arc-en-ciel d'élevage fugitives et les saumons de l'Atlantique sauvages ont été résumées dans des examens de sites d'aquaculture effectués par les Sciences du MPO (MPO 2021).

### **Effets cumulatifs**

Les effets cumulatifs ne sont pas pris en compte dans ce processus d'évaluation des sites, malgré la proximité des deux sites proposés l'un de l'autre (p. ex. chevauchement des ZEP pélagiques des deux sites) ou des autres sites de pisciculture dans la baie d'Espoir. Trois des sites actuellement empoisonnés (Arran Cove, Muddy Hole et Hardy Cove, qui appartiennent au promoteur) se trouvent dans la ZEP benthique des matières fécales pour le site proposé du cap Collins. Les quatre sites actuellement actifs sont dans la ZEP pélagique associée au traitement à l'azaméthiphos. Il faut tenir compte des effets cumulatifs des traitements par des pesticides par rapport au moment de leur utilisation aux sites afin d'atténuer les répercussions sur les espèces sensibles et leurs stades biologiques critiques.

### **Considérations relatives aux changements climatiques**

Les changements climatiques causés par les rejets anthropiques de gaz à effet de serre peuvent avoir des conséquences directes et indirectes sur les écosystèmes océaniques, comme le réchauffement des océans, l'altération de la chimie acide-base, l'élévation des niveaux de la mer, une stratification plus élevée entraînant un mélange limité des eaux euphotiques, des modifications de la circulation océanique et côtière, des apports en eau douce et la réduction de la concentration d'oxygène dissous dans la subsurface (Doney *et al.* 2012). Les changements des conditions climatiques océaniques (p. ex. réchauffement de l'océan ou dessalure des eaux de Terre-Neuve causée par la fonte accrue des glaces) peuvent avoir une incidence sur la productivité de l'écosystème et modifier la stratification de la colonne d'eau (Cyr *et al.* 2024), ce qui peut alors se répercuter sur le pou du poisson et les maladies, notamment nécessiter par la suite d'utiliser des pesticides et des médicaments. Les tempêtes, en particulier, devraient s'intensifier en Amérique du Nord, se produire plus fréquemment et leur gravité devrait augmenter (Hicke *et al.* 2022). La probabilité accrue d'effets et de gravité des tempêtes, l'augmentation projetée de la hauteur des vagues et l'élévation prévue des niveaux de la mer peuvent toutes avoir une incidence sur les infrastructures aquacoles et aggraver le risque d'évasion de poissons (Callaway *et al.* 2012).

## **CONCLUSION**

**Objectif 1 indiqué dans le cadre de référence :** *D'après les données disponibles pour les sites et l'information scientifique, quelles sont les zones d'exposition prévues découlant de l'utilisation de produits approuvés pour les traitements sanitaires des poissons en milieu marin, et quelles sont les conséquences potentielles pour les espèces sensibles?*

- La ZEP benthique associée à l'utilisation de produits de traitement sanitaire des poissons administrés par voie alimentaire se trouve dans un rayon de 1,5 km de l'emplacement des sites, soit généralement le double de la taille des zones des concessions proposées. Aucun chevauchement n'est prévu entre les ZEP benthiques liées aux déchets alimentaires des deux sites.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

- La ZEP benthique associée aux médicaments administrés par voie alimentaire et présents dans les matières fécales se trouve dans un rayon de 5 à 9 km (selon le site) de l'emplacement du site. Aucun chevauchement n'est prévu entre les ZEP benthiques.
- La ZEP pélagique associée à l'utilisation de traitements d'azaméthiphos sous forme de bain se trouve dans un rayon d'environ 4 à 7 km de l'emplacement du site.
- Il y a des chevauchements des ZEP pélagiques associées à l'utilisation de traitements d'azaméthiphos sous forme de bain et elles pourraient atteindre les rivages. Le produit pourrait toucher les zones peu profondes (moins de 20 m de profondeur) adjacentes à chaque site, si les courants océaniques poussent les panaches vers le rivage.

**Objectif 2 indiqué dans le cadre de référence :** *D'après les renseignements disponibles, quelles sont les zones d'importance écologique et biologique, les espèces inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril, les espèces halieutiques, les espèces d'importance écologique, et leurs habitats associés qui se trouvent dans la zone d'exposition benthique prévue et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir entre la distribution et l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quelles sont les conséquences potentielles des activités d'aquaculture proposées sur l'habitat et les espèces vulnérables?*

- Aucune espèce inscrite en vertu de la LEP ou espèce d'importance écologique n'a été déclarée à l'un ou l'autre des sites proposés. La ZIEB de la côte sud ou une autre ZIEB adjacente ne chevauchent aucune partie des ZEP benthiques ou pélagiques ou des zones des concessions pour l'un ou l'autre des sites.
- Les taxons benthiques sédentaires ou sessiles devraient être vulnérables aux déchets provenant de l'aquaculture, puisqu'ils ne peuvent pas se déplacer dans un autre environnement en cas de stress.
- Des éponges de la famille *Geodiidae* et le cérianthe boréal, deux indicateurs d'un écosystème marin vulnérable, ont été trouvés dans la zone de la concession proposée du cap Collins, mais leur identification taxinomique est incertaine.
- À l'heure actuelle, il existe peu ou pas de données sur les taux de rétablissement des espèces vulnérables recensées dans la région, ainsi que sur la connectivité avec les populations à l'intérieur et à l'extérieur de ces zones. Tous ces facteurs pourraient limiter leur rétablissement et leurs habitats.

**Objectif 3 indiqué dans le cadre de référence :** *Dans le but de soutenir l'analyse du risque d'empêchement avec l'infrastructure piscicole proposée, quelles sont les espèces aquatiques pélagiques en péril, inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril, présentes dans le secteur? Quand et pendant combien de temps sont-elles présentes?*

- La zone générale chevauche la répartition de plusieurs espèces de baleines, notamment des espèces inscrites en vertu de la LEP (rorqual bleu, baleine noire de l'Atlantique Nord et rorqual commun). La répartition saisonnière des mammifères marins est la plus élevée dans les eaux littorales de Terre-Neuve du printemps à l'automne. Bien que l'empêchement et la noyade subséquente soient d'importantes préoccupations pour les espèces de mammifères marins, comme les mysticètes, le risque d'empêchement est considéré comme faible aux sites proposés.
- Des espèces de pinnipèdes, comme le phoque commun et le phoque gris, courent le risque de s'empêtrer parce qu'elles peuvent être attirées dans les filets des cages par des proies

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

potentielles. Les phoques communs sont présents toute l'année sur la côte sud de Terre-Neuve, tandis que les phoques gris sont des visiteurs saisonniers qui arrivent à la fin du printemps et partent à la fin de l'automne. À Terre-Neuve, aucun empêchement de pinnipède dans des infrastructures de pisciculture n'a été signalé à ce jour.

- La tortue luth et de grandes espèces de poissons pélagiques (requins et thons) sont présentes dans la région, en particulier du printemps à l'automne. La présence croissante de grandes espèces pélagiques ces dernières années pose un risque d'empêchement pour les requins et les thons.
- Aucun empêchement d'espèce en péril inscrite n'a été signalé dans des engins de pisciculture dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO, mais les infrastructures aquacoles accroissent ce risque pour certaines espèces en péril inscrites.

**Objectif 4 indiqué dans le cadre de référence :** *Quelles populations de congénères sont présentes à l'intérieur d'une aire de répartition géographique où les poissons d'élevage échappés pourraient s'évader? Quelles sont les tendances concernant la taille et l'état de ces populations conspécifiques dans la zone d'exposition d'échappement pour les sites proposés? Est-ce que certaines de ces populations sont inscrites à l'annexe 1 de la Loi sur les espèces en péril? Quels sont les effets potentiels et/ou les risques pour les populations sauvages provenant des interactions génétiques directes liées aux poissons d'élevage échappés des activités d'aquaculture proposées?*

- Il n'y a pas de population établie de truites arc-en-ciel sur la côte sud de Terre-Neuve.
- Il n'y a aucune preuve d'interactions génétiques directes entre la truite arc-en-ciel et le saumon de l'Atlantique.
- Les interactions écologiques entre la truite arc-en-ciel introduite et le saumon de l'Atlantique sauvage peuvent entraîner des effets génétiques indirects, qui pourraient limiter la taille des populations de saumons de l'Atlantique, réduisant du même coup leur diversité génétique et les rendant plus vulnérables aux changements futurs.
- Les truites arc-en-ciel fugitives devraient surtout se disperser dans les rivières fréquentées par l'UD proposée de l'ouest du sud de Terre-Neuve et dans une partie des rivières fréquentées par l'UD de l'est du sud de Terre-Neuve.
- L'expansion de la pisciculture dans la baie d'Espoir posera des risques accrus pour le saumon de l'Atlantique sauvage, ce qui est particulièrement préoccupant pour les populations de l'UD de l'ouest du sud de Terre-Neuve, qui continuent de décliner et qui sont déjà confrontées à un risque plus grand en raison des interactions avec les saumons de l'Atlantique fugitifs.

### **LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION**

<b>Nom</b>	<b>Affiliation</b>
Ben Davis	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences (coprésident)
Brittany Beauchamp	MPO, région de la capitale nationale — Sciences (coprésidente)
Gregor Reid	Centre for Applied Marine Research (examineur)
Brent Law	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences (examineur interne)

**Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Espoir, à Terre-Neuve**

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

<b>Nom</b>	<b>Affiliation</b>
Kristian Curran	MPO, région de la capitale nationale — Sciences
Hilary Rockwood	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
James Meade	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Dounia Hamoutene	MPO, région des Maritimes — Sciences
Kristin Loughlin	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Andry Ratsimandresy	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Zhaoshi Lu	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Sarah Lehnert	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Elizabeth Coughlan	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Aaron Adamack	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Lee Sheppard	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Luiz Mello	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Vonda Hayes	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Barbara Neves	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Harry Murray	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Rachelle Dove	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Kimberly Marshall	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Sciences
Emily Ryall	MPO, région de la capitale nationale — Sciences
Chris Hendry	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Gestion des écosystèmes
Terry Bungay	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Gestion des écosystèmes
Jennifer Janes	MPO, région de Terre-Neuve-et-Labrador — Gestion des écosystèmes
Stephanie Synard-McInnis	Ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador
Sheldon George	Nova Farms Incorporated
Melissa Burke	Nova Farms Incorporated
Jon Carr	Fédération du saumon atlantique

## SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Anderson, M.R., Tlusty, M.F., and Pepper, V.A., 2005. Organic enrichment at cold water aquaculture sites: the case of coastal Newfoundland. *In: Handbook of Environmental Chemistry: Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*, Pp.99–103. Ed. By B. Hargrave. Springer, New York. 467 pp.

Bannister, R.J., Johnsen, I.A., Hansen, P.K., Kutti, T., and Asplin, L. 2016. [Near- and far-field dispersal modelling of organic waste from Atlantic Salmon aquaculture in fjord systems](#). *ICES J. Mar. Sci.* 73: 2408–2419.

Baquero, F., Martínez, J.L., and Cantón, R. 2008. [Antibiotics and antibiotic resistance in water environments](#). *Curr Opin Biotechnol.* 19(3): 260–265.

- Barker, D.E., and Cone, D.K. 2000. [Occurrence of \*Ergasilus celestis\* \(Copepoda\) and \*Pseudodactylogyrus anguillae\* \(Monogenea\) among wild eels \(\*Anquilla rostrata\*\) in relation to stream flow, pH and temperature and recommendations for controlling their transmission among captive eels](#). *Aquaculture*.187: 261–274.
- Bath, G.E., Price, C.A., Riley, K.L., and Morris Jr., J.A. 2023. [A global review of protected species interactions with marine aquaculture](#). *Rev. Aquacult.* 15(4): 1686–1719.
- Beattie, M. et Bridger, C.J. 2023. [Examen des procédures de prescription et d'administration des médicaments et des pesticides au Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/065. iv + 18 p.
- Benskin, J.P., Ikonomou, M.G., Surridge, B.D., Dubetz, C., and Klaassen, E. 2016. [Biodegradation potential of aquaculture chemotherapeutants in marine sediments](#). *Aquacult. Res.* 47:482–497.
- Blanchfield, P.J., Tate, L.S., and Podemski, C.L. 2009. [Survival and behaviour of Rainbow Trout \(\*Oncorhynchus mykiss\*\) released from an experimental aquaculture operation](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66(11): 1976–1988.
- Bloodworth, J.W., Baptie, M.C., Preedy, K.F., and Best, J. 2019. [Negative effects of the sea lice therapeutant emamectin benzoate at low concentrations on benthic communities around Scottish fish farms](#). *Sci. Total Environ.* 669: 91–102.
- Bøhn, T.K., Gjelland, K.Ø., Serra-Llinares, R.M., Finstad, B., Primicerio, R., Nilsen, R., Karlsen, Ø., Sandvik, A.D., Skilbrei, O.T., Elvik, K.M.S., Skaala, Ø., and Bjørn, P.A. 2020. [Timing is everything: survival of Atlantic Salmon \*Salmo salar\* post smolts during events of high salmon lice densities](#). *J. Appl. Ecol.* 57(6): 1149–1160.
- Bourne, C., Squires, B., O'Keefe, B., et Schofield, M. 2023. [Évaluation des complexes de stocks de hareng de l'Atlantique \(\*Clupea harengus\*\) de la côte Est et de la côte Sud de Terre-Neuve jusqu'en 2018](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/013. iv + 45 p.
- Bouwmeester, M.M., Goedknecht, M.A., Poulin, R., and Thieltges, D.W. 2021. [Collateral diseases: Aquaculture impacts on wildlife infections](#). *J. Appl. Ecol.* 58(3): 453–464.
- 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](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 12: 429–445.
- Bradbury, I.R., Duffy, S., Lehnert, S.J., Jóhannsson, R., Fridriksson, J.H., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, E., 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](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 12: 45–59.
- Breitburg, D., Levin, L.A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F.P., Conley, D.J., Garçon, V., Gilbert, D., Gutiérrez, D., Isensee, K., Jacinto, G.S., Limburg, K.E., Montes, I., Naqvi, S.W.A., Pitcher, G.C., Rabalais, N.N., Roman, M.R., Rose, K.A., Seibel, B.A., Telszewski, M., Yasuhara, M., and Zhang, J. 2018. [Declining oxygen in the global ocean and coastal waters](#). *Science.* 359(6371): 11 pp.
- Bridger, C.J., Booth, R.K., McKinley, R.S., and Scruton, D.A. 2001. [Site fidelity and dispersal patterns of domestic triploid steelhead trout \(\*Oncorhynchus mykiss\* Walbaum\) released to the wild](#). *ICES J. Mar. Sci.* 58: 510–516.

- Burridge, 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.
- Burridge, 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.
- Burridge, 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 \(\*Homarus americanus\*\)](#). Ecotoxicol. Environ. Saf. 69: 411–415.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J., and Bostick, K. 2010. [Chemical use in salmon aquaculture: a review of current practices and possible environmental effects](#). Aquaculture. 306: 7–23.
- Burridge, L.E., Lyons, M.C., Wong, D.K.H., MacKeigan, K., and VanGeest, J.L. 2014. [The acute lethality of three anti-sea lice formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interox® Paramove™50 to lobster and shrimp](#). Aquaculture. 420: 180–186.
- Callaway, R., Shinn, A.P., Grenfell, S.E., Bron, J.E., Burnell, G., Cook, E.J., Crumlish, M., Culloty, S., Davidson, K., Ellis, R.P., Flynn, K.J., Fox, C., Green, D.M., Hays, G.C., Hughes, A.D., Johnston, E., Lowe, C.D., Lupatsch, I., Malham, S., Mendzil, A.F., Nickell, T., Pickerell, T., Rowley, A.F., Stanley, M.S., Tocher, D.R., Turnbull, J.F., Webb, G., Wootton, E., and Shields, R.J. 2012. [Review of climate change impacts on marine aquaculture in the UK and Ireland](#). Aquat Conserv. 22(3): 389–421.
- Callier, M.D., Byron, C.J., Bengtson, D.A., Cranford, P.J., Cross, S.F., Focken, U., Jansen, H.M., Kamermans, P., Kiessling, A., Landry, T., O'Beirn, F., Petersson, E., Rheault, R.B., Strand, Ø., Sundell, K., Svåsand, T., Wikfors, G.H., and McKindsey, C.W. 2018. [Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review](#). Rev. Aquacult. 10: 924–949.
- Chadwick, E.M.P. and Bruce, W.J. 1981. Range extension of steelhead trout (*Salmo gairdneri*) in Newfoundland. Nat Can. 108: 301–303.
- Chamberlain, J. and Stucchi, D. 2007. [Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture](#). Aquaculture. 272: 296–311.
- 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](#). Aquacult. Res. 30: 395–398.
- Chen, Y.S., Beveridge, M.C.M., Telfer, T.C., and Roy, W.J. 2003. [Nutrient Leaching and Settling Rate Characteristics of the Faeces of Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\* L.\) and the Implications for Modelling of Solid Waste Dispersion](#). J. Appl. Ichthyol. 19: 114–117.
- Conroy, G. and Conroy, D.A. 1986. The salinity tolerance of *Ergasilus lizae* from silver mullet (*Mugil curema* Val., 1836). Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol. 6: 108–109.
- Consuegra, S., Phillips, N., Gajardo, G., and de Leaniz, C.G. 2011. [Winning the invasion roulette: Escapes from fish farms increase admixture and facilitate establishment of non-native rainbow trout](#). Evol. Appl. 4(5): 660–671.

- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2010. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar* (Nunavik population, Labrador population, Northeast Newfoundland population, South Newfoundland population, Southwest Newfoundland population, Northwest Newfoundland population, Quebec Eastern North Shore population, Quebec Western North Shore population, Anticosti Island population, Inner St. Lawrence population, Lake Ontario population, Gaspé-Southern Gulf of St. Lawrence population, Eastern Cape Breton population, Nova Scotia Southern Upland population, Inner Bay of Fundy population, Outer Bay of Fundy population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xlviii + 136 p.
- COSEWIC. 2017. [COSEWIC assessment and status report on the lumpfish, \*Cyclopterus lumpus\* in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 78 p.
- 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.
- Cushman-Roisin, B. and Beckers, J.M. 2011. Introduction to Geophysical Fluid Dynamics: Physical and Numerical Aspects. Academic Press. 828 pp.
- Cyr, F., Lewis, K., Bélanger, D., Regular, P., Clay, S., and Devred, E. 2024. [Physical controls and ecological implications of the timing of the spring phytoplankton bloom on the Newfoundland and Labrador shelf](#). *Limnol. Oceanogr. Lett.* 9(3): 191–198.
- Daoud, D., McCarthy, A., Dubetz, C., and Barker, D. 2018. [The effects of emamectin benzoate or ivermectin spiked sediment on juvenile American Lobsters \(\*Homarus americanus\*\)](#). *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 163: 636–645.
- Dempson, J.B., Furey, G., and Bloom, M. 2000. [Status of Atlantic salmon in Conne River, SFA 11, Newfoundland, 1999](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/032. 45 p.
- Dempson, J.B., Van Leeuwen, T.E., Bradbury, I.R., Lehnert, S.J., Côté, D., Cyr, F., Pretty, C., and Kelly, N.I. 2024. [A review of factors potentially contributing to the long-term decline of Atlantic Salmon in the Conne River, Newfoundland, Canada](#). *Rev. Fish. Sci. Aquacult.* 32(3): 479–504.
- Dempster, T., Uglem, I., Sánchez-Jerez, P., Fernández-Jover, D., Bayle-Sempere, J.J., Nilsen, R., and Bjørn, P.A. 2009. [Coastal salmon farms attract large and persistent aggregations of wild fish: an ecosystem effect](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 385: 1–14.
- Dempster, T., Arechavala-Lopez, P., Barrett, L.T., Fleming, I.A., Sanchez-Jerez, P., and Uglem, I. 2018. [Recapturing escaped fish from marine aquaculture is largely unsuccessful: alternatives to reduce the number of escapees in the wild](#). *Rev. Aquacult.* 10(1): 153–167.
- Dempster, T., Overton, K., Bui, S., Stien, L.H., Oppedal, F., Karlsen, Ø., Coates, A., Phillips, B.L., and Barrett, L.T. 2021. [Farmed salmonids drive the abundance, ecology and evolution of parasitic salmon lice in Norway](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 13: 237–248.
- Devlin, R.H., Biagi, C.A., Sakhrani, D., Fujimoto, T., Leggatt, R.A., Smith, J.L., and Yesaki, T.Y. 2022. [An assessment of hybridization potential between Atlantic and Pacific salmon](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 79: 670–676.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

- Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.M., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N.N., Sydeman, W.J., and Talley, L.D. 2012. [Climate Change Impacts on Marine Ecosystems](#). *Annu. Rev. Mar. Sci.* 4: 11–37.
- Donnet, S., Ratsimandresy, A.W., Goulet, P., Doody, C., Burke, S., and Cross, S. 2018a. [Coast of Bays Metrics: Geography, Hydrology and Physical Oceanography of an Aquaculture Area of the South Coast of Newfoundland](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/076. x + 109 p.
- Donnet, S., Cross, S., Goulet, P., and Ratsimandresy, A.W. 2018b. [Coast of Bays seawater vertical and horizontal structure \(2009-13\): Hydrographic structure, spatial variability and seasonality based on the Program for Aquaculture Regulatory Research \(PARR\) 2009-13 oceanographic surveys](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/077. viii + 255 p.
- Donnet, S., Lazure, P., Ratsimandresy, A., and Han, G. 2022. [The physical oceanography of Fortune Bay, an overview](#). *Reg. Stud. Mar. Sci.* 56: 102698.
- [Spatial response of hard-and mixed-bottom benthic epifauna to organic enrichment from salmon aquaculture in northern Norway](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 13: 455–
- Eaves, A.A., Ang, K.P., and Murray, H.M. 2014. [Occurrence of the parasitic copepod \*Ergasilus labracison\* Three-spine sticklebacks from the south coast of Newfoundland](#). *J. Aquat. Anim. Health.* 26: 233–242.
- Ernst, W., Doe, K., Cook, A., Burrige, L., Lalonde, B., Jackman, P., Aubé, J.G., and Page, F. 2014. [Dispersion and toxicity to non-target crustaceans of azamethiphos and deltamethrin after sea lice treatments on farmed salmon, \*Salmo salar\*](#). *Aquaculture.* 424–425: 104–112.
- Fennel, K. and Testa, J.M. 2019. [Biogeochemical controls on coastal hypoxia](#). *Annu. Rev. Mar. Science.* 11: 105–130.
- Fernandez-Jover, D., Jimenez, J. A. L., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Casalduero, F. G., Lopez, F. J. M., and Dempster, T. 2007. [Changes in body condition and fatty acid composition of wild Mediterranean horse mackerel \(\*Trachurus mediterraneus\*, Steindachner, 1868\) associated to sea cage fish farms](#). *Mar. Environ. Res.* 63(1): 1–18.
- Findlay, R.H. and Watling, L. 1994. Toward a process level model to predict the effects of salmon net-pen aquaculture on the benthos, p. 47–78. *In: Hargrave, B.T. [ed.]. 1994. Modeling Benthic Impacts of Organic Enrichment from Marine Aquaculture. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1949: xi + 125 p.
- Flannery, E. and R. Przeslawski. 2015. [Comparison of sampling methods to assess benthic marine biodiversity: Are spatial and ecological relationships consistent among sampling gear?](#) *Record* 2015/07. Geoscience Australia, Canberra. 65 p.
- 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.
- Gibson, R.J. 1981. Behavioural interactions between coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*), Atlantic salmon (*Salmo salar*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*), and steelhead trout (*Salmo gairdneri*), at the juvenile fluvial stages. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1029: 124 p.
- Gibson, R.J. 1988. Mechanisms regulating species composition, population structure, and production of stream salmonids; A review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35: 469–495.

- Gill, A.E. 1982. Atmosphere-ocean dynamics. Academic press. 681 pp.
- Goodbrand, L., Abrahams, M.V., and Rose, G.A. 2013. [Sea cage aquaculture affects distribution of wild fish at large spatial scales](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(9): 1289–1295.
- Government du Canada. 2023. [Zones d'importance écologique et biologique](#).
- Grant, J., Simone, M., and Daggett, T. 2019. [Long-term studies of lobster abundance at a salmon aquaculture site, eastern Canada](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76(7): 1096–1102.
- Hamelin, K.M., James, M.C., Ledwell, W., Huntington, J., and Martin, K. 2017. [Incidental capture of leatherback sea turtles in fixed fishing gear off Atlantic Canada](#). Aquat. Conserv. 27: 631–642.
- Hamoutene, D., 2014. [Sediment sulfides and redox potential associated with spatial coverage of \*Beggiatoa\* spp. at finfish aquaculture sites in Newfoundland, Canada](#). ICES J. Mar. Sci. 71(5): 1153–1157.
- Hamoutene, D., Mabrouk, G., Sheppard, L., MacSween, C., Coughlan, E., Grant, C. 2013. Validating the use of *Beggiatoa* sp. and opportunistic polychaete worm complex (OPC) as indicators of benthic habitat condition at finfish aquaculture sites in Newfoundland. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3028: v + 19 p.
- Hamoutene, D., Salvo, F., Bungay, T., Mabrouk, G., Couturier, C., Ratsimandresy, A., and Dufour, S.C., 2015. [Assessment of Finfish Aquaculture Effect on Newfoundland Epibenthic Communities through Video Monitoring](#). N. Am. J. Aquacult. 77(2): 117–127.
- Hamoutene, D., Cote, D., Marshall, K., Donnet, S., Cross, S., Hamilton, L. C., McDonald, S., Clarke, K. D., and Pennell, C. 2018. [Spatial and temporal distribution of farmed Atlantic salmon after experimental release from sea cage sites in Newfoundland \(Canada\)](#). Aquaculture. 492: 147–156.
- Hamoutene, D., Oldford, V., and Donnet, S. 2022. [Drug and pesticide usage for sea lice treatment in salmon aquaculture sites in a Canadian province from 2016 to 2019](#). Sci. Rep. 12(4475): 15 pp.
- Hamoutene, D., Kingsbury, M., Davies, J., Le, A., Blais, D.R., and Gagnon, M. 2023a. [The persistence of emamectin benzoate in marine sediments with different organic matter regimes, temperature conditions, and antibiotic presence](#). Mar. Pol. Bull. 197: 115714.
- Hamoutene, D., Martinson, S., Kingsbury, M., and McTavish, K. 2023b. [Species sensitivity distributions for two widely used anti-sea lice chemotherapeutants in the salmon aquaculture industry](#). Sci Total Environ. 857(Part 2): 159574.
- Hamoutene, D., Ryall, E., Porter, E., Page, F.H., Wickens, K., Wong, D., Martell, L., Burrige, L., Villeneuve, J., et Miller, C. 2023c. [Discussion sur les normes de qualité environnementale \(NQE\) et leur élaboration pour la surveillance des effets de l'utilisation de pesticides et de médicaments sur les sites d'aquaculture marine](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/066. vii + 129 p.
- Hayes, S.A. and Kocik, J.F. 2014. [Comparative estuarine and marine migration ecology of Atlantic salmon and steelhead: blue highways and open plains](#). Rev. Fish Biol. Fish. 24: 757–780.

- Hicke, J.A., Lucatello, S., Mortsch, L.D., Dawson, J., Domínguez Aguilar, M., Enquist, C.A.F., Gilmore, E.A., Gutzler, D.S., Harper, S., Holsman, K., Jewett, E.B., Kohler, T.A., and Miller, K.A. 2022. North America. *In*: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Houde, A.L.S., Wilson, C.C., and Neff, B.D. 2017. [Performance of four salmonids species in competition with Atlantic salmon](#). *J. Great Lakes Res.* 43(1): 211–215.
- Inspection Canada. 2024. Therapeutant use in aquaculture - Questions and answers.
- Jacova, R. and Kennedy, C. 2022. [Avermectin toxicity to benthic invertebrates is modified by sediment organic carbon and chemical residence time](#). *Environ. Toxicol. Chem.* 41(8): 1918–1936.
- Johnsen, I.A., Harvey, A., Sævik, P.N., Sandvik, A.D., Ugedal, O., Ådlandsvik, B., Wennevik, V., Glover, K.A., and Karlsen, Ø. 2021. [Salmon lice-induced mortality of Atlantic Salmon during post-smolt migration in Norway](#). *ICES J. Mar. Sci.* 78(1):142–154.
- Jonah, J., Hamoutene, D., Kingsbury, M., Johnson, L., and Fenton, A.J. 2024. [A data compilation of antibiotic treatments in Canadian finfish aquaculture from 2016 to 2021 and the cumulative usage of antibiotics and antiparasitic drugs at marine sites](#). *Environ. Rev.* 32(3): 334–349.
- Jonsson, N., Jonsson, B., Hansen, L.P., and Aass, P. 1993. [Coastal movement and growth of domesticated rainbow trout \(\*Oncorhynchus mykiss\* \(Walbaum\)\) in Norway](#). *Ecol. Freshw. Fish.* 2(4): 152–159.
- Kabata, Z. 1981. [Copepoda \(Crustacea\) Parasitic on Fishes: Problems and Perspectives](#). *Adv. Parasitol.* 19: 1–71.
- Keenan, S.F., Benfield, M.C., and Blackburn, J.K. 2007. [Importance of the artificial light field around offshore petroleum platforms for the associated fish community](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 331: 219–231.
- Kelly, N.I., Fitzsimmons, M.G., Poole, R., Dempson, J.B., Van Leeuwen, T., Loughlin, K., Lehnert, S., Robertson, M.J., et Bradbury, I. 2024. [État des stocks de saumon atlantique \(\*Salmo salar\* L.\) de la région de Terre-Neuve-et-Labrador \(zones de pêche du saumon 1 à 14B\) en 2022](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2024/075. iv + 58 p.
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffrey, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. [Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic Salmon on wild salmon populations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(4): 506–512.
- Kingsbury, M.V., Hamoutene, D., Kraska, P., Lacoursière-Roussel, A., Page, F., Coyle, T., Sutherland, T., Gibb, O., Mckindsey, C.W., Hartog, F., Neil, S., Chernoff, K., Wong, D., Law, B.A., Brager, L., Baillie, S.M., Black, M., Bungay, T., Gaspard, D., Hua, K., and Parsons, G.J. 2023. [Relationship between in feed drugs, antibiotics and organic enrichment in marine sediments at Canadian Atlantic Salmon aquaculture sites](#). *Mar. Pol. Bull.* 188: 114654.
- Krkošek, M. 2010. [Host density thresholds and disease control for fisheries and aquaculture](#). *Aquacult. Environ. Interact.* 1: 21–32.

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

- Lacroix, G.L. and Fleming, I.A. 1998. [Ecological and behavioural interactions between farmed and wild Atlantic Salmon: consequences for wild Salmon in the Maritimes region](#). Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/162. 25 p.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., and Brown, J.A. 2003a. [Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on age-0 juvenile cod \*Gadus\* spp.](#) Mar. Ecol. Prog. Ser. 251: 245–254.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., and Brown, J.A. 2003b. [Settlement and distribution of age-0 juvenile cod, \*Gadus morhua\* and \*G. ogac\*, following a large-scale habitat manipulation](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 262: 241–252.
- 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](#). Aquacult. Environ. Interact. 6: 29–42.
- Lawton, P. and Lavalli, K.L. 1995. [Postlarval, Juvenile, Adolescent, and Adult Ecology](#). In: Biology of the Lobster *Homarus americanus* (ed. J.R. Factor). Academic Press, San Diego, USA. 47–88.
- Lehnert, S.J., Bradbury, I.R., April, J., Wringe, B.F., Van Wyngaarden, M., et Bentzen, P. 2023. [Examen pré-COSEPAC du saumon atlantique \(\*Salmo salar\*\) anadrome Canada, partie 1 : Unités désignables](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/026. iv + 177 p.
- Lindberg, M., Rivinoja, P., Eriksson, L.O., and Alanärä, A. 2009. [Post-release and pre-spawning behaviour of simulated escaped adult rainbow trout \*Oncorhynchus mykiss\* in Lake Övre Fryken, Sweden](#). J. Fish. Biol. 74(3): 691–698.
- Lunzmann-Cooke, E.L., Gregory, R.S., Snelgrove, P.V., Cote, D., and Fuentes-Yaco, C. 2021. [Spatial, temporal, and environmental influences on Atlantic cod \(\*Gadus morhua\*\) offshore recruitment signals in Newfoundland](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 673: 151–164.
- Mello, L.G.S., Simpson, M.R. et Maddock Parsons, D. 2022. [Relevés de pêche sentinelle 1995-2021 — Taux de prises et données biologiques pour la morue franche \(\*Gadus morhua\*\) dans la sous-division 3Ps de l'OPANO](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/074. iv + 36 p.
- Mill, K., Sahota, C., Hayek, K., and Kennedy, C.J. 2021. [Effects of sea louse chemotherapeutants on early life stages of the spot prawn \(\*Pandalus platyceros\*\)](#). Aquacult. Res. 53: 109–124.
- Morris, M.R.J., Fraser, D.J., Heggelin, A.J., Whoriskey, F.G., Carr, J.W., O'Neil, S.F., and Hutchings, J.A. 2008. [Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\) in eastern North American rivers](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65(12): 2807–2826.
- MPO, 2006. Atelier national des Sciences –Élaboration de critères pour désigner les espèces d'importance biologique et écologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2006/028.
- 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. 2012. [Se servir des données de repérage par satellite pour délimiter l'habitat important de la tortue luth dans les eaux canadiennes de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/036.

**Examen scientifique de deux sites  
d'aquaculture de truite proposés dans  
la baie d'Espoir, à Terre-Neuve**

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

- MPO. 2020a. [Examen scientifique par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine au seuil Farmer, à Grand Manan \(Nouveau-Brunswick\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/051.
- MPO. 2020b. Programme de rétablissement de la tortue caouanne (*Caretta caretta*) au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. vii + 38 p.
- MPO. 2021. [Examen par la région des Maritimes du MPO de la modification proposée des limites de la pisciculture marine dans la baie Whycomagh des lacs Bras d'Or, en Nouvelle-Écosse](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/041.
- MPO. 2022a. [Évaluation du stock de saumon atlantique à Terre-Neuve-et-Labrador en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/031.
- MPO. 2022b. [Examen des évaluations de base de Marine Harvest Atlantic Canada Inc. pour les choix de sites aquacoles sur la côte sud de Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2022/002.
- MPO. 2022c. [Examen scientifique de la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO portant sur cinq projets d'installations piscicoles marines de Grieg Aquaculture dans la baie de Placentia, à Terre-Neuve](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/019.
- MPO. 2022d. [Examen scientifique par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO de trois installations d'aquaculture marine proposées par Marine Harvest Atlantic Canada dans la Baie des Chaleurs \(Terre-Neuve\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/044.
- MPO. 2022e. [Examen scientifique par la région des Maritimes de Pêches et Océans Canada des nouveaux sites proposés de pisciculture marine, baie Whycomagh, lacs Bras d'Or, Nouvelle-Écosse](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2022/022.
- MPO. 2023a. [Mise à jour de 2021 de l'état des stocks de saumon atlantique à Terre-Neuve-et-Labrador](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des sci. 2023/036.
- MPO. 2023b. [Décès de mammifères marins \(mégafaune\) dans des installations de mariculture de poissons de la Colombie-Britannique](#).
- MPO. 2023c. [Données nationales sur l'information publique en aquaculture](#).
- MPO. 2023d. [Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2022](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023. 2023/019.
- MPO. 2024a. [Compte rendu de l'examen régional par les pairs des évaluations de base des choix de sites aquacoles de Marine Harvest Atlantic Canada; du 28 au 31 mai 2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Compte rendu 2024/014.
- MPO. 2024b. [Évaluation du stock de morue franche \(\*Gadus morhua\*\) de la sous-division 3Ps de l'OPANO en 2023](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/016.
- MPO. 2024c. [Évaluation du risque posé à l'abondance et au caractère génétique des populations sauvages de saumon atlantique par l'interaction génétique directe avec les saumons atlantiques s'échappant des fermes d'élevage de la côte est](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/045.
- Mullins, C.C. and Porter, T.R. 2002. [Rainbow Trout \(\*Oncorhynchus mykiss\*\) investigations in Trout River, Newfoundland, 2001](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/032. 43 p.

- Murray, H.M., Hill, S.J., and Ang, K.P. 2016. [The external morphology of adult female \*Ergasilus labracis\* as shown using hexamethyldisilane treated, uncoated specimens for scanning electron microscopy](#). *Microsc. Res. Tech.* 79(7): 657–663.
- Murray, H.M. and Ang K.P. 2018. [The Effects of Local Environmental Conditions and the Emergence of Young of the Year on the Regional Distribution, Prevalence, and Intensity of \*Ergasilus labracis\* \(Copepoda\) Parasitic on Three-Spined Stickleback \(\*Gasterosteus aculeatus\*\) from the Bay d'Espoir/Hermitage Bay Region of Newfoundland, Canada](#). *Comp. Parasitol.* 85(1): 1–12.
- Mushtaq, M., Feely, W.F., Syintsakos, L.R., and Wislocki, P.G. 1996. [Immobility of Emamectin Benzoate in Soils](#). *J. Agricult. Food Chem.* 44(3): 940–944.
- Nabaes Jodar, D.N., Cussac, V.E., and Becker, L.A. 2020. [Into the wild: escaped farmed Rainbow Trout show a dispersal-associated diet shift towards natural prey](#). *Hydrobiologia.* 847(1): 105–120.
- NLFAA (Newfoundland and Labrador Department of Fisheries, Forestry and Agriculture). 2022. Code of Containment for the Culture of Salmonids in Newfoundland and Labrador. DOC-2022-04405: 37 pp.
- Page, F.H., Losier, R., Haigh, S., Bakker, J., Chang, B.D., McCurdy, P., Beattie, M., Haughn, K., Thorpe, B., Fife, J., Scouten, S., Greenberg, D., Ernst, W., Wong, D., and Bartlett, G. 2015. [Transport and dispersal of sea lice bath therapeutants from salmon farm net-pens and well-boats](#). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2015/064. xviii +148 p.
- Page, F., Haigh, S., et O'Flaherty-Sproul, M. 2023. [Zones d'exposition potentielle pour des sites de salmoniculture en mer proposés à Terre-Neuve : calculs de la portée du triage initial de premier ordre et comparaisons de la cohérence](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2023/071. iv + 84 p.
- Paperna, I. and Zwerner, D.E. 1976a. [Parasites and diseases of Striped Bass, \*Morone saxatilis\* \(Walbaum\), from the lower Chesapeake Bay](#). *J. Fish Biol.* 9(3): 267–287.
- Paperna, I. and Zwerner, D.E. 1976b. [Studies on \*Ergasilus labracis\* Krøyer \(Cyclopidea: Ergasilidae\) on Striped Bass, \*Morone saxatilis\*, from the lower Chesapeake Bay. I. Distribution, life cycle, and seasonal abundance](#). *Can. J. Zool.* 54(4): 449–462.
- Patterson, K. and Blanchfield, P.J. 2013. [\*Oncorhynchus mykiss\* escaped from commercial freshwater aquaculture pens in Lake Huron, Canada](#). *Aquacult. Environ. Interac.* 4(1): 53–65.
- PMRA (Pest Management Regulatory Agency). 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.

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

---

- Pond, S. and Pickard, G.L. 1983. *Introductory Dynamical Oceanography*. Butterworth Heinemann.
- Porter, T.R. 2000. [Observations of Rainbow Trout \(\*Oncorhynchus mykiss\*\) in Newfoundland 1976 to 1999](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/043. 9 p.
- Ratsimandresy, A.W., Donnet, S., Snook, S., et P. Goulet. 2019. [Analyse de la variabilité des courants océaniques dans la région de Coast of Bays](#). Secr. can. de consult. sci. du. MPO, Doc. de rech. 2019/008. viii + 61 p.
- Richard, J.M. and Hay, A.E., 1984. The physical oceanography of Bay d'Espoir, Newfoundland. Memorial University of Newfoundland. Newfoundland Institute for Cold Ocean Science, St. John's, Newfoundland. 30 pp.
- Rikardsen, A.H. and Sandring, S. 2006. [Diet and size-selective feeding by escaped hatchery rainbow trout \*Oncorhynchus mykiss\* \(Walbaum\)](#). ICES J. Mar. Sci. 63(3): 460–465.
- Robichaud, D. and Rose, G.A. 2006. [Density-dependent distribution of demersal juvenile Atlantic cod \(\*Gadus morhua\*\) in Placentia Bay, Newfoundland](#). ICES J. Mar. Sci. 63(4): 766–774.
- Salcedo-Castro, J. and Ratsimandresy, A.W. 2013. [Oceanographic response to the passage of hurricanes in Belle Bay, Newfoundland](#). Estuar. Coast. Shelf Sci. 133: 224–234.
- Shen, Y., Greco, M., and Faltinsen, O.M. 2019. [Numerical study of a well boat operating at a fish farm in current](#). J. Fluids Struct. 84: 77–96.
- Shephard, S. and Gargan, P. 2017. [Quantifying the contribution of sea lice from aquaculture to declining annual returns in a wild Atlantic Salmon population](#). Aquacult. Environ. Interac. 9: 181–192.
- Simpson, M.R., Gauthier, J., Benoît, H.P., MacDonald, D., Hedges, K., Collins, R., Mello, L., and Miri, C. 2016. [A pre-COSEWIC assessment of the Common Lumpfish \(\*Cyclopterus lumpus\*, Linnaeus 1758\) in Canadian Atlantic and Arctic waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/068. v + 135 p.
- 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](#). Aquacult. Eng. 74: 30–37.
- Smit, N.J. and Hadfield, K.A. 2018. A Guide to the Parasites of African Freshwater Fishes. *In*: ABC Taxa (Eds. N. Smit, Z. Jayasundera, and M. Gelnar). 9 pp.
- Stickney, A.P. 1970. Factors influencing the attraction of Atlantic herring *Clupea harengus harengus*, to artificial lights. Fish. Bull. 68: 73–85.
- Strachan, F. and Kennedy, C.J. 2021. [The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture](#). Aquaculture. 544: 737079.
- Sutherland, T.F., Amos, C.F., Ridley, C., Droppo, I.G., and Peterson, S.A. 2006. [The settling behaviour and benthic transport of fish feed pellets under steady flows](#). Estuaries Coasts. 29: 810–819.
- TGD (Technical Guidance Document). Technical Guidance Document For Deriving Environmental Quality Standards. 2018. Guidance Document No. 27. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018. European Commission. 210 pp.

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

---

- Templeman, W. 1948. The life history of caplin (*Mallotus villosus* O. F. Müller) in Newfoundland Water. Bulletin of the Newfoundland Government Laboratory No. 17. 151 pp.
- Thomson, R. E. and Emery, W. J. 2014. Data Analysis Methods in Physical Oceanography (3<sup>rd</sup> ed.). Amsterdam: Elsevier.
- Thorstad, E., Todd, C.D., Uglem, I., Bjørn, P.A., Gargan, P., Vollset, K., Halttunen, E., Kalsa, S., Berg, M., and Finstad, B. 2015. [Effects of salmon lice \*Lepeophtheirus salmonis\* on wild sea trout \*Salmo trutta\* - a literature review](#). Aquacult. Environ. Interac. 7(2): 91–113.
- Tibbo, S.N. 1956. [Populations of Herring \(\*Clupea harengus\* L.\) in Newfoundland Waters](#). J. Fish. Res. Board Can. 13(4): 449–466.
- Tildesley, A.S. 2008. Investigations into *Ergasilus sieboldi* (Nordmann 1832) (Copepoda: Poecilostomatoida), in a large reservoir rainbow trout fishery in the UK. Thesis. University of Stirling UK.
- Tuuha, H., Valtonen, E.T., and Taskinen, J. 1992. [Ergasilid copepods as parasites of perch \*Perca fluviatilis\* and roach \*Rutilus rutilus\* in central Finland: seasonality, maturity and environmental influence](#). J. Zool. 228(3): 405–422.
- Uglem, I., Dempster, T., Bjørn, P.-A, Sanchez-Jerez, P., and Økland, F. 2009. [High connectivity of salmon farms revealed by aggregation, residence and repeated movements of wild fish among farms](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 384: 251–260.
- Uglem, I., Karlsen, Ø., Sanchez-Jerez, P., and Sæther, B-S. 2014. [Impacts of wild fishes attracted to open-cage salmonid farms in Norway](#). Aquacult. Environ. Inter. 6: 91–103.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D., and Wilson, C.C. 2012. [The effect of competition among three Salmonids on dominance and growth during the juvenile life stage](#). Ecol. Freshw. Fish 21(4): 533–540.
- Veinott, G. and Porter, R. 2013. [Discriminating Rainbow Trout Sources Using Freshwater and Marine Otolith Growth Chemistry](#). North Am. J. Aquacult. 75(1): 7–17.
- Vollset, K.W., Lennox, R.J., Skoglund, H., Karlsen, Ø., Normann, E.S., Wiers, T., Stöger, E., and Barlaup, B.T. 2022. [Direct evidence of increased natural mortality of a wild fish caused by parasite spillback from domestic conspecifics](#). Proc. Roy. Soc. B. Biol. Sci. 290: 20221752.
- Waddy, S.L., Burridge, L.E., Hamilton, M.N., Mercer, S.M., Aiken, D.E., and Haya, K. 2002. [Emamectin benzoate induces molting in American Lobster, \*Homarus americanus\*](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59(7): 1096–1099.
- Wahle, R.A., Brown, C., and Hovel, K. 2013. [The Geography and Body-Size Dependence of Top-Down Forcing in New England's Lobster-Groundfish Interaction](#). Bull. Mar. Sci. 89(1): 189-212.
- Ware, D.M. and Lambert, T.C. 1985. [Early Life History of Atlantic Mackerel \(\*Scomber scombrus\*\) in the Southern Gulf of St. Lawrence](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42(3): 577–592.
- Wells, N.J., Stenson, G.B., Pepin, P., and Koen-Alonso, M. 2017. [Identification and Descriptions of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Newfoundland and Labrador Shelves Bioregion](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/013. v + 87 p.

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

---

- Wells, N., K. Tucker, K. Allard, M. Warren, S. Olson, L. Gullage, C. Pretty, V. Sutton-Pande et K. Clarke. 2019. [Réévaluation de la zone de la baie Placentia et des Grands Bancs de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador pour déterminer et décrire les zones d'importance écologique et biologique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/049. ix + 168 p.
- Wells, N.J., Pretty, C., Warren, M., Novaczek, E., and Koen-Alonso, M. 2021. Average Relative Density of Fish Species and Functional Groups in the Newfoundland and Labrador Shelves Bioregion from 1981-2017. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci: viii + 76 p.
- Wheeland, L., Ings D., Rogers, B., Tulk F., et Rideout R. 2019. [Évaluation de la plie grise \(\*Glyptocephalus cynoglossus\*\) dans la sous-division 3Ps de l'OPANO à partir des données sur les prises et les relevés](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/064. vi + 35 p.
- Wheeler, J.P. and Winters, G.H. 1984. [Homing of Atlantic Herring \(\*Clupea harengus harengus\*\) in Newfoundland Waters as Indicated by Tagging Data](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41(1): 108–117.
- Whitlock, M.C., 2000. [Fixation of new alleles and the extinction of small populations: drift load, beneficial alleles, and sexual selection](#). Evolution. 54(6): 1855–1861.
- Wiber, M.G., Young, S., and Wilson, L. 2012. [Impact of Aquaculture on Commercial Fisheries: Fishermen's Local Ecological Knowledge](#). Human Ecol. 40: 29–40.

## ANNEXE A

### Ordre de grandeur de la dispersion des particules

Dans le cas des particules qui coulent, le temps ( $t_{desc}$ ) est le temps nécessaire pour qu'une particule atteigne le fond. Il est donné par l'équation

$$t_{desc} = \frac{H}{w_{part}}$$

où  $H$  est la profondeur maximale sous la concession et  $w_{part}$  est la vitesse de descente des particules, qui a été présumée être de 5,3 cm/s pour les particules alimentaires et de 0,3 cm/s pour les particules fécales. Pour les particules qui ne coulent pas, le temps est défini comme le temps de dilution nécessaire pour atteindre la NQE. L'ordre de grandeur du déplacement des particules en fonction du temps de sédimentation/dilution et de la vitesse du courant océanique est indiqué dans le tableau 1.

*Tableau A1 : Ordre de grandeur du déplacement des particules en fonction du temps de sédimentation/dilution et de la vitesse du courant océanique. La ZEP est calculée comme le déplacement + 1/2 réseau de cages. (~) = approximativement; (<) = inférieur à et (>) = supérieur à.*

Temps [h]	Vitesse du courant [cm/s]			
	5	10	20	30
0,2 à 1	< ~200 m	< ~400 m	< ~700 m	< ~1 km
1 à 5	~0,2 à 1 km	~0,5 à 2 km	~1 à 4 km	~1 à 5 km
5 à 10	~1 à 2 km	~2 à 4 km	~4 à 7 km	~5 à 10 km
10 à 20	~2 à 4 km	~4 à 7 km	~7 à 14 km	~10 à 22 km

## ANNEXE B

### Calcul du diagramme vectoriel progressif (DVP) et de la ZEP

Un DVP renseigne sur le « pseudo » déplacement d'une parcelle d'eau à partir de son origine au cours d'une période définie. Il suppose que le champ du courant d'eau est uniforme dans le domaine d'intérêt. Un DVP est calculé comme la somme des déplacements individuels d'une particule associée à chaque mesure du courant sur une période donnée (Thomson et Emery 2014; Page *et al.* 2023) :

$$D = \sum (u_i \ v_i) \Delta t_i$$

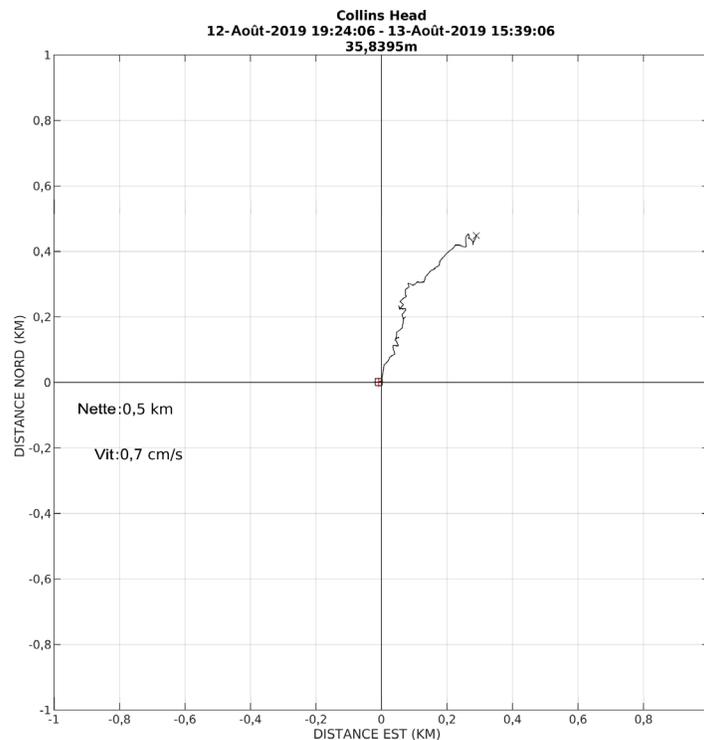
où  $D$  est le déplacement total,  $(u_i \ v_i)$  sont les composantes x et y de la vitesse du courant à chaque intervalle de temps de la mesure,  $\Delta t_i$  est l'intervalle de temps entre deux mesures et :

$$t = \sum \Delta t_i$$

$t$  est la durée d'intérêt (période de descente pour le calcul benthique et période de dilution pour le calcul pélagique). La vitesse du courant associée au déplacement,  $Spd$ , est :

$$Spd = \frac{D}{t}$$

La figure A1 illustre un exemple de DVP pour les courants océaniques au cap Collins, à une profondeur de 36 m environ sur une période de 20,4 h le 12 août 2019 :



*Figure A1 : Déplacement d'une particule à environ 36 m de profondeur sur une période de 20,4 h le 12 août 2019, calculé à l'aide d'un diagramme vectoriel progressif.*

**Région de Terre-Neuve-et-Labrador**

---

En utilisant les séries chronologiques sur les courants océaniques à une profondeur, on extrait des sous-ensembles continus sur les courants pour la période de descente ou la période de dilution pour toute la chronologie des mesures et on les utilise pour calculer les DVP. Les distances médianes et maximales peuvent être calculées et converties en vitesse du courant associée, qui sera utilisée dans le calcul de la ZEP. On calcule les DVP médians et maximaux correspondants, ainsi que les vitesses du courant associées, pour chaque profondeur à l'aide des mesures des courants réalisées à diverses profondeurs par des profileurs de courant à effet Doppler (ADCP).

Pour la ZEP benthique, le déplacement maximal et la vitesse du courant associée sont calculés pour chaque mesure de la profondeur comprise entre le fond des cages en filet et la profondeur maximale dans la zone de la concession; la moyenne de ces déplacements maximaux est alors considérée comme la ZEP benthique. Pour la ZEP pélagique, étant donné que la parcelle de traitement peut être présente dans la colonne d'eau depuis la couche de surface jusqu'à la profondeur maximale de la parcelle, une analyse et un calcul semblables sont effectués jusqu'à la profondeur maximale de la parcelle. La ZEP médiane illustre la tendance centrale de la ZEP lorsqu'on examine tous les déplacements des particules rejetées à partir du site pendant la période de descente ou de dilution.

**CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :**

Centre des avis scientifiques (CAS)  
Région de Terre-Neuve-et-Labrador  
Pêches et Océans Canada  
80, chemin East White Hills  
C.P. 5667

St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

Courriel : [DFONLCentreforScienceAdvice@dfo-mpo.gc.ca](mailto:DFONLCentreforScienceAdvice@dfo-mpo.gc.ca)

Adresse Internet : [www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/)

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-77468-8 N° cat. Fs70-6/2025-027F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Examen scientifique de deux sites d'aquaculture de truite proposés dans la baie d'Espoir, sur la côte sud de Terre-Neuve. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/027.

*Also available in English:*

DFO. 2025. Science Review of Two Proposed Trout Aquaculture Sites in Bay d'Espoir on the South Coast of Newfoundland. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2025/027.