EXAMEN SCIENTIFIQUE DES AUGMENTATIONS PROPOSÉES DE LA BIOMASSE SUR LES SITES DE MOWI CANADA EAST INC. SITES AQUACOLES EXISTANTS

CONTEXTE

Le promoteur, MOWI Canada East Incorporated, a présenté une demande à la province de Terre-Neuve-et-Labrador pour augmenter la capacité d'empoissonnement de trois à six millions de poissons dans les trois sites aquacoles titulaires d'un permis dans la Facheux Bay (Wild Cove, Wallace Cove et Dennis Arm) sur la côte sud de Terre-Neuve. Cette augmentation d'un million à deux millions de poissons à chaque site ne nécessitera aucune modification des zones de concessions. Pêches et Océans Canada (MPO) a examiné les demandes de permis de site pour ces sites en 2018 (Wallace Cove) et 2019 (Wild Cove et Dennis Arm); par conséquent, certains avis scientifiques sont déjà disponibles et n'ont pas besoin d'être réévalués. La portée du présent examen sera principalement axée sur les aspects propres aux augmentations de la biomasse demandées.

Afin d'éclairer l'examen de ces demandes par le MPO, le Bureau de gestion de l'aquaculture de la région (BRGA) a demandé l'avis de la Direction des sciences du MPO sur les zones d'exposition potentielles (ZEP) associées à certaines activités piscicoles et sur les répercussions potentielles sur les espèces et leur habitat.

Plus précisément, les questions suivantes ont été posées à la Direction des sciences du MPO dans le contexte de l'augmentation de la capacité d'empoissonnement dans trois sites autorisés :

- D'après les données disponibles concernant le site de Wallace Cove et les renseignements scientifiques, quelles sont les zones d'exposition potentielles associées à l'utilisation des produits approuvés pour le traitement sanitaire des poissons dans l'environnement marin et quelles sont les conséquences prévues pour les espèces vulnérables?
- D'après les données disponibles pour la Wallace Cove, quelles sont les espèces benthiques sensibles et quels sont les habitats associés qui se trouvent dans les zones d'exposition benthiques potentielles et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir entre cette réparation et l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quelles sont les répercussions prévues des activités aquacoles proposées sur l'habitat et les espèces vulnérables?
- Quels sont les répercussions ou les risques potentiels pour les populations de saumon atlantique des interactions génétiques directes associées à tout poisson d'élevage échappé découlant de l'augmentation proposée de la biomasse aux trois sites?

La présent Rapport de réponse des Sciences découle de l'examen régional par les pairs qui s'est tenu les 15 et 16 janvier 2025 sur l'examen scientifique de l'augmentation proposée de la

biomasse sur les sites aquacoles de poissons à nageoires existants de MOWI Canada East Inc. dans la Facheux Bay.

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le promoteur a présenté une demande à la province de Terre-Neuve-et-Labrador pour augmenter la capacité d'empoissonnement de trois à six millions de poissons dans les trois sites aquacoles titulaires d'un permis (Wild Cove, Wallace Cove et Dennis Arm) sur la côte sud de Terre-Neuve. Les trois sites se trouvent dans la Facheux Bay (figure 1). Le promoteur détient également un permis pour un autre site dans cette baie (Indian Tea Point), mais celui-ci ne sera pas aménagé et il n'y a pas d'autres sites ou exploitants dans cette baie.

Le MPO a élaboré une approche uniforme pour l'examen des demandes de sites aquacoles de (MPO 2024a). Cette approche comprend une analyse de premier ordre qui estime les zones d'exposition et le potentiel d'interactions physiques et génétiques avec des espèces sauvages aux sites. En 2019, le MPO a examiné les demandes de permis de site pour les sites de de Wild Cove et de Dennis Arm à l'aide de ces directives et, par conséquent, l'avis découlant de ce processus sera utilisé aux fins de la présente demande. L'examen effectué en 2018 pour le site de Wallace Cove a été réalisé avant l'élaboration des présentes directives et, par conséquent, un examen complet de ce site est nécessaire.

Description générale des sites

Le site de Wild Cove est situé à environ 9,3 km au nord-nord-ouest de la ville de McCallum, à 33,3 km au nord-nord-ouest de la ville d'Hermitage et à 35,7 km au nord-ouest de la ville de Gaultois (toutes les distances par voie navigable). Le site est situé à 1,5 km au nord de l'embouchure de Facheux Bay et mesure environ 2 400 m de longueur sur 2 300 m de largeur au point le plus large. Le quadrillage proposé pour les cages sera composé de cages circulaires de 160 m (circonférence) en configuration 2 x 7.

Le site de Dennis Arm est situé à environ 12,8 km au nord-ouest de la ville de McCallum, à 36,8 km au nord-nord-ouest de la ville d'Hermitage et à 39,2 km au nord-ouest de la ville de Gaultois (toutes les distances par voie navigable). Ce site est adjacent à Dennis Arm, à environ 1,7 km au nord du site aquacole de Wild Cove et à 2 km au sud du site de Wallace Cove. La zone de concession a une longueur d'environ 2 350 m et une largeur de 1 500 m au point le plus large, et le quadrillage proposé pour les cages sera constitué de cages circulaires de 160 m en configuration 2 x 7.

Le site de Wallace Cove est situé à environ 24,4 km au nord-nord-ouest de la ville de McCallum, à 42,4 km au nord-nord-ouest de la ville d'Hermitage et à 43,6 km au nord-ouest de la ville de Gaultois (toutes les distances par voie navigable). Le site est situé à 9,3 km au nord de l'embouchure de Facheux Bay, dans la Wallace Cove, et mesure environ 1 200 m de longueur sur 1 100 m de largeur. Le quadrillage proposé pour les cages sera composé de cages circulaires de 160 m en configuration 2 x 7.

Examens précédents des sites

L'objectif du processus de réponse des Sciences de 2018 pour l'examen du site de Wallace Cove était de déterminer si le résultat du modèle de sédimentation (DEPOMOD) utilisé par le promoteur était étayé par les connaissances scientifiques pertinentes actuelles sur les conditions océanographiques locales et la nature des substances qui pourraient être rejetées sur le site (MPO 2019). Cet examen a permis de conclure que les résultats de la simulation du modèle DEPOMOD semblaient raisonnables compte tenu des données d'entrée utilisées pour

exécuter le modèle. Cependant, il est indiqué que le rapport bénéficierait d'une explication supplémentaire de la sélection des données d'entrée et des hypothèses du modèle.

En 2019, un examen a été réalisé pour13 sites d'aquaculture proposés le long de la côte sud de Terre-Neuve, y compris les sites de Wild Cove et de Dennis Arm dans la Facheux Bay (MPO 2022a). Cet examen a examiné les ZEP et leurs effets potentiels sur les espèces benthiques et pélagiques visées par la pêche commerciale. Cependant, le calcul des ZEP pour le processus de 2019 n'a pas inclus la sélection d'une série chronologique des vitesses du courant dans toute la colonne d'eau, ni l'utilisation d'un seuil de toxicité pour les pesticides, qui est la méthode utilisée actuellement et décrite en détail ci-dessous. Les espèces inscrites à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), les espèces d'importance écologique (EIE) et les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) ont également été étudiées dans le cadre de l'examen de 2019. Dans le cadre de cet examen, il a également évalué le potentiel d'empêtrement de grands poissons pélagiques, de mammifères marins et de tortues de mer dans l'infrastructure aquacole, ainsi que les répercussions potentielles sur les populations de saumon sauvage découlant des interactions génétiques directes associées à tout poisson d'élevage échappé des sites aquacoles proposés.

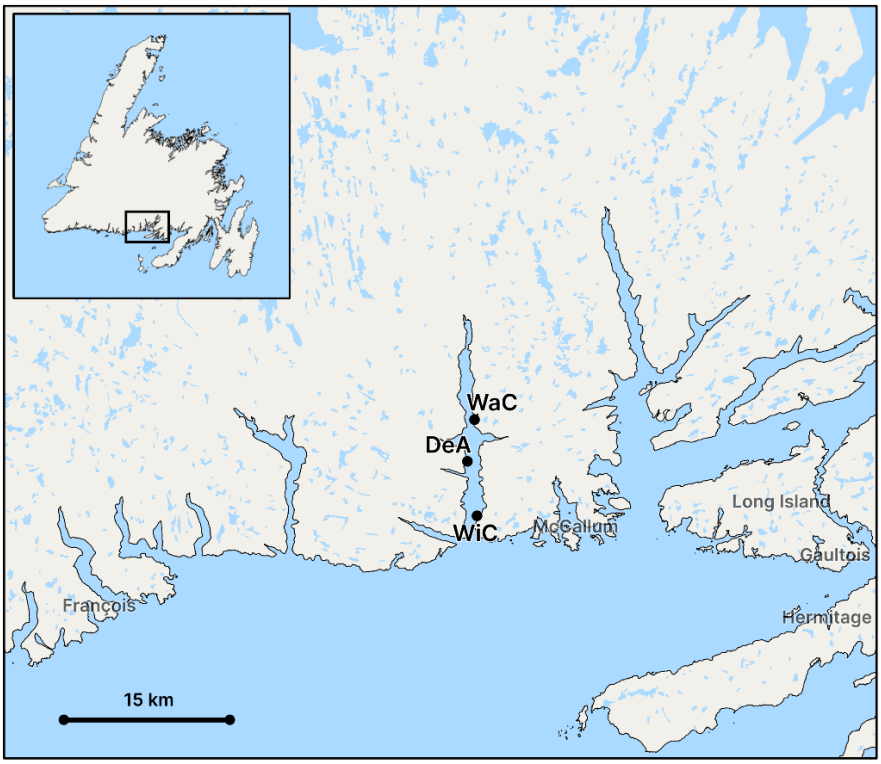

Figure 1 : Emplacement des installations aquacoles dans la Facheux Bay (Terre-Neuve-et-Labrador). Wild Cove (WiC); Dennis Arm (DeA); Wallace Cove (WaC).

Pour l'examen de 2019 (MPO 2022a), la Direction des sciences du MPO a examiné la littérature scientifique et les données régionales du MPO sur un grand nombre d'espèces et d'habitats, y compris les mammifères marins et les tortues de mer, les poissons de fond, les espèces de

poissons pélagiques, les mollusques et d'autres invertébrés, afin de déterminer si d'autres renseignements, plus propres à chacun des sites, étaient disponibles afin de compléter l'information fournie par le promoteur. Les données régionales affichaient une faible résolution spatiale et temporelle, en plus d'être trop éparses pour fournir une bonne indication de la saisonnalité et de la répartition spatiale des espèces et des habitats à l'échelle de la région. Bien qu'aucun habitat marin essentiel n'ait été désigné dans les zones d'exposition prévue, il existe des habitats propices à de nombreuses espèces.

La zone générale comprend l'habitat de plusieurs espèces de poissons de fond, notamment la morue franche (*Gadus morhua)*, la plie grise *(Glyptocephalus Cynoglossus*), le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippogloissoides*) et la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*). C'est habituellement le relevé plurispécifique printanier du MPO qui est utilisé pour décrire la répartition et l'abondance des poissons de fond dans la région de Terre-Neuve, y compris le long de la côte sud; toutefois, le relevé ne s'étend pas dans les baies côtières, y compris la Facheux Bay. Il n'y a pas d'information disponible sur le déplacement des espèces de poissons de fond dans la baie et, par conséquent, l'interaction entre les poissons de fond et les sites proposés est inconnue.

Le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) est une espèce fourragère importante dans cette région en raison de sa vaste aire de répartition côtière; toutefois, il a été noté que toute perte d'habitat ou réduction de la productivité des stocks attribuable à la présence de sites aquacoles soit faible. Cependant, compte tenu des emplacements proposés des enclos en filet des sites aquacoles, il est probable que le hareng passera à côté des cages, ou qu'il interagira avec elles. La transmission potentielle de maladies entre le saumon atlantique (*Salmo salar*) et le hareng est considérée comme préoccupante. Le hareng atlantique peut être porteur du virus de l'anémie infectieuse du saumon (VAIS) [Nyund *et al*. 2002], et la présence de la souche de septicémie hémorragique virale IVa (ou SHV-IVa) a été confirmée chez le hareng sauvage récolté dans les eaux de Terre-Neuve (ACIA 2016). Le capelan (*Mallotus villosus*) utilise peu la région et fait peu l'objet d'une pêche commerciale le long de la côte sud de Terre-Neuve. Compte tenu du chevauchement vertical limité entre la profondeur des cages des installations aquacoles et la profondeur de la biomasse maximale de capelan, de la portion limitée de l'habitat du capelan qui serait touchée, et d'une activité de fraie limitée dans le secteur, le risque de prédation accessoire lié aux sites aquacoles proposés était considéré comme faible.

Les populations de saumon atlantique sur la côte sud de Terre-Neuve (zones de pêche du saumon [ZPS] 9 à 12) demeurent une préoccupation pour le Direction des sciences du MPO; alors que les données indiquent un déclin continu de ces populations et un creux historique du nombre de saumons qui reviennent dans les rivières (MPO 2023a). À la fois la modélisation et les résultats des études empiriques ont été utilisés pour prédire l'incidence de l'aménagement des sites proposés sur les populations de saumon atlantique. Des changements génétiques et un déclin démographique ont été prévus à la suite de l'expansion proposée, à mesure que le nombre de poissons évadés augmente proportionnellement, les impacts devant être les plus élevés dans les rivières de la région de Bay d'Espoir.

Les habitats et les substrats identifiés dans la zone générale (c.-à-d. le substrat rocheux, les rochers, le varech) sont reconnus comme un habitat convenable pour le homard (*Homarus americanus*). À Terre-Neuve, le homard est souvent présent dans des eaux peu profondes (à moins de 20 m) au printemps et en été, puis se déplace dans des eaux plus profondes à l'automne. Dès lors, le risque que les dépôts (c.-à-d. la nourriture et les fèces des poissons) des sites proposés puissent avec un impact sur la zone intertidale (où le homard peut être présent à diverses étapes de sa vie) est jugé faible. Cependant, il a été noté qu'il existe un risque quedes

pesticides aient des effets sur le homard à différentes étapes de son cycle biologique (Burridge 2013, Burridge *et al.* 1999, 2000a, b, 2004, Burridge *et al.* 2008, 2014, Pahl et Optiz 1999).

La zone générale chevauche la répartition de plusieurs espèces de baleines, y compris des espèces inscrites en vertu de la LEP (rorqual bleu [*Balaenoptera musculus*], rorqual commun [*Balaenoptera physalus*] et baleine noire de l'Atlantique Nord [*Eubalaena glacialis*]). La répartition saisonnière des mammifères marins est la plus importante dans les eaux côtières de Terre-Neuve du printemps à l'automne. Bien que l'empêtrement et la noyade subséquente constituent d'importantes préoccupations touchant les espèces de mammifères marins, y compris les baleines à fanons (qui n'ont pas recours à l'écholocalisation, et qui ne peuvent donc pas détecter les infrastructures), le risque d'empêtrement dans les sites proposés était considéré comme faible.

Des espèces de pinnipèdes, comme le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*), courent le risque de s'empêtrer parce qu'elles peuvent être attirées dans les filets des cages par des proies potentielles (MPO 2022a). 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. La tortue luth (*Dermochelys coriacea*) 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 indique un risque d'empêtrement pour les requins et les thons. À ce jour, il n'y a eu aucun rapport d'empêtrement de pinnipèdes, de tortues de mer ou de grandes espèces pélagiques avec une infrastructure aquacole à Terre-Neuve-et-Labrador.

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 (*Anarhichas lupus*) 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 sur la liste de la LEP n'a été observée dans le cadre des relevés.

L'examen de 2019 (MPO 2022a) a révélé que des pennatules, qui fournissent un habitat d'alevinage aux poissons juvéniles (Baillon *et al*. 2012), ont été signalées dans les zones de concession de six sites, y compris à Wild Cove dans la Facheux Bay. Les pennatules peuvent vivre pendant des décennies (Neves *et al*. 2015; Murillo *et al.* 2018) et sont des indicateurs d'écosystèmes marins vulnérables (EMV), servant notamment d'aires d'alevinage aux larves du sébaste (*Sebastes spp*), en plus d'abriter les œufs ou les larves de la lanterne glaciaire (*Benthosema glaciale*) et de la grande lycode (*Lycodes esmarki*) [Baillon *et al.* 2012]. Il y a peu d'information disponible sur la tolérance des pennatules aux matières organiques exerçant une demande biochimique en oxygène (DBO), leur sensibilité à l'hypoxie et à l'anoxie, et leur vulnérabilité aux maladies, aux parasites et aux agents pathogènes. En ce qui concerne les EIE, la zostère n'a été signalée à aucun des sites.

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 (gouvernement du Canada 2023). La région de Terre-Neuve-et-Labrador a désigné 29 ZIEB (Wells *et al.* 2017;

2019). La ZIEB de la côte sud (figure 2) est située à l'ouest de Facheux Bay et ne chevauche pas les zones de concession pour l'un ou l'autre des sites.

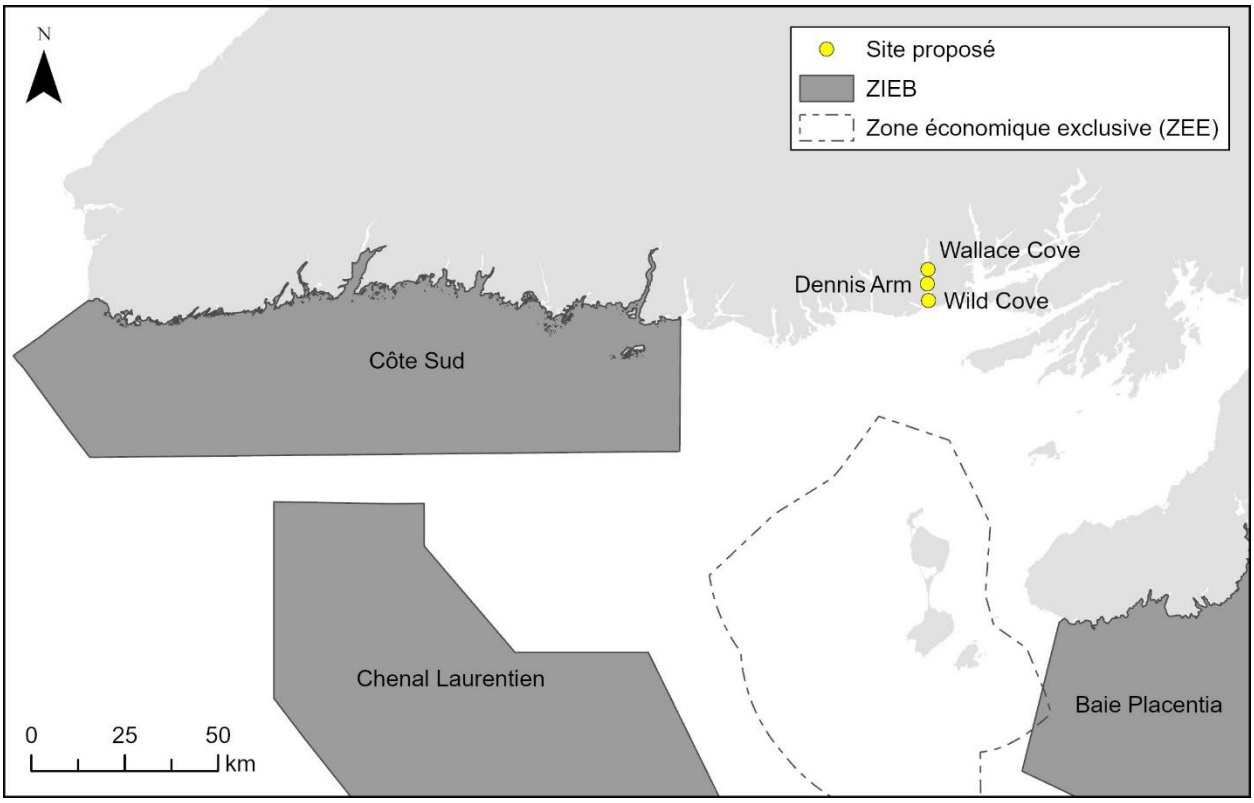

Figure 2 : Carte montrant les emplacements de la ZIEB de la côte sud et des sites d'aquaculture titulaires d'un permis dans la Wild Cove, le Dennis Arm et la Wallace Cove, dans la Facheux Bay (Terre-Neuve).

La réserve écologique proposée de Facheux Bay est une zone désignée par le gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador aux fins de protection en vertu de la *Wilderness Ecological Reserves Act*. L'objectif des aires protégées est de conserver la biodiversité de la province et de maintenir les liens culturels, spirituels et récréatifs avec le territoire, ainsi que d'atteindre les cibles canadiennes et mondiales en matière d'aires protégées.

ANALYSE ET RÉPONSE

Sources de données

L'information pour appuyer cette analyse comprend les données et l'information fournies par le promoteur, les fonds de données du MPO, la documentation accessible au public et les renseignements extraits de la base de données de la LEP. La base de données du relevé plurispécifique u MPO a été consultée pour compléter les renseignements sur les pêches commerciales fournis dans les présentations du promoteur.

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.l.* 2018a, b). Selon les données provenant de Hermitage Bay et de Bay d'Espoir, la colonne d'eau est caractérisée par un système à deux ou

trois couches du printemps à l'automne (Donnet *et al*. 2018 b; Richard et Hay 1984). La stratification des océans est essentielle à la dynamique actuelle des conditions océanographiques (p. ex. Cushman-Roisin et Beckers 2011; Gill 1982; Pond et Pickard 1983). Les courants qui traversent cette région sont connus pour leur complexité, car ils présentent une grande variabilité temporelle et spatiale, y compris à l'échelle verticale (Ratsimandresy *et al*. 2019), et sont dominés par les événements atmosphériques (c.-à-d. des vents forts ou des tempêtes) plutôt que par la force marémotrice (Ratsimandresy *et al*. 2019, Salcedo-Castro et Ratsimandresy 2013).

Bathymétrie

Les sites occupent le long, étroit et profond fjord de Facheux Bay. Le fjord a des parois abruptes et plusieurs seuils, et est ouvert sur l'océan dans le sud. La partie profonde de l'embouchure du fjord est séparée du plateau par un seuil d'environ 100 m de profondeur (figure 3), comme le montre le transect de bathymétrie extrait de la base de données sur les espèces non navigables du Service hydrographique du Canada (NONNA du SHC; [NONNA 2024]). La profondeur de l'eau sous les zones de la concession varie de 1 à 390 m (tableau 1), avec des sédiments de fond constitués de substrats mixtes. Les différences entre la bathymétrie mesurée par le promoteur et les données du SHC indiquent la nécessité d'une mise à jour des mesures du SHC pour ce fjord. Les sites ont été classés comme ayant principalement des substrats durs avec quelques substrats mixtes.

Courants

Les courants d'eau constituent un apport essentiel aux estimations de la zone d'exposition associée à la libération de matières organiques, de pesticides et de médicaments à la demande biochimique en oxygène (DBO) de tout site aquacole. Le promoteur a suivi les exigences du *Règlement sur les activités d'aquaculture* (RAA) en fournissant une carte de l'empreinte modélisée des dépôts, et il a également fourni des données sur le courant de l'eau sur une période de 31 à 51 jours pour les données de 2017 et 101 jours pour les données près de la surface en 2022-2023 (Wild Cove). Les courants marins ont été mesurés à l'aide de profileurs de courant Doppler acoustiques (ADCP), déployés en seul endroit et configurés pour mesurer les courants horizontaux moyens de l'ensemble à des intervalles de 15 minutes (tableau 1). Il convient de noter que les profils des courants océaniques inférieurs à ~200 m n'étaient pas disponibles pour les trois sites et que le Dennis Arm ne disposait pas de données actuelles entre ~41 et 120 m.

Les courants ont été mesurés aux profondeurs près de la surface, dans la couche supérieure, en mi-eau et près du fond (tableau 1). Il existe une variation verticale de la vitesse du courant maximale qui est plus importante que la variation verticale des vitesses moyennes. Les directions du courant varient selon la profondeur; toutefois, les principales directions du courant sont parallèles aux isobathes ou au littoral. Cette observation concorde avec les résultats présentés dans Ratsimandresy *et al.* (2019), qui soulignaient la variabilité des courants dans la région.

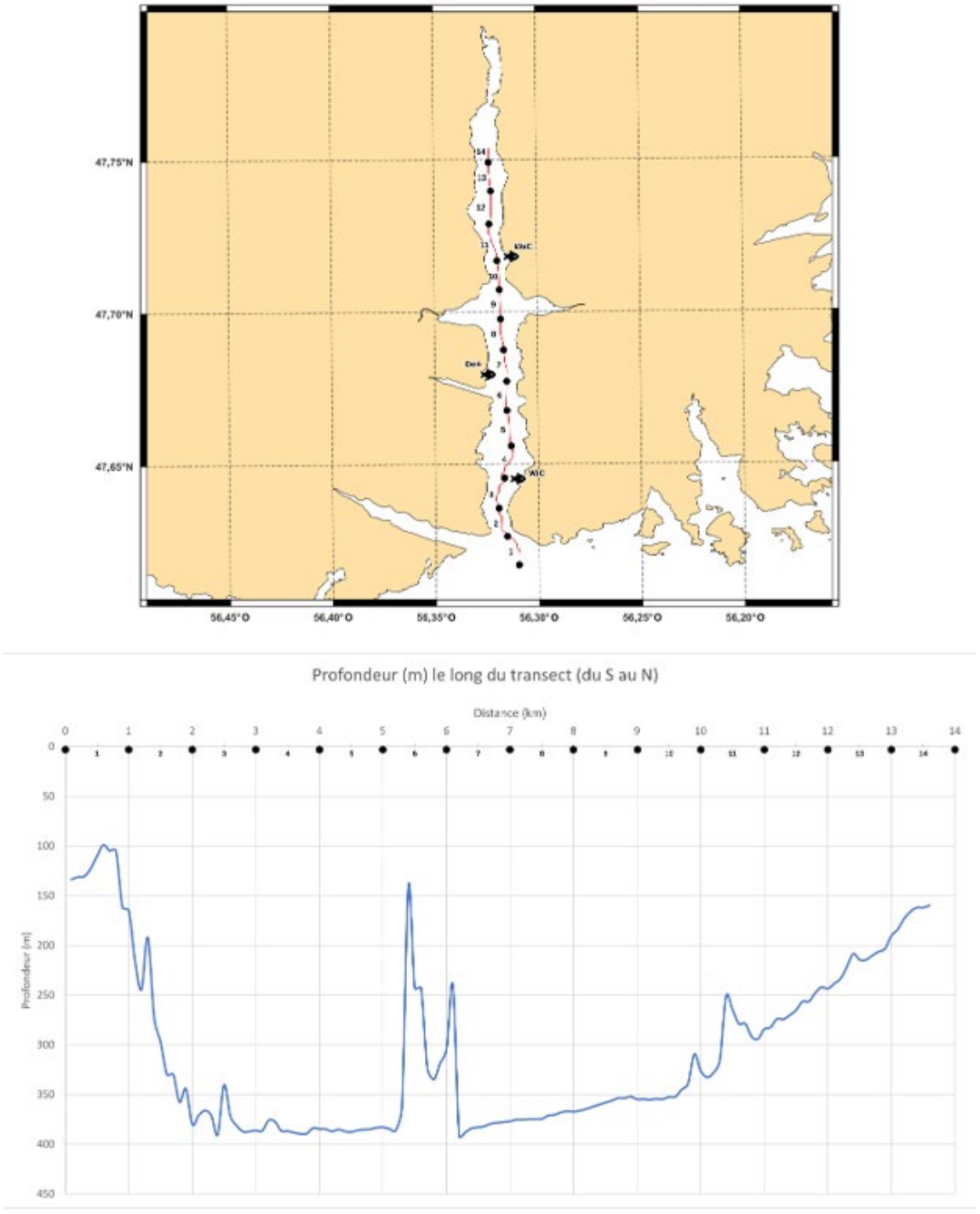

Figure 3 : Mesures bathymétriques dans la Facheux Bay. En haut : emplacement des transects où les valeurs de profondeur ont été extraites; en bas : mesures de la profondeur le long du transect. L'information sur la bathymétrie a été extraite de la base de données non navigable du Service hydrographique du Canada (CHS NONNA 2024).

*Tableau 1 : Données océaniques importantes et renseignements clés sur l'infrastructure aquacole et l'engraissement pour les sites. Toute l'information est extraite des rapports fournis par le promoteur pour les demandes de permis des sites. * Calculé à l'aide des données de 2022 fournies par le promoteur.*

Caractéristique	Wallace Cove	Dennis Arm	Wild Cove
Dimensions [m]	1 200 x 1 100	2 350 x 1 500	2 400 x 2 300
Superficie [ha]	84,64	281,78	292,3
Type de substrat prédominant	Fond dur	Fond dur	Fond dur
Configuration du réseau de parcs en filet	2 x 7	2 x 7	2 x 7
Circonférence/profondeur de chaque enclos en filet [m]	160/40	160/40	160/40
Volume du parc en filet (m^3)	1 141 400	1 141 400	1 141 400
Profondeur sous la zone de la concession [m]	1 à 370	1 à 380	1 à 390
Profondeur sous le réseau de cages [m]	310 à 350	57 à 380	150 à 250
Période de mesure du courant	Du 16 août 2017 au 15 septembre 2017	Du 9 octobre 2017 au 28 novembre 2017	Du 16 novembre 2022 au 24 février 2023 (près de la surface) Du 16 août 2017 au 15 septembre 2017

Caractéristique	Wallace Cove			Dennis Arm			Wild Cove		
Couverture de la profondeur des mesures du courant	Près de la surface – ~185 m Aucune donnée en dessous de 185 m Près du fond (7 m au-dessus du fond)			Près de la surface – ~37 m De ~117 m à 241 m Aucune donnée en dessous de 241 m 375 m (5 m au-dessus du fond)			Près de la surface – 22 m De ~10 m à 242 m Aucune donnée en dessous de 242 m 385 m (5 m au-dessus du fond)		
Vitesse du courant (cm/s)	*Profondeur [m]*	*Vitesse [cm/s]*		*Profondeur [m]*	*Vitesse [cm/s]*		*Profondeur [m]*	*Vitesse [cm/s]*	
		Moyenne	*Max.*		*Moyenne*	*Max.*		*Moyenne*	*Max.*
	5,7			*6,7*	*8,6*	*50,3*	*6*	*3*	*55,2*
	9,7	*9,6*	*44,6*	*10,7*	*7,1*	*37,8*	*10**	*1,4**	*47,1**
	15,7	*7,6*	*40,1*	*14,7*	*6,6*	*39,8*	*13,3**	*~8. **	*44,5**
	119	*3,3*	*13,8*	*189,3*	*2,0*	*11,0*	*194*	*1,7*	*11,5*
	338	*3,5*	*12,2*	*375*	*~1.*	*3,9*	*385*	*2,0*	*5,6*
Type de mesure du courant	*Profileur de courant*			*Profileur de courant*			*Profileur de courant*		
Période de grossissement [mois]	28			28			28		

Caractéristique	Wallace Cove	Dennis Arm	Wild Cove
Nombre maximal de poissons sur le site	2 000 000	2 000 000	2 000 000
Nombre de poissons pour l'empoissonnement initial [poissons/parc]	142 857	142 857	142 857
Poids à l'empoissonnement initial [kg]	0,250	0,250	0,250
Poids moyen prévu à la récolte [kg]	5,95	5,95	5,95
Biomasse maximale prévue [kg]	11 305 000	11 305 000	11 305 000
Densité d'empoissonnement maximale (kg/m^3)	15	15	15

Zones d'exposition potentielles (ZEP)

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 organiques 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 habitats à fond dur. En vertu du RAA, l'industrie de l'aquaculture du est tenue de surveiller le fond marin des sites d'aquaculture des poissons à nageoires afin de déterminer l'impact du dépôt de matières exerçant une demande biochimique en oxygène (sédiments pour le fond meuble ou visuels pour le fond dur). Le RAA a fixé des seuils réglementaires (p. ex. dans les sites à fond mou, une concentration maximale de 3 000 µ m de sulfure libre; ou dans les sites à fond dur, une prévalence supérieure à 70 % des espèces indicatrices visuelles) qui interdisent le repeuplement du site jusqu'à ce qu'une surveillance supplémentaire montre un retour à des niveaux inférieurs au seuil de conformité.

Des produits de traitement sanitaire des poissons peuvent 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 déprédateurs et de la gestion de la santé dans l'industrie de la pisciculture marine repose sur l'utilisation de stratégies chimiques (p. ex. drogues, pesticides, antibiotiques et désinfectants) et non chimiques comme des approches physiques, biologiques, de gestion des sites et d'élevage. 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. Ces produits ne sont utilisés que sous l'autorité et la supervision d'un vétérinaire agréé. Les vétérinaires tiennent compte d'une variété de renseignements propres au site, notamment le comportement des poissons, les conditions environnementales, les dossiers du site et l'information provenant des visites mensuelles du site et d'un dialogue continu avec les gestionnaires du site, afin de déterminer la prescription appropriée pour maintenir la santé des poissons d'élevage. Les agents thérapeutiques potentiels à utiliser seront fondés sur la liste des composés approuvés (Inspection Canada 2024). De plus amples renseignements sur les procédures de prescription et d'administration des drogues et des pesticides au Canada se trouvent dans Beattie et Bridger (2023).

Aux termes du RAA, le promoteur est tenu de produire un rapport sur l'utilisation de médicaments et de pesticides dans chaque cage marine sur une base annuelle. La collecte de ces renseignements par le Aquaculture Integrated Information System (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.

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 de pisciculture (Page *et al.* 2023). L'approche d'estimation des ZEP a été utilisée dans les évaluations précédentes des sites de pisciculture du MPO dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador (MPO 2022a, b, c, MPO 2024c) comme outil de sélection pour déterminer les zones dans lesquelles les espèces marines et leurs habitats peuvent être exposés aux activités de pisciculture en parcs à filets ouverts. Les ZEP a été utilisée pour la première fois pour évaluer des sites proposés de pisciculture marine à Terre-Neuve en 2019 (MPO 2022c, Page *et al.* 2023a). Depuis cette première évaluation, les calculs des ZEP ont évolué en raison de changements dans les hypothèses concernant les temps de dilution des pesticides et de la nécessité de tenir compte de la variation spatiale des courants. Par conséquent, pour le processus actuel, les ZEP ont été calculées de la Wallace Cove à l'aide de la méthode la plus récente et, afin de fournir des comparaisons appropriées, les ZEP des autres sites ont également été recalculées et mises à jour selon la même méthode.

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 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 activités aquacoles. Le rayon du cercle représente la distance maximale à laquelle une particule rejetée à partir du site peut se disperser et éventuellement se déposer sur le fond marin. Le rayon de la ZEP, R_{PEZ}, est calculé comme la somme de l'échelle de longueur maximale du réseau de cages (L_{array}) et d'un déplacement calculé (D; MPO 2024c; Page *et al*. 2023) :

$$R_{PEZ} = L_{array} + D$$

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

$$D = u * t_{sink/dilut}$$

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

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

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

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 fourni 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 potentielle benthique

La ZEP benthique estime la taille et 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 : La zone potentiellement exposée au dépôt de déchets d'aliments médicamenteux est connue sous le nom de ZEP des déchets alimentaires, et la zone potentiellement exposée au dépôt de matières fécales est la ZEP des matières fécales. Le benthos peut également être exposé aux pesticides libérés dans l'eau, en particulier à faible profondeur; toutefois, cette question est abordée par le calcul de la zone d'exposition potentielle pélagique (ZEP pélagique) détaillé ci-dessous. 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).

Le calcul de la ZEP benthique adopte une approche aussi prudente que possible tout en demeurant simple. Il est calculé en déterminant d'abord 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) puis en ajoutant la moitié de la longueur du dispositif de cages. Ce calcul donne une zone où il est possible de déterminer s'il existe ou non des espèces ou des habitats préoccupants qui méritent d'être précisés (c.-à-d. une étude plus approfondie de l'étendue spatiale, de l'intensité ou de la durée de l'interaction prévue). Les hypothèses simplificatrices clés pour le modèle comprennent : la vitesse de sédimentation constante des particules, la vitesse constante du courant océanique pendant la descente des particules, la profondeur constante (c.-à-d. bathymétrie plate) et aucun mécanisme de remise en suspension. Pour rendre l'approche prudente, les paramètres utilisés sont la descente lente (le taux de descente minimum obtenu de la documentation), courants rapides et topographie de profondeur (la profondeur maximum de la zone de concession). En raison de la présence d'un seuil de 100 m de profondeur près de l'embouchure du fjord (figure 3), cette profondeur est utilisée pour le calcul de la ZEP benthique pour le site le plus proche de l'embouchure. La vitesse du courant est obtenue en analysant la distance maximale calculée à partir du diagramme vectoriel progressif (DVP) maximal sur la base des séries chronologiques des vitesses du courant à chaque profondeur au cours de la période de descente des particules, puis en faisant la moyenne pour l'ensemble de la profondeur de chute (voir l'annexe A pour une explication du DVP et le calcul de la ZEP). Les vitesses de descente des différentes matières particulaires rejetées par les poissons d'élevage (déchets alimentaires et matières fécales) varient, bien que la relation entre la vitesse de descente des particules et la taille ainsi que leurs propriétés reste inconnue. Les taux ont été obtenus à partir de valeurs précédemment publiées (Bannister *et al*. 2016, Chen *et al*. 1999, 2003, Cromey *et al*. 2002, Findlay et Watling 1994, Law *et al*. 2014, Skøien *et al*. 2016, Sutherland *et al*. 2006). Les paramètres utilisés pour calculer la ZEP sont indiqués dans le tableau 2.

Tableau 2 : Paramètres utilisés pour calculer la période de descente et la ZEP (déplacement + échelle de longueur du réseau).
(Remarque : un seuil d'environ 100 m de profondeur est présent près de l'embouchure de Facheux Bay et celui-ci est utilisé pour le calcul de la ZEP à Wild Cove).*

Vitesse de descente des particules alimentaires [cm/s]	**Vitesse de descentes des particules de matières fécales [cm/s]**	**Longueur du réseau de cages [m]**	**Profondeur maximale sous la zone de concession ou utilisée pour le calcul [m]**		
5,3	0,3	450	Wallace Cove	Dennis Arm	Wild Cove
			370	380	390 (100*)

Le tableau 3 présente la vitesse de descente minimale choisie pour chaque catégorie de particules et la vitesse maximale du courant correspondante, ainsi que les estimations de premier ordre de l'étendue spatiale de la ZEP benthique liée aux effluents organiques et aux médicaments administrés par voie alimentaire provenant des sites.

La ZEP benthique est représentée par une zone circulaire centrée dans le milieu du réseau de cages proposé, limitée par le rivage. Elle représente la limite externe inférée de l'exposition potentielle. La figure 4 illustre l'étendue spatiale de l'exposition à la ZEP benthique associée aux particules d'aliments et de matières fécales. La ZEP benthique associée aux particules alimentaires (ZEP des déchets alimentaires) est de la même échelle de longueur que la zone de concession, de l'ordre d'un kilomètre. Aucun chevauchement entre les sites n'est attendu pour la ZEP benthique associée aux particules alimentaires sur les sites.

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 pisciculteures (les taux de sédimentation correspondent au taux le plus faible trouvé dans la documentation afin de produire un résultat prudent). Les ZEP ont été calculées en utilisant des vitesses de courant supérieures à ~185 m pour la Wallace Cove et supérieures à ~240 m pour les deux autres sites.
**Remarque : La ZEP est calculé pour la Wild Cove en tenant compte de la présence d'un seuil d'environ 100 m de profondeur près de l'embouchure du fjord.*

Type de particule	Vitesse de descente min. [cm/s]	Période de descente [h]	Vitesse actuelle pendant la période de descente [cm/s]	Rayon de la ZEP [km]
Wallace Cove (370 m)				
Matières alimentaires	5,3	1,9	11,7	1,0*
Matières fécales	0,3	34,3	2,8	3,7*
Dennis Arm (380 m)				
Matières alimentaires	5,3	2,0	8,1	0,8
Matières fécales	0,3	35,2	2,5	3,3
Wild Cove (390 m avec un seuil de 100 m près de l'embouchure)				
Matières alimentaires	5,3	2,0	11,5	1,1
Matières fécales	0,3	7,4	11,7	4,1*

La ZEP benthique ne fournit pas d'estimation de l'intensité de la charge organique dans le site, et les zones n'impliquent pas le même risque d'exposition partout dans la zone. L'intensité de l'exposition soit plus élevée près des réseaux de parcs en filet, diminuant avec la distance. 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 période de descente pour les particules fécales (tableau 3). 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 ZEP benthique associée aux particules fécales peut également être observée à la figure 4. Ces ZEP benthiques, lorsqu'elles sont combinées, couvrent la majeure partie du chenal à l'extérieur de la concession, où les sites sont situés, et dans le plateau à l'extérieur du fjord. La taille des ZEP est de l'ordre de quelques kilomètres. Il convient de noter que la ZEP benthique au sud de Wild Cove est touchée par la présence d'un seuil de 100 m de profondeur près de l'embouchure du fjord.

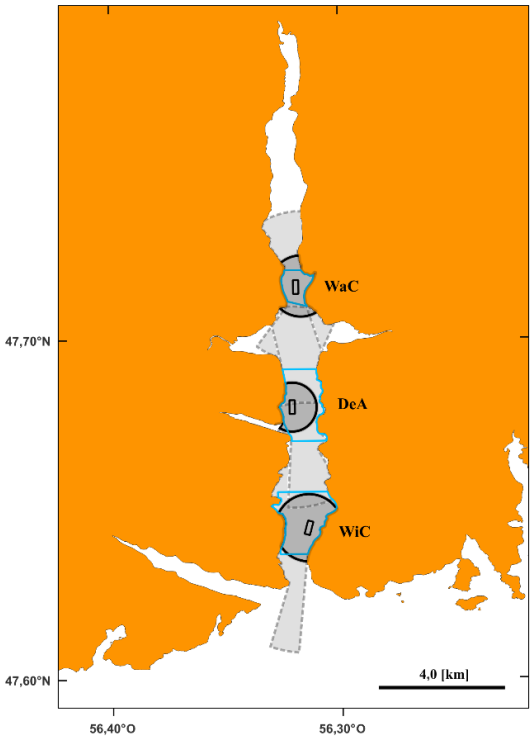

Figure 4 : ZEP benthiques associées aux particules alimentaires (zone gris foncé délimitée par un cercle noir) et aux particules de matières fécales (zone gris clair) pour les sites. Les rectangles noirs représentent les zones des cages et les polygones bleus délimitent la zone de la concession de chaque site (Wild Cove : WiC, Dennis Arm : DeA et Wallace Cove : WaC).

Il convient de noter que les particules très fines ne sont pas prises en compte dans l'analyse. La présence de ces particules a été signalée autour des sites d'aquaculture (p. ex. Law *et al*. 2014) et leur très faible vitesse de descente (~0,0001 m/s); laisse à penser qu'elles se dispersent à une plus grande distance du site aquacole.

Certains points importants à prendre en considération pour interpréter les résultats des ZEP :

- 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 permettant de déterminer les caractéristiques marines potentiellement sensibles. Les résultats doivent être interprétés comme un ordre de grandeur de la distance sur laquelle une particule rejetée par l'installation piscicole peut se disperser, en tenant compte du champ d'écoulement complexe à l'intérieur de la baie et au large et du fait que la mesure du courant à un seul emplacement est une représentation insuffisante du champ d'écoulement complet de la zone.
- Ces estimations de premier ordre de la zone d'exposition potentielle ne tiennent pas compte de la remise en suspension des fonds marins induite par le courant et les vagues. Toutefois, en supposant que les vitesses des courants océaniques les plus profonds, fournies par le promoteur, s'appliquent également aux conditions près du fond, les courants océaniques avec une vitesse supérieure à 9,5 cm/s (la valeur critique de la remise en suspension pour

le modèle de dépôt DEPOMOD, Chamberlain et Stucchi 2007) ont été observés à Wallace Cove, suggérant un potentiel de remise en suspension des sédiments. Les impacts globaux de la redistribution et du dépôt de floculants ne sont pas encore connus.

Étendue spatiale de l'exposition aux médicaments

Puisque les médicaments sont administrés dans l'alimentation, l'exposition aux médicaments peut se produire par le gaspillage d'aliments médicamenteux non consommés ainsi que par les résidus de médicaments excrétés dans les fèces des poissons. 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 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.

Agents thérapeutiques administrés par voie alimentaire

La principale préoccupation entourant l'utilisation d'antibiotiques dans l'alimentation est le développement potentiel de la 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 en ce qui concerne ces effets indirects des antibiotiques sur les organismes marins; toutefois, 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). La plupart des préoccupations découlant de l'exposition sont liées à des effets nocifs sur les organismes benthiques, notamment en raison de la persistance du composé de benzoate d'émamectine dans les sédiments (Benskin *et al*. 2016; Hamoutene *et al*. 2023 b; Strachan et Kennedy 2021). Les avermectines, une série de médicaments et de pesticides utilisés pour traiter les infections par des copépodes ectoparasites, perturbent les impulsions électriques en se liant aux canaux chlorés propres aux invertébrés, ce qui cause la paralysie (p. ex. Burridge *et al*. 2008). Les effets combinés des matières fécales contenant des résidus dans les aliments et des déchets alimentaires médicamentés peuvent entraîner des dépôts autour des sites, comme le montrent les mesures présentées dans Kingsbury *et al*. (2023). De plus, il reste des inconnues concernant les effets de confusion du benzoate d'émamectine et du dépôt de matières organiques sur le benthos (Bloodworth *et al*. 2019).

L'exposition au benzoate d'émamectine a été documentée pour avoir des répercussions en particulier sur les crustacés (p. ex. Burridge *et al*. 2008; Daoud *et al*. 2018; Hamoutene *et al*. 2023a; Mill *et al*. 2021; Waddy *et al.* 2002). Ces études font état d'effets nocifs sur les homards (adultes et larves) ainsi que sur des espèces de crevettes, mais présentent moins de données sur les crabes (Hamoutene *et al*. 2023a, Kingsbury *et al*. 2023). Un examen des observations vidéo de référence a montré que des crustacés (principalement du krill) ont été observés à 23 des 74 stations, et à 4 de ces stations, le krill a été signalé en nombre supérieur à 20 individus.

L'utilisation du benzoate d'émamectine (le cas échéant) pourrait avoir une incidence sur les espèces de krill et de crabe observées au site de Wallace Cove, selon le mode d'action du composé.

Étouffement et hypoxie

Tous les stades sessiles des espèces sont sensibles dans la ZEP benthique et donc vulnérables aux faibles niveaux d'oxygène, à l'étouffement ou à l'exposition aux médicaments administrés par voie alimentaire, le cas échéant (MPO 2022b, c), en particulier ceux qui se trouvent le plus près des réseaux de cages, car le dépôt diminue avec la distance. 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 ministère. Lorsque les données disponibles sont limitées, les experts examinent si le type de substrat benthique convient à la croissance de ces espèces. Le développement de l'aquaculture aux sites accroît 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.

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; MPO 2010). Bien que les coraux n'aient pas été identifiés dans le rapport d'évaluation de base, ils ont été observés dans la vidéo (p. ex. *Gersemia* sp.), entre les stations. Les anémones de mer étaient également très abondantes sur le substrat rocheux (souvent plus de 20 individus par station). Bien qu'il soit indiqué que celles-ci ne se situent pas à l'intérieur des limites du réseau de cages (figures 5 et 6), il n'y avait pas de données vidéo utilisables sous le réseau de cages pour le confirmer. Les crinoïdes (comatules) étaient l'un des taxons les plus abondants (parfois plus de 20 individus par station), et les ophiures étaient également communes à certaines stations (figures 5 et 6). Des bryozoaires ont été observés entre les stations, mais ils n'ont pas été signalés dans le rapport d'évaluation de base. Des pétoncles ont été signalés, mais pas en forte abondance, et un gisement de moules bleues (*Mytilus edulis*) a été signalé.

Des flux élevés de matières particulaires 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* spp. and *Phakellia* spp.) et le corail mou *Duva florida* (Dunlop *et al*. 2021); tous les taxons étant observés sur la côte sud de Terre-Neuve. Kutti et ses collaborateurs (2022) ont montré que les coraux (*Desmophyllum pertusum*, publié sous le nom de *Lophelia pertusa*) présentaient des taux métaboliques réduits, une croissance réduite et des réserves d'énergie réduites par rapport à ceux qui se trouvent en dehors de l'empreinte principale de sédimentation des fermes salmonicoles en Norvège. 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.

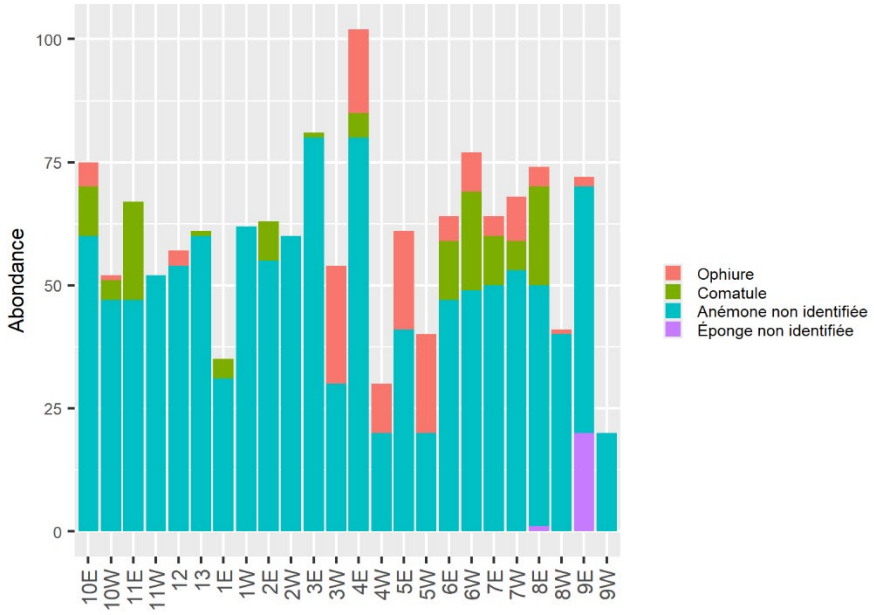

Figure 5 : Résumé des dénombrements de spécimens pour certains taxons mentionnés dans le rapport d'évaluation de base pour la Wallace Cove. (Remarque : il s'agit de dénombrements bruts qui ne tiennent pas compte de la superficie.)

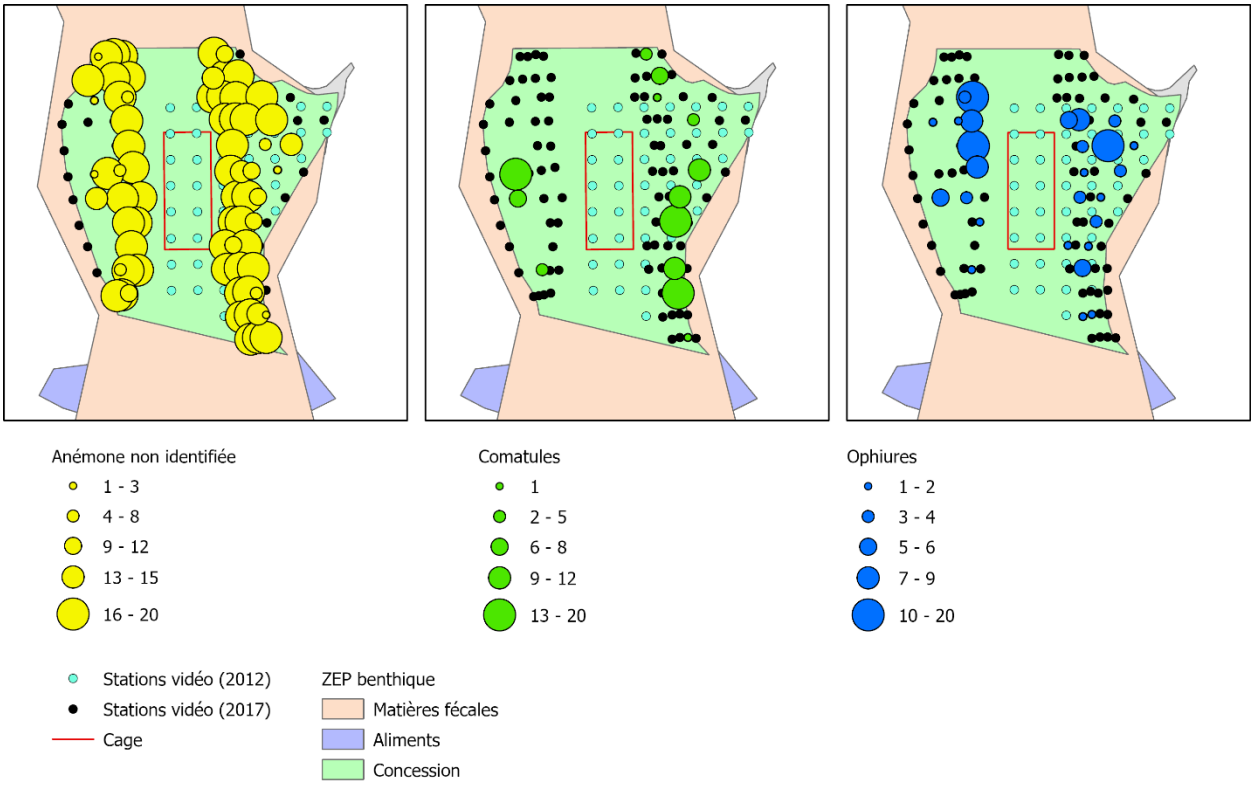

Figure 6 : Répartition de trois espèces benthiques communes d'après la vidéo du VTG de 2017 à Wallace Cove.

Zone d'exposition potentielle 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 aquacoles, 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 sont sensibles à de telles expositions. 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. 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 un certain temps (ARLA 2014, 2016a,b, 2017).

Le calcul prudent de la ZEP pélagique présume l'administration de traitements par bain avec bâche, compte tenu de la zone d'exposition plus grande qui devrait en résulter par rapport à un traitement dans un vivier. Le bain avec bâche consiste à entourer un enclos en filet avec des bâches et à y ajouter les médicaments pour le traitement, tandis qu'avec la méthode en vivier, dans lequel les poissons sont pompés 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 déplace 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).

Le peroxyde d'hydrogène et l'azaméthiphos sont les seuls pesticides homologués 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). L'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène produisent tous deux un faible taux de décomposition de la matière active par rapport au taux de dilution. Une échelle de temps de la dilution a était utilisé pour passer d'une concentration du traitement ciblé à une Norme de qualité de l'environnement (NQE) pour calculer la ZEP pélagique. La ZEP a été calculée à l'aide d'une valeur prudente de la NQE qui assure un niveau de protection de 95 % des espèces (selon les données disponibles) tel qu'inféré des valeurs de la CD5 (c.-à-d. la concentration dangereuse à laquelle 5 % des espèces sont touchées ou potentiellement touchées; TGD 2018). Des facteurs d'évaluation sont utilisés pour saisir certaines des incertitudes liées à la quantité et à la pertinence des données de toxicité disponibles utilisées pour calculer une NQE (TGD 2018); les valeurs de la NQE pour les deux pesticides comprennent des facteurs d'évaluation de 2 et 5 pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement (Hamoutene et al. 2023a). 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 (2023a) ont inféré une NQE pour l'azaméthiphos inférieure à la valeur précédemment utilisée de 1 µ g/L, avec une valeur mise à jour de 0,1 µ g/L. De plus, le peroxyde d'hydrogène n'est pas aussi bénin que ce qui était auparavant supposé (Bechmann *et al*. 2019, Escobar-Lux et Samuelsen 2020, Escobar-Lux *et al*. 2020, Mill *et al*. 2021) et pourrait demeurer au-dessus des concentrations seuils suggérées pendant une période plus longue que celle de l'azaméthiphos. La NQE pour le peroxyde d'hydrogène est de 150 µ g/L (Hamoutene *et al*. 2023a). Le tableau 4 donne les valeurs des principaux paramètres utilisés dans le calcul de la ZEP pélagique. Page et ses collaborateurs (2023 b) ont décrit une méthode permettant de calculer le temps nécessaire à la concentration du pesticide dans la cellule de traitement pour obtenir une dilution inférieure à la NQE (temps de dilution par la suite) pour les agents thérapeutiques ci-dessus, ainsi que la profondeur maximale potentielle de la parcelle atteinte par le panache contenant une concentration toxique de pesticide. Le temps requis 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 et la concentration initiale des agents thérapeutiques du traitement, ainsi que de la NQE. En considérant une profondeur de traitement de 24 m (en supposant 60 % de la hauteur du filet), le temps de dilution pour l'azaméthiphos est de 18,4 h et celui du peroxyde d'hydrogène est de 47,3 h. La demi-vie dans l'eau de mer de l'azaméthiphos est de 8,9 jours et le peroxyde d'hydrogène varie de 7 à 28 jours, et dépend de multiples facteurs chimiques (formulation et stabilisation) et environnementaux (Burridge et Holmes 2023). Pour les deux composés, ces temps de dilution se situent dans la demi-vie évaluée, que ce soit en tant qu'ingrédients actifs ou en tant que formules. L'azaméthiphos se décompose par hydrolyse (ARLA 2016b) et le peroxyde d'hydrogène se dégrade en oxygène et en eau (Haya *et al*. 2005; Lyons *et al*. 2014). La profondeur maximale des parcelles est de 49,8 m pour l'azaméthiphos et de 65,2 m pour le peroxyde d'hydrogène, respectivement.

Tableau 4 : Valeurs des principaux paramètres utilisés dans le calcul de la ZEP pélagique.

	Azaméthiphos	**Peroxyde d'hydrogène**
Profondeur du traitement (environ 60 % de la hauteur du filet) [m]	24	24
Circonférence de la cage [m]	160	160
Concentration du traitement [µg/l]	100	$1,5 \times 10^6$
NQE [µ g/L]	0,1	150

Compte tenu de l'information sur la profondeur maximale potentielle de la parcelle de traitement, les renseignements sur le courant océanique couvrant la profondeur maximale de la parcelle sont utilisées pour évaluer la ZEP pélagique. La vitesse du courant est obtenue en calculant la moyenne de tous les DVP maximaux (annexe A) à l'intérieur de cette couche, qui est multipliée par la période de dilution et donne la 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. Bien que 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, la ZEP

pélagique ne quantifie pas l'intensité ou la durée de l'exposition, et ne quantifie pas non plus la fréquence de l'exposition. Les zones ne supposent pas que les régions de la ZEPP ont le même risque d'exposition.

Compte tenu de la grande différence entre le taux de décomposition nécessaire pour obtenir une NQE pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène (1 000 fois pour l'azaméthiphos et 10 000 fois pour le peroxyde d'hydrogène) et en supposant une concentration de traitement de 100 µ g/L pour le premier et de 1,5x106 µ g/L (1,5 g/L) pour cette dernière, deux ZEP pélagiques différentes ont été calculées. Le tableau 5 montre la distance potentielle parcourue par les particules représentant l'azaméthiphos et de manière similaire, le tableau 6 pour le peroxyde d'hydrogène, pendant leur période de dilution respective. Comme le montrent les tableaux, les particules traitées peuvent atteindre une distance de 9 à 11 km et de 10 à 16 km du centre du réseau de cages pendant les temps de dilution de 18,4 et 47,3 heures de l'azaméthiphos et du peroxyde d'hydrogène, respectivement. La ZEP pélagique est illustrée aux figures 7 et 8 pour les sites. La majeure partie de l'exposition est prévue dans la zone pélagique; cependant, comme la ZEP pélagique se trouve près du littoral, les zones peu profondes (moins de 49,8 m et 65,2 m de profondeur pour l'azaméthiphos et le peroxyde d'hydrogène, respectivement) peuvent également être exposées à des concentrations de pesticides toxiques si les courants océaniques se déplacent vers le rivage. Il convient de noter que dans un chenal comportant plusieurs sites où des ZEP individuelles se chevauchent, la ZEP définie par les données sur le courant le plus vers le rivage devrait être utilisé pour décrire l'exposition potentielle lors de l'évaluation de la ZEP extracôtière, car le mouvement des particules est soumis aux courants océaniques les plus proches de son emplacement. Comme la ZEP pélagique s'étend aux zones extracôtières, le régime actuel différent augmente l'incertitude dans le calcul. Les figures 7 et 8 montrent le chevauchement des ZEP des différents sites, illustrant la nature additive des pesticides potentiellement toxiques si des traitements successifs sont effectués dans la même zone au cours de cette période. 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. Comme pour la ZEP benthique, l'interprétation des résultats de la ZEP pélagique devrait tenir compte du fait qu'ils ne fournissent qu'un ordre de grandeur de la distance en fonction des données d'entrée disponibles, en particulier les renseignements actuels à un emplacement près des emplacements respectifs des sites.

Tableau 5 : Estimations de la ZEP pélagique de premier ordre associées aux distances horizontales potentielles parcourues par des particules qui ne coulent pas représentant l'azaméthiphos pendant une période de dilution de 18,4 h et une profondeur maximale de parcelle de 49,8 m. Les ZEP sont calculées en utilisant les renseignements actuels au-dessus de ~37 m (à l'extérieur de la baie, les renseignements provenant de Wild Cove devraient délimiter la ZEP globale dans la zone extracôtière).*

	Wallace Cove	**Dennis Arm**	**Wild Cove**
Vitesse max. actuelle pendant la période de dilution [cm/s]	13,9	16,7	12,2
Rayon de la ZEP [km]	9,4	11,3*	8,3*

Tableau 6 : Estimations de la ZEP pélagique de premier ordre associées aux distances horizontales potentielles parcourues par les particules qui ne coulent pas représentant le peroxyde d'hydrogène pendant une période de dilution de 47,3 h et une profondeur maximale de parcelle de 65,2 m. Les ZEP ont été calculées à l'aide des renseignements actuels au-dessus de ~41 m (à l'extérieur de la baie, les renseignements provenant de Wild Cove devraient délimiter la ZEP globale dans la zone extracôtière).*

	Wallace Cove	Dennis Arm	Wild Cove
Vitesse max. actuelle pendant la période de dilution [cm/s]	5,7	9,6	7,4
Rayon de la ZEP [km]	9,9	16,5	12,8*

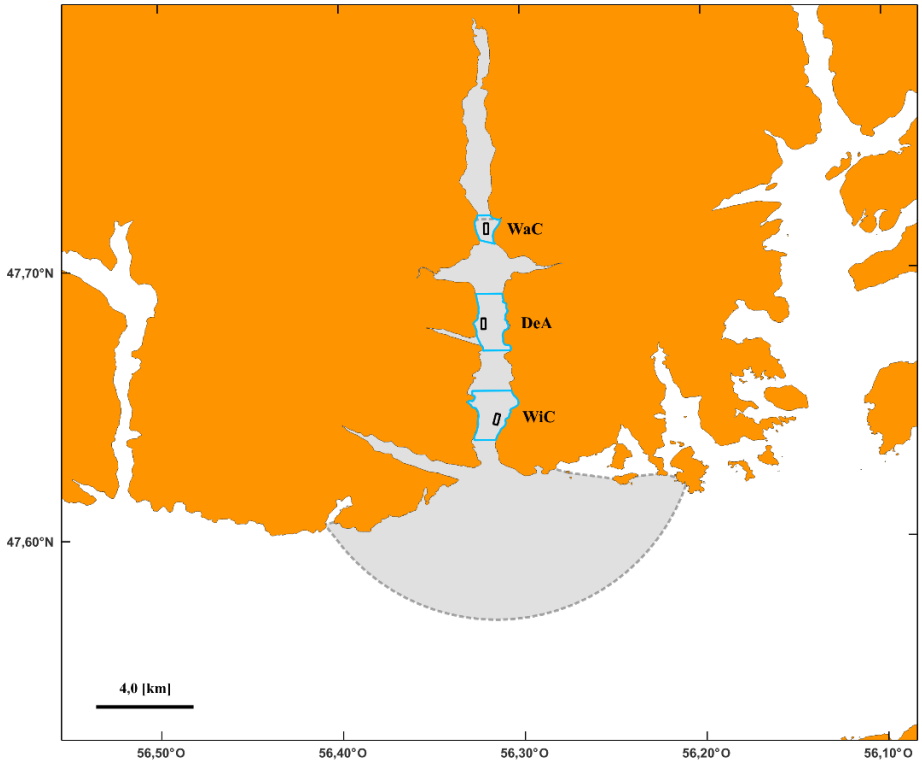

Figure 7 : ZEP pélagique combinée (zones ombragées en gris) pour les sites associés au traitement par l'azaméthiphos. Les rectangles noirs représentent les zones des cages et les polygones bleus délimitent la zone de la concession de chaque site (Wild Cove : WiC, Dennis Arm : DeA et Wallace Cove : WaC) Il convient de noter que la ZEP pélagique couvre l'ensemble de Facheux Bay et que la ZEP extracôtière présente une plus grande incertitude en raison d'un régime actuel différent et inconnu. Les fonds marins côtiers moins profonds que 49,8 m peuvent être exposés à des concentrations toxiques. La délimitation de la ZEP à l'extérieur du chenal est évaluée en utilisant seulement les renseignements provenant de la mesure du courant la plus proche de l'embouchure du chenal (WiC).

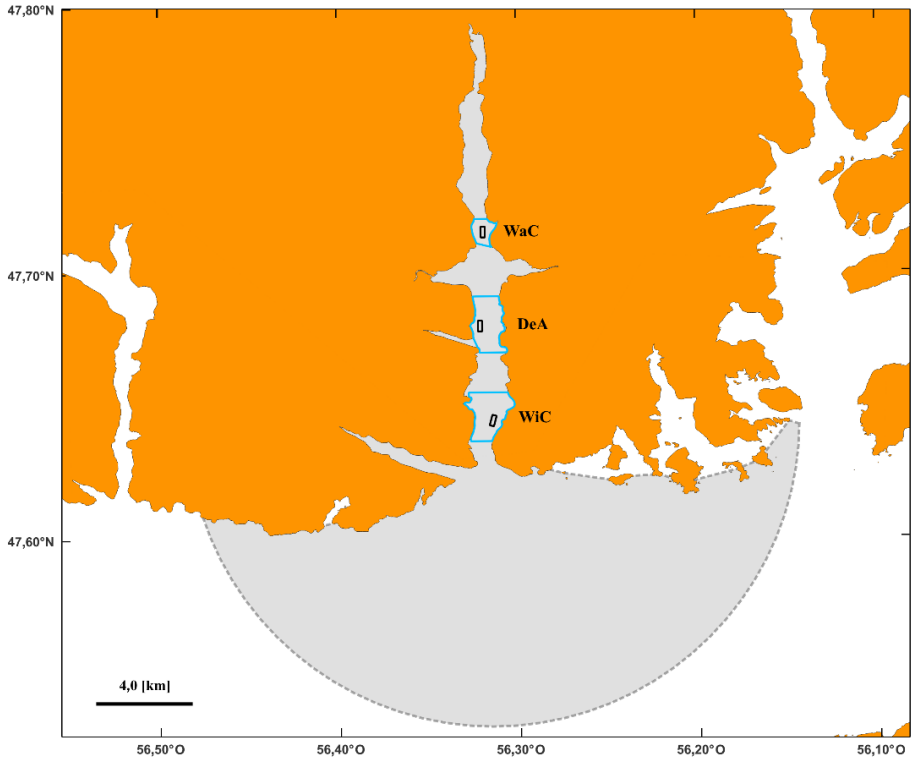

Figure 8 : ZEP pélagique combinée (zones ombragées en gris) pour les sites associés au traitement au peroxyde d'hydrogène. Les rectangles noirs représentent les zones des cages et les polygones bleus délimitent la zone de la concession de chaque site (Wild Cove : WiC, Dennis Arm : DeA et Wallace Cove : WaC) Il convient de noter que la zone pélagique d'exposition prévue couvre l'ensemble de Fâcheux Bay et que la zone hauturière d'exposition prévue présente une plus grande incertitude en raison d'un régime actuel différent et inconnu. Les fonds marins côtiers moins profonds que 65,2 m peuvent être exposés à des concentrations toxiques. La délimitation de la ZEP à l'extérieur du chenal est évaluée en utilisant seulement les renseignements provenant de la mesure du courant la plus proche de l'embouchure du chenal (WiC).

Interactions avec des espèces sensibles

Les crustacés sont le groupe pour lequel le plus grand nombre de données sur la toxicité est disponible concernant les deux pesticides administrés par bain approuvés (Hamoutene *et al*. 2023 b). En ce qui concerne l'azaméthiphos, les crustacés sont très sensibles (p. ex., Burridge *et al*. 2014, Ernst *et al*. 2014). En ce qui concerne le peroxyde d'hydrogène, des données récentes sur la toxicité indiquent que les crustacés ont une plus faible tolérance aux concentrations létales que les autres espèces, ce qui les place à l'extrémité la plus sensible d'une courbe de la distribution de sensibilité des espèces (DSE). Cependant, en tenant compte des effets sublétaux, les crustacés sont répartis uniformément sur la courbe de la DSE (Hamoutene *et al*. 2023 b). Comme précisé précédemment, les observations vidéo de référence ont montré la présence des crustacés (principalement du krill) à 23 des 74 stations et plus de 20 individus à quatre de ces stations, ce qui indique l'exposition potentielle de ces espèces sensibles à l'utilisation benthique et pélagique de composés contre le pou du poisson.

Il existe peu d'études sur les effets potentiels des pesticides sur les moules. Une étude menée en 2007 a montré que l'azaméthiphos peut moduler la fonction des hémocytes et la défense immunitaire chez les moules bleues à des concentrations pertinentes sur le plan environnemental après seulement quelques heures (Canty *et al*. 2007). Des travaux plus récents sur l'exposition avec les larves de la moule géante (*Choromytilus chorus)* indiquent que l'azaméthiphos peut moduler les signatures transcriptomiques liées au développement précoce (Núñez-Acuña *et al*. 2022).

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).

Les effets potentiels des pesticides sur les espèces non ciblées sont inconnus, mais ils seront probablement limités aux individus et aux habitats présents dans la ZEP et les zones environnantes. Cependant, leur utilisation dans les sites aquacoles peut également réduire l'abondance des copépodes et d'autres invertébrés qui sont la proie d'espèces de poissons pélagiques et d'organismes aux premiers stades biologiques.

Interactions entre les espèces de salmonidés

Échappés de sites aquacoles

Des études génétiques menées dans le sud de Terre-Neuve et dans les Maritimes au cours de la dernière décennie ont documenté une hybridation généralisée entre le saumon sauvage et les poissons d'élevage échappés (Bradbury *et al.* 2020a, 2022; Holborn *et al*. 2022; Keyser *et al*. 2018; Sylvester *et al*. 2019; Wringe *et al*. 2018). Dans l'ensemble de l'Atlantique Nord, l'ampleur des impacts génétiques attribuables au saumon atlantique d'élevage évadé sur les populations sauvages a été corrélée à la biomasse du saumon d'élevage dans les cages avoisinantes et à la taille des populations sauvages. Le risque posé au saumon sauvage dans le sud de Terre-Neuve a récemment été évalué en combinant une évaluation de la probabilité et une évaluation des conséquences (MPO 2024b). Ce processus a permis de conclure que le risque pour l'abondance du saumon sauvage dans cette région (c.-à-d. l'unité désignable [UD] 04B) du sud de Terre-Neuve-et-Labrador - ouest variait de faible à élever et que le risque posé au caractère génétique était élevé dans toute la gamme des taux d'évasion examinée. Ce risque important existe dans le contexte d'une population sauvage en déclin qui est actuellement désignée comme étant menacée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC 2010) et qui fait l'objet d'une réévaluation après de nouveaux déclins (MPO 2025).

Les interactions génétiques potentielles résultant de l'augmentation proposée des permis de pêche du poisson à nageoires (d'un million d'individus/site à deux millions d'individus/site) dans trois sites de Facheux Bay, au sud de Terre-Neuve, ont été prises en compte ici. La répartition des échappés à l'état sauvage dans le cadre du régime de production proposé (augmentation existante et proposée) a été modélisée au moyen d'un modèle spatial de la dispersion et de la survie (Bradbury *et al*. 2020 b) et décrite en détail dans MPO (2024 b).

Les prédictions du modèle pour chaque rivière ont été évaluées en fonction d'un seuil de 10 % pour la proportion d'échappés par rapport à la taille de la population sauvage, au-delà duquel des déclins démographiques et des changements génétiques ont été prévus dans les populations sauvages (Bradbury *et al.* 2020 b; MPO 2024b). Ce seuil est également utilisé régulièrement en Norvège (p. ex, Glover *et al*. 2020; Taranger *et al*. 2015) et en Islande

(MFRI 2020). La taille des populations sauvages a été estimée en fonction de la longueur axiale et a été corrigée pour tenir compte des récents déclins de la population en comparaison avec les données récentes de surveillance du saumon atlantique. Dans l'UD 04B, qui s'étend de Terrenceville Brook à Brarachois River, une correction de déclin de 60 % a été appliquée en fonction des statistiques sur la pêche à la ligne. Toutefois, pour les rivières situées dans la Bay d'Espoir, une correction de déclin supplémentaire de 20 % (total de 80 %) a été appliquée, en fonction des tendances des barrières de dénombrement propres à cette région (MPO sous presse [1]). Pour les rivières de l'UD 04A voisine (sud de Terre-Neuve-et-Labrador – est), la taille de la population a été utilisée sans qu'aucune correction du déclin ne soit appliquée en fonction des tendances de l'abondance de la population dans la région. Ces valeurs ont été utilisées pour les rivières évaluées dans les deux UD où des estimations réelles de l'abondance étaient disponibles (p. ex. Conne River, Garnish River, Northeast Placentia).

Le nombre d'échappés prévus par unité de production à partir des données sur les évasions déclarées et la production de Terre-Neuve ainsi que dans plusieurs autres territoires, a été estimé à environ 0,2 fugitif par tonne de production, reconnaissant qu'il a déjà été démontré que les évasions signalées sous-estiment l'exposition des populations sauvages aux échappés (Skilbrei *et al.* 2015). Pour les niveaux de production appliqués dans l'analyse, les niveaux de production maximaux admissibles sont utilisés, tout en reconnaissant que ces niveaux n'ont pas été atteints historiquement après le MPO (2024 b). De plus, la taille des populations sauvages a probablement été surestimée en raison de la comparaison directe avec les données du recensement et les évaluations des stocks et des preuves de déclins continus dans la région. Le modèle tient compte des périodes de mise en jachère et des pertes de production de 20 %, comme l'indique le promoteur, et suppose un poids de récolte de 5 kg.

La Wild Cove, le Dennis Arm et la Wallace Cove sont situés dans la Facheux Bay, dans l'UD 04B. La Facheux Bay renferme trois petits systèmes de saumons; le Bottom Brook et le Allan's Cove Brook (tous deux prévus), ainsi que le Brent Cove Brook (non prévu). Les simulations de la dispersion des échappés indiquent qu'il y aurait une augmentation totale de 2,75 % du nombre d'échappés présents dans la région associée aux augmentations proposées pour ces sites, tous se dispersant vers les rivières de l'UD 04B. Dans l'ensemble, 31/53 ou 58 % des rivières à saumon de cette UD devraient compter plus de 10 % d'échappés, soit la même proportion que le scénario actuel de délivrance de permis. La majorité des évasions depuis les sites devraient se produire dans les trois réseaux hydrographiques mentionnés, le Bottom Brook, le Allan's Cove Brook et le Brent Cove Brook (augmentation de 37,8 % à 39 % des échappés dans chacun d'eux) ainsi que dans le Dolland Brook dans la Hare Bay (augmentation de 35,2 % à 36,5 %), et les répercussions de cette augmentation pourraient s'observer aussi loin à l'ouest que le Middle Brook et aussi loin à l'est que le Old Brook (figure 9). Cette zone de dispersion englobe les rivières du fond de la Bay d'Espoir, y compris la Conne River, où les proportions prévues d'échappés étaient déjà les plus élevées et devraient encore augmenter (de 38,9 % à 40 %). Au niveau régional (c.-à-d. l'UD), la proportion du total des échappés par rapport au total des saumons dépasse le seuil de prudence de 10 % et devrait être de 17,2 % (une augmentation de 16,8 %). Ces données correspondent aux répercussions génétiques importantes relevées dans la région. En fin de compte, bien que la proportion d'échappés prévus ait augmenté à certains endroits près des sites, le risque au niveau de l'UD pour l'abondance du saumon sauvage (faible risque) et les caractéristiques génétiques (risque élevé) restent inchangés par rapport à celui du MPO (2024 b). Il est important de noter qu'en ce qui concerne le risque pour l'abondance lié aux évasions, l'évaluation n'a pris en compte que les conséquences directes du croisement entre le saumon atlantique d'élevage et le saumon atlantique sauvage; elle ne tenait pas compte des effets écologiques.

En l'absence d'un programme de surveillance des échappés, il subsiste une grande incertitude quant au nombre et à la répartition des échappés dans le sud de Terre-Neuve. Les poissons d'élevage sont capturés à certains sites de surveillance du MPO dans la région, et l'attribution au producteur constituerait un outil précieux pour gérer les répercussions. Le ministère fédéral a élaboré des procédures opérationnelles normalisées pour ce type d'analyse génétique et pour maintenir la chaîne de possession. De plus, un récent aperçu des mesures d'atténuation potentielles (MPO 2024b) a permis de conclure qu'il n'est pas possible d'éliminer toutes les erreurs humaines et les défaillances de l'équipement associées aux échappées de saumon atlantique dans les parcs en filet. L'examen a permis de conclure qu'aucune mesure unique n'éliminerait les échappés, à l'exception des populations entièrement stériles ou des parcs entièrement clos (MPO 2024b).

Le promoteur est tenu de se conformer au Code de Confinement de Terre-Neuve-et-Labrador (NLFFA 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. Le Code de confinement exige que le détenteur du permis signale immédiatement les échappés au MPO et au ministère des Pêches, des Forêts et de l'Agriculture de Terre-Neuve-et-Labrador.

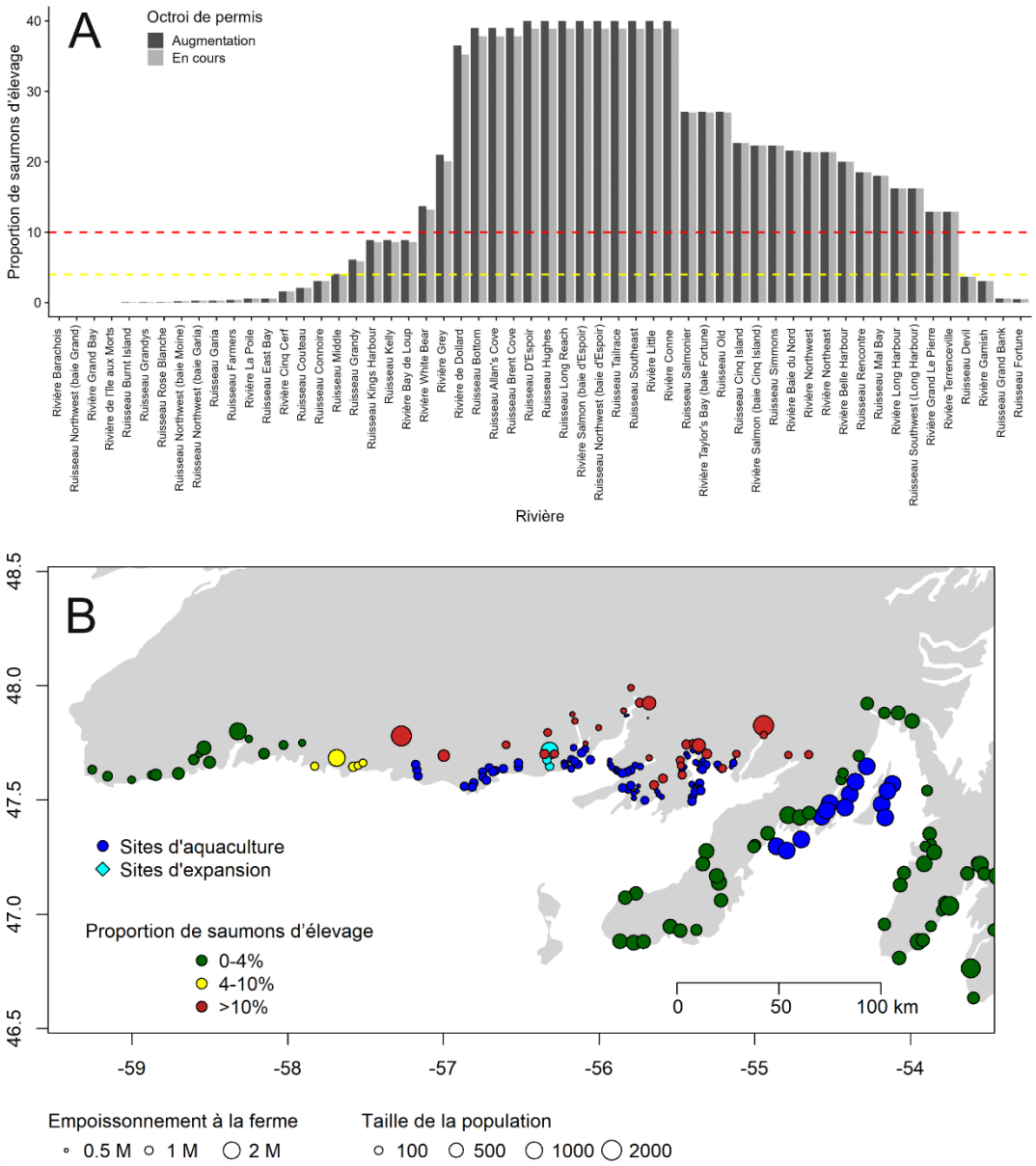

Figure 9 : (A) Proportion modélisée (%) de saumons d'élevage échappés par rapport à la population sauvage de saumon atlantique, basée sur 0,2 échappé par tonne, pour 106 rivières de la côte sud de Terre-Neuve. Seules 56 des 106 rivières (des ZPS 11 et 12) sont montrées, car le pourcentage d'échappés de la ZPS 10 est négligeable. Les chiffres sont fondés sur l'empoissonnement maximal autorisé actuel de 1 million d'individus dans la Wild Cove, le Dennis Arm et la Wallace Cove et sur l'augmentation proposée de 2 millions d'individus pour chaque site. La ligne jaune indique une proportion de 4 % d'échappés par rapport à la taille de la population sauvage, tandis que la ligne rouge indique une proportion de 10 %, au-delà de laquelle des déclins démographiques et des changements génétiques ont été prévus dans les populations sauvages. (B) Répartition des rivières/ruisseaux à saumon sauvage et des sites d'aquaculture dans l'ensemble du sud de Terre-Neuve. Les sites d'aquaculture sont représentés par des cercles bleus et sont mis à l'échelle en fonction de la taille maximale d'empoissonnement indiquée dans chaque permis. Les rivières sont représentées par des cercles rouges, jaunes et verts, et sont regroupées en fonction du risque de changement du caractère génétique

déterminé par le pourcentage de saumons d'élevage dans la rivière, et mis à l'échelle de la taille de la population.

Ascendance européenne

Une analyse récente utilisant la génomique des populations pour étudier la présence d'introgression européenne dans les populations de saumon atlantique sauvage et d'élevage en Amérique du Nord (Bradbury *et al*. 2022) a démontré que les saumons d'élevage contenus et évadés échantillonnés dans le Canada atlantique avaient une partie de leur ADN attribuable à un croisement récent avec des saumons d'origine européenne. De plus, à la suite d'une évasion dans la Fortune Bay en 2015, deux saumons sont détectés avec une ascendance 100 % européenne (Bradbury *et al*. 2022). Dans tout le Canada atlantique, l'ascendance européenne a été détectée chez des saumons sauvages échantillonnés dans des zones autour de sites d'aquaculture (p. ex. Conne River), ce qui indique que les poissons d'élevage échappés avec des gènes européens qui se sont croisés avec le saumon sauvage atlantique constituent la source. Ces résultats démontrent que des individus d'ascendance européenne complète et partielle ont été utilisés au cours de la dernière décennie, et que certains de ces individus se sont échappés et se sont hybridés dans la nature (Bradbury *et al*. 2022). Une analyse récente d'échantillons de saumons qui se sont échappés d'un site de l'étang Long (aire de croissance en filets ouverts) dans le sud de Terre-Neuve (2021) et un événement d'évasion dans la Bay of Fundy (2023) indiquent la présence d'une ascendance européenne importante chez les saumons d'élevage. Dans l'échappée de 2021, 21 % des 189 poissons analysés affichaient une ascendance européenne de plus de 10 %, et dans l'échappée de 2023, 33 % des échappés analysés présentaient une ascendance européenne de plus de 10 %. Il a été démontré que le saumon européen diffère considérablement du saumon nord-américain pour une variété de gènes et de caractéristiques importants (Islam *et al*. 2020, 2021, 2022a, b; Lehnert *et al*. 2019, 2020), Cette observation augmente donc considérablement le risque pour les populations de saumon sauvage si des individus s'échappent et se reproduisent entre eux, comme cela a été démontré (Bradbury *et al*. 2022). Dans d'autres territoires (p. ex. le Maine), il faut effectuer un dépistage préalable des poissons pour déterminer leur ascendance européenne avant leur transfert dans des cages marines, et de tels efforts pourraient également être déployés pour atténuer les répercussions dans le sud de Terre-Neuve également. Pêches et Océans Canada a mis au point un nouvel outil de contrôle des marqueurs génomiques choisis pour permettre une identification précise de l'ascendance européenne (Nugent *et al.* 2023).

AUTRES CONSIDÉRATIONS ET SOURCES D'INCERTITUDE

Eutrophisation

L'augmentation de la charge en éléments nutritifs découlant des augmentations de la biomasse aux 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 2023b). 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 DBO est élevée, le biote peut consommer de l'oxygène diffus dans la colonne

d'eau avant qu'il ne se mélange au fond (Fennel et Testa 2019), ce qui pourrait prolonger la durée des événements hypoxiques dans les eaux de fond au-delà de la fin d'une période de température élevée. 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 des 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 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). L'ensemble du réseau de cages à Wallace Cove est positionné à des profondeurs supérieures à 30 m et, par conséquent, aucune surveillance n'est nécessaire en vertu du RAA actuel. Par conséquent, il n'est pas possible d'évaluer la présence d'indicateurs visuels de l'enrichissement organique (p. ex. le pourcentage de couverture des espèces du genre *Beggiatoa*, complexes de polychètes opportunistes) ou les concentrations élevées de sulfure dans les sédiments pour déterminer si ces indicateurs se situent dans les seuils de conformité indiqués dans le RAA.

Effets cumulatifs

Les effets cumulatifs ne sont pas pris en compte dans le cadre de ce processus, malgré la proximité des sites les uns par rapport aux autres (avec chevauchement entre la ZEP benthique-matières fécales et les ZEP pélagiques pour les deux pesticides administrés par bain). 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.

Données océanographiques et résultats des modèles présentés par le promoteur

L'expansion de l'aquaculture sur la côte sud de Terre-Neuve dans des régions éloignées où les connaissances scientifiques sont limitées exige que le processus d'examen scientifique du MPO s'appuie sur les données fournies par le promoteur. L'examen dépend de la qualité et de la quantité de ces données. Le promoteur a recueilli des données sur les courants océaniques aux sites et à diverses profondeurs avec des renseignements limités pour les profondeurs de moins de 200 m. L'analyse de la vitesse du courant à chaque profondeur montre la variabilité des courants dans la colonne d'eau, qui correspond par ailleurs à la variabilité observée dans d'autres baies de la même région (Donnet *et al*. 2022; Ratsimandresy *et al*. 2019).

Compte tenu de la variabilité saisonnière observée dans la région et des courants océaniques plus forts à l'automne, ces sites connaissent probablement une variabilité similaire. Les courants océaniques n'ont été mesurés que de 31 à 51 jours; une période de collecte de données aussi courte ne permet pas de saisir la variabilité saisonnière.

L'analyse des courants océaniques provenant des divers emplacements du fjord a révélé une variabilité spatiale. Les courants dans la région extracôtière diffèrent probablement aussi de ceux mesurés à l'intérieur des baies. Cette différence entraînera une variabilité de la distance de transport selon l'emplacement, ce qui pourrait modifier la ZEP associée.

Le calcul de la ZEP nécessite l'accès à une série chronologique de données sur les courants océaniques à diverses profondeurs dans la colonne d'eau. Mis à part les données recueillies par l'industrie de l'aquaculture, aucune autre donnée n'est généralement disponible pour cette zone de la côte sud de Terre-Neuve.

Zones d'exposition potentielles (ZEP)

Milieu physique

Les activités de salmoniculture à Terre-Neuve se déroulent dans des baies ou des bras s'apparentant à des fjords avec un littoral et une bathymétrie complexes. La distance du littoral par rapport aux bords des parcs en filet peut varier de 50 à 600 m (Page *et al*. 2023a); dans le présent examen, la distance varie de 160 à 260 m. Les profondeurs sous le réseau de cages pourraient varier d'environ 40 m à aussi loin que 380 m (MPO 2022a, c; Page *et al*. 2023a, le présent examen). Dans la zone de concession, les profondeurs vont de très peu profondes (moins de quelques mètres près du littoral) à très profondes (~390 m); avec de telles profondeurs, les courants océaniques varient probablement verticalement.

L'analyse des courants océaniques à partir des sites montre une variabilité spatiale (verticale et horizontale), le courant suivant la direction du chenal où les données ont été recueillies. Cette tendance est conforme à celle de Page et ses collaborateurs (2023a), qui ont indiqué que le courant prédominant a tendance à suivre le chenal dans lequel se trouve le site d'aquaculture, et à l'analyse des courants océaniques dans la région par Donnet et ses collaborateurs (2022) et Ratsimandresy et ses collaborateurs (2019), montrant la présence d'une structure verticale. Il est également possible que la vitesse maximale du courant sous-marin soit plus élevée entre 20 et 60 m (MPO 2022a; Donnet *et al*. 2022). Bien que les marées puissent contribuer à la variabilité du niveau de la mer (Ratsimandresy *et al*. 2020), elles contribuent généralement de façon minimale à la variabilité des courants (Ratsimandresy *et al*. 2019).

En ce qui concerne la variabilité saisonnière, le régime océanique dans les baies et les bras de mer de la côte sud de Terre-Neuve est plus dynamique à l'automne que pendant les autres saisons (Donnet *et al*. 2022, Ratsimandresy *et al*. 2019), pour les courants moyens et maximaux. Ainsi, le calcul de la dispersion et du dépôt des particules rejetées par l'activité aquacole ne peut refléter que la période au cours de laquelle les données sur les courants océaniques ont été recueillies.

Calcul du modèle

Le calcul de la ZEP n'utilise que quelques données d'entrée, à savoir une vitesse de courant horizontal représentative de l'ensemble de la colonne d'eau, une vitesse de descente des particules et un point de données sur la profondeur représentatif de la zone d'intérêt. Les deux dernières variables sont utilisées pour calculer le temps de descente et la période de dilution pour les particules qui ne coulent pas. Il est essentiel de choisir une vitesse de courant représentative de la période d'analyse. Les ZEP pour divers traitements fournissent une possible étendue spatiale maximale de l'exposition, mais pas une mesure précise de la concentration, de la durée ou de la fréquence de l'exposition.

Pour les sites d'aquaculture à Terre-Neuve, compte tenu de la complexité et de la variabilité des courants, la ZEP est calculée à l'aide d'une méthode qui tient compte du DVP maximal. Cette

méthode fournit une vitesse de courant qui est plus représentative du site et qui réduit au minimum la surestimation. L'analyse utilise une série chronologique des vitesses du courant recueillies à diverses profondeurs dans la colonne d'eau. Il convient de noter qu'une certaine amélioration peut encore être nécessaire dans le processus de sélection de la vitesse du courant qui représente le mieux l'ensemble de la colonne d'eau ou la couche où les particules qui ne coulent pas se dispersent; une telle amélioration peut être effectuée à mesure que davantage de données océanographiques sont obtenues et une meilleure compréhension du processus est acquise aux fins de l'analyse.

Une ZEP fournit une estimation de l'ordre de grandeur de l'échelle spatiale de l'exposition potentielle (annexe B, tableau A1-2). Combiné à l'information sur la présence d'espèces, d'habitats ou d'autres activités humaines dans la zone, tout chevauchement avec une ZEP pouvant susciter une préoccupation potentielle peut nécessiter une estimation plus détaillée et précise de l'exposition pour évaluer les répercussions ou les mesures d'atténuation. Une estimation d'une telle précision nécessiterait des modèles plus avancés, donc davantage de ressources informatiques et de temps. Ces modèles devraient tenir compte des données sur le courant océanique avec une variation temporelle et spatiale (verticale et horizontale), ainsi que des vitesses de descente des particules plus réalistes et des données sur l'alimentation variables dans le temps pour calculer la dispersion et finalement le dépôt de déchets provenant des fermes aquacoles; par exemple, le modèle de circulation océanique en trois dimensions FVCOM (modèle des volumes finis d'océanologie côtière, Chen *et al*. 2003, 2006) combiné à un modèle de suivi des particules (Page *et al*. 2015) ou au modèle de circulation en trois dimensions ROMS (système de modélisation océanique régionale; Shchepetkin et McWilliams 2005) combiné au logiciel commercial de dispersion/dépôt des déchets aquacoles NewDEPOMOD (Chary *et al*. 2021).

Relevés benthiquesrelevés benthiques relevés benthiques

La diversité, la répartition et l'écologie des communautés benthiques dans de nombreuses régions le long de la côte sud de Terre-Neuve 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 ces zones font l'objet d'observations. En ce qui concerne la présente évaluation, la qualité vidéo est trop faible pour permettre une évaluation significative de la présence de toute faune benthique et le rapport de référence ne décrit qualitativement que la faune benthique des stations à 65 m de profondeur. L'absence de données vidéo sur le fond marin pour la zone directement sous le réseau de cages signifie que les espèces benthiques sensibles potentielles et l'habitat associé qui pourraient être vulnérables à l'exposition aux dépôts de matières organiques ne peuvent pas être évalués adéquatement. Les sections les plus profondes de la baie pourraient avoir une communauté faunique différente des parties moins profondes, mais il a été impossible d'évaluer cette hypothèse.

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 100 % des stations. Ces images ne sont pas de haute qualité. 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 décrit dans le rapport, la qualité de la caméra exerce aussi une influence importante.

Bien qu'il soit possible de déterminer les principaux groupes fauniques dans la plupart des séquences, la qualité médiocre entrave les identifications plus spécifiques, et bien des cas, il est difficile de comprendre comment les animaux pourraient être identifiés aux faibles niveaux

taxonomiques auxquels ils ont été identifiés dans la demande. La faible qualité des vidéos remettra en question l'analyse comparative future des activités avant et après l'aquaculture.

Le promoteur a fourni les abondances de la faune benthique observée pendant les relevés du fond marin. Si les organismes étaient très abondants, le promoteur a classé les dénombrements comme étant supérieurs à vingt (>20). Cependant, il n'est pas mentionné si, à une station particulière, >20 signifie une quantité beaucoup plus grande, comme 25 ou 50. Les absences de taxons et les abondances indiquées doivent être interprétées avec prudence, puisque les chiffres ne tiennent pas compte des chiffres relatifs (c.-à-d. par rapport à la zone surveillée) et que la distance entre la caméra et le fond marin pourrait être légèrement différente d'une station à une autre.

De plus, les abondances fauniques n'ont été enregistrées qu'à des intervalles précis le long de chaque transect. L'analyse d'un petit nombre d'intervalles ou de segments du transect entier sous-estime la faune présente. Par exemple, le sébaste était abondant aux transects 4E et 4W parmi les anémones de mer et dans les crevasses rocheuses (d'après la vidéo), mais ceux-ci n'ont pas été consignés dans le rapport d'évaluation de base. De plus, des coraux mous, de la morue franche, des poissons plats et des éponges ont été observés dans la vidéo, mais n'ont pas été dénombrés parce qu'ils ne se trouvaient pas à la valeur de distance sélectionnée le long du transect. Tous les efforts possibles doivent être déployer pour représenter adéquatement et avec précision la faune présente dans la zone de concession.

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 leur forme actuelle, aucune des spécifications relatives à la surveillance visuelle opérationnelle en vertu de la norme de surveillance prévue dans le Règlement sur les activités d'aquaculture, en ce qui concerne la clarté de l'image, la résolution, le champ de vision ou l'utilisation de caméras vidéo manipulées par des plongeurs, remorquées ou télécommandées ne s'applique à la collecte des données pour le relevé de référence. La cohérence de ces exigences peut avoir amélioré 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.

Dans sa trousse de demande, le promoteur a fourni les données de la surveillance de la biomasse de pointe du RAA des deux cycles de production précédents à Wallace Cove; toutefois, ces données n'ont pas été fournies aux fins d'examen par la réunion.

Incidences de l'exposition sur les espèces sensibles

La mesure dans laquelle les espèces de poissons sauvages et leurs habitats seront exposés aux activités d'aquaculture est 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, la sensibilité des stades biologiques et des habitats de certaines espèces aux effets potentiels des opérations aquacoles ne sont pas bien connues (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 évolue (mécanisme d'exposition, exposition aiguë ou chronique, utilisation de plusieurs produits chimiques, impacts létaux et sublétaux, 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 demeurent incertains. L'absence d'études de toxicité propres à l'espèce pour des espèces importantes dans la région, comme le homard et le pétoncle, 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 prédire l'ampleur de l'impact et des conséquences sur l'espèce, l'abondance et la répartition.

Interactions entre les espèces de salmonidés

La dépendance à l'égard d'un modèle de dispersion pour prédire les répercussions sur les populations de saumon sauvage est en grande partie attribuable au manque ou au nombre limité de données locales sur le nombre d'échappés, leur dispersion et leur survie jusqu'à la reproduction. Les principales sources d'incertitude entourant les échappés sont les suivantes : l'exactitude des échappées signalées qui reflètent les échappées réelles, le nombre réel d'échappés par unité de production, le comportement de dispersion et la distance de dispersion des échappés, la proportion d'échappés ayant atteint la maturité sexuelle, et la période de l'année de l'évasion. Bien que les valeurs de ces paramètres utilisées dans le modèle puissent ne pas s'appliquer également à toutes les zones, les données limitées disponibles pour le sud de Terre-Neuve nécessitaient l'utilisation des meilleures estimations disponibles pour ces paramètres tirées de la littérature. Les résultats de la conformité et des inspections font état d'évasions dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador et se trouvent dans les rapports annuels de conformité récents et archivés. Le nombre déclaré d'évasions de saumons atlantiques varie entre 0 et 140 000 poissons par année depuis 1990. De 2012 à 2022, les évasions se sont produites en quatre ans : 20 500 en 2013; 1 000 en 2015; 3 000 en 2018; 10 000 en 2021.

Une analyse de sensibilité par Bradbury *et al*. (2 020 b) comprenait plusieurs paramètres clés du modèle de dispersion et constituait la base des estimations des paramètres du modèle dans une évaluation des risques précédente (MPO 2024b). De telles analyses de sensibilité permettent de prévoir le degré de changement des interactions génétiques dans une gamme de valeurs potentielles, lorsque les données empiriques sont insuffisantes ou manquantes. Pour l'évaluation des risques (MPO 2024b), ces analyses de sensibilité et une gamme de taux d'évasion sont utilisées afin d'évaluer les répercussions des interactions génétiques dans divers scénarios. De plus, plusieurs sources de données sur les évasions (échappées signalées par l'industrie, surveillance des rivières et dépistage génétique pour l'introgression) ont été utilisées compte tenu de l'incertitude associée à ces paramètres.

Une autre source d'incertitude est la mise en œuvre actuelle des valeurs de production pour l'industrie. Les niveaux de production dans le modèle ont utilisé la production maximale autorisée par site. Bien que des efforts aient été déployés dans le modèle afin de tenir compte de la mise en jachère et d'une proportion de pertes dues à l'empoissonnement par la récolte, il est reconnu que les niveaux maximaux de production admissibles n'ont pas été atteints et ne reflètent pas nécessairement actuellement le cycle de production des zones de gestion, car toutes les exploitations ne sont pas exploitées en même temps.

Du point de vue du saumon atlantique sauvage, les estimations de la taille de la population propre aux cours d'eau constituent la principale source d'incertitude. Ces estimations étaient fondées sur la superficie de l'habitat et les besoins en matière de conservation des œufs, ajustées pour tenir compte des déclins régionaux découlant des relevés des stocks de saumon atlantique sauvage. Par conséquent, l'incertitude demeure tant pour les estimations de la taille de la population que pour la vulnérabilité des populations individuelles de saumon sauvage étant donné que les caractéristiques multiples d'une population (p. ex. fécondité des femelles,

ratio entre les mâles et les femelles) pourrait avoir une incidence sur le niveau d'impact des interactions génétiques directes avec les échappés des installations aquacoles.

Le nombre d'échappés a globalement diminué ces dernières années, malgré une augmentation simultanée de la production (Strand *et al*. 2024). Ce déclin a été lié à l'amélioration des conditions opérationnelles (p. ex ingénierie, équipement et réglementation). La qualité des résultats du modèle est proportionnelle à celle des données disponibles ou utilisées pour les simulations; une mise à jour des simulations du modèle basée sur les données récentes et locales sur les échappées et le nombre réel de poissons dans l'eau, si des données récentes sont disponibles, serait bénéfique pour l'industrie et les organismes gouvernementaux.

CONCLUSIONS

Cadre de référence 1 : *D'après les données disponibles concernant le site de Wallace Cove et les renseignements scientifiques, quelles sont les zones d'exposition potentielles associées à l'utilisation des produits approuvés pour le traitement sanitaire des poissons dans l'environnement marin et quelles sont les conséquences prévues pour les espèces vulnérables?*

- La ZEP benthique associée à l'utilisation de produits de traitement sanitaire des poissons dans les aliments, où les répercussions sont les plus intenses, est située dans un rayon de 1 km du site de Wallace Cove, ce qui est généralement du même ordre de grandeur que la zone de concession. Aucun chevauchement avec les autres sites du fjord n'est prévu pour les ZEP benthiques fondées sur les déchets alimentaires.
- La ZEP associée aux médicaments administrés par voie alimentaire présent dans les fèces se trouve dans un rayon d'environ 3,7 km du site de Wallace Cove. Un chevauchement avec les autres sites du fjord est à prévoir pour les traitements dans la même baie.
- La ZEP pélagique associée à l'utilisation de pesticides approuvés se trouve dans un rayon d'environ 9,4 km pour l'azaméthiphos et d'environ 9,9 km pour le peroxyde d'hydrogène du site de Wallace Cove.
- La ZEP pélagique associée à l'utilisation de pesticides administrés par bain indique un chevauchement important dans la baie. Ces ZEP pélagiques s'étendent aux masses d'eau au-delà des baies et pourraient atteindre les rivages et avoir des répercussions sur les zones peu profondes adjacentes à chaque site. Il est recommandé de tenir compte des effets cumulatifs de ces pesticides sur les espèces sensibles.
- Le traitement contre le pou du poisson pourrait avoir une incidence sur les crustacés par l'exposition des adultes au benthos (ZEP benthique) et par l'exposition pélagique des stades larvaires aux pesticides administrés par bain (ZEP pélagique). En ce qui concerne les espèces de krill qui occupent principalement la zone pélagique, l'exposition aux pesticides administrés par bain pourrait représenter un risque pour tous les sites.

Cadre de référence 2 : *D'après les données disponibles pour la Wallace Cove, quelles sont les espèces benthiques sensibles et quels sont les habitats associés qui se trouvent dans les zones d'exposition benthiques potentielles et qui sont vulnérables à une exposition découlant du dépôt de matières organiques? Quelle comparaison peut-on établir entre cette réparation et l'étendue de ces espèces et de leur habitat dans les environs (c.-à-d. sont-ils communs ou rares)? Quelles sont les répercussions prévues des activités aquacoles proposées sur l'habitat et les espèces vulnérables?*

- Compte tenu du chevauchement des ZEP des déchets alimentaires et des matières fécales, les communautés benthiques directement sous les cages et dans la concession devraient

être exposées à l'enrichissement organique et aux résidus chimiques. Il pourrait également y avoir un chevauchement avec la ZEP d'autres sites de la baie (Dennis Arm et Wild Cove).

- En raison des caractéristiques de leur cycle biologique, 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. En raison de l'absence de données pour les profondeurs supérieures à 300 m, l'incidence de l'augmentation de la biomasse sur les espèces benthiques sensibles et les habitats à ces profondeurs n'a pas pu être évaluée.
- Bien que les coraux n'aient pas été identifiés dans le rapport d'évaluation de base, leur présence a été détectée dans le cadre des observations vidéo (p. ex. *Gersemia* sp.), entre les stations, ce qui n'est pas une exigence du RAA. Les éponges incrustantes et les anémones de mer étaient abondantes. Cependant, la faune n'a pas pu être identifiée au-delà des groupes taxonomiques de niveau supérieur en raison de la mauvaise qualité des données d'imagerie; des échantillons physiques sont requis pour l'identification au niveau de l'espèce. Les examens précédents de Dennis Arm et de Wild Cove ont également permis d'identifier des anémones de mer abondantes (identifiées comme *Stomphia* sp.), des éponges incrustantes et des coraux mous. Des comatules ont également été identifiées à ces sites, mais pas aux mêmes abondances élevées observées à Wallace Cove.

Cadre de référence 3 : *Quels sont les répercussions ou les risques prévus pour les populations de saumon atlantique des interactions génétiques directes associées à tout poisson d'élevage échappé découlant de l'augmentation proposée de la biomasse aux trois sites?*

- Une évaluation récente du risque posé au saumon sauvage par une interaction génétique directe avec des saumons d'élevage échappés dans le sud de Terre-Neuve a indiqué le risque pour l'abondance de la population (à l'exclusion des effets écologiques) était de faible à élever et que le risque pour le caractère génétique était élevé dans l'ensemble de la gamme des taux d'évasion examinés. Ce risque existe dans le contexte d'une population sauvage en déclin actuellement désignée comme menacée par le COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) et qui fait actuellement l'objet d'une réévaluation après de nouveaux déclins.
- Les simulations de la dispersion des échappés indiquent qu'il y aurait une augmentation totale de 2,75 % du nombre d'échappés présents dans la région associée aux augmentations proposées aux trois sites, tous se dispersant vers les rivières de l'UD du sud de Terre-Neuve-et-Labrador - ouest (04B).
- Malgré cette petite augmentation globale, 31 des 53 (ou 58 %) rivières à saumon de cette UD dépassent encore le seuil de 10 % pour les échappés, seuil au-delà duquel des déclins démographiques et des changements génétiques ont été prévus dans les populations sauvages, plusieurs rivières atteignant de 2 à 4 fois ce seuil. Ce scénario est inchangé par rapport au scénario actuel de délivrance de permis.
- En outre, les simulations suggèrent une augmentation de 37,8 % à 39 % de la proportion potentielle d'échappés par rapport à la taille de la population pour les trois populations dans la baie, et les effets de cette augmentation sur la dispersion peuvent être observés aussi loin à l'ouest que dans le Middle Brook et aussi loin à l'est que dans le Old Brook.

Conclusions supplémentaires de la réunion

- Les prédictions du risque génétique posé par les saumons d'élevage échappés résultant des augmentations de la production proposées peuvent être élevées en raison de la

présence d'une ascendance européenne chez le saumon atlantique d'élevage au Canada atlantique, ascendance observée à plusieurs reprises au cours des deux dernières décennies. À Terre-Neuve, le transfert de saumons atlantiques vers des sites d'aquaculture marine a été approuvé. Les demandes de transfert et la délivrance de permis pour des sources établies (p. ex. diploïde, souche du fleuve Saint-Jean) sont courantes et les décisions sont principalement fondées sur la confirmation de l'état de santé du poisson. Le processus de demande pourrait tenir compte de l'exigence selon laquelle les producteurs doivent effectuer des tests génétiques pour confirmer la génétique (origine) du poisson.

- Les données de référence et les normes opérationnelles fournissent la majorité des données utilisées dans le présent examen. Il est nécessaire de procéder à des mises à jour des données d'entrée requises pour amener les programmes de surveillance aux normes actuelles et réduire l'incertitude observée dans bon nombre des flux de données.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Affiliation
James Meade	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Andry Ratsimandresy	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Ryan Command	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Vonda Hayes	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Sarah Lehnert	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Michelle Fitzsimmons	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Steve Duffy	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Ian Bradbury	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Keith Clarke	MPO, Sciences, région de Terre-Neuve-et-Labrador
Dounia Hamoutene	MPO, Sciences, région des Maritimes
Victoria Neville	Centre des avis scientifiques, Terre-Neuve-et-Labrador
Terry Bungay	Gestionnaire régional de l'aquaculture, Terre-Neuve-et-Labrador
Ellen Careen	Gestionnaire régional de l'aquaculture, Terre-Neuve-et-Labrador
Chris Hendry	Gestionnaire régional de l'aquaculture, Terre-Neuve-et-Labrador
Melanie Irvine	Programme de protection du poisson et de son habitat, Terre-Neuve-et-Labrador
Mark Coulson	MPO, Sciences, région de la capitale nationale
Norman Penton	Gouvernement de T.-N.-L.
Aaron Bennett	Mowi Canada East
Gideon Pringle	Mowi Canada East
Katie Power	Fish, Food and Allied Workers Union
Darrell Green	Newfoundland and Labrador Environmental Industry Association
Ross Hinks	Première Nation de Miawpukek
Andrew Pinsent	Qalipu
Ian Fleming	Ocean Science Center

Nom	Affiliation
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. Edited by B. Hargrave. Springer, New York. 467 pp.

Baillon, S., Hamel, J-F., Wareham, V.E., and Mercier, A. 2012. Deep Cold-water Corals as Nurseries for Fish Larvae. Front. Ecol. Environ. 10(7): 351–356.

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.

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.

Bechmann, R.K., Arnberg, M., Gomiero, A., Westerlund, S., Lyng, E., Berry, M., Agustsson, T., Jager, T. and Burridge, L.E. 2019. Gill damage and delayed mortality of Northern shrimp (*Pandalus borealis*) after short time exposure to anti-parasitic veterinary medicine containing hydrogen peroxide. Ecotox. Environ. Saf. 180: 473–482.

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.

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.

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.

Bradbury, I. R., Lehnert, S. J., Kess, T., Van Wyngaarden, M., Duffy, S., Messmer, A. M., Wringe, B., Karoliussen, S., Dempson, J.B., Fleming, I.A., Solberg, M.F., Glover, K.A., and Bentzen, P. 2022. Genomic evidence of recent European introgression into North American farmed and wild Atlantic salmon. Evol. Appl.15(9): 1436–1448.

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. et Holmes, A. 2023. Examen actualisé des dangers associés aux pesticides et médicaments utilisés dans le milieu marin par l'industrie piscicole au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/067. iv + 42 p.

Burridge, L.E., Haya, K., Zitko, V., and Waddy, S. 1999. The Lethality of Salmosan (Azamethiphos) to American Lobster (*Homarus americanus*) Larvae, Postlarvae, and Adults. Ecotox. Environ. Saf. 43(2): 165–169.

Burridge, L.E., Haya, K., Waddy, S.L., and Wade, J. 2000a. 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., Page, F.H., Waddy, S.L., Zitko, V., and Wade, J. 2000b. The lethality of the cypermethrin formulation Excis® to larval and post-larval stages of the American lobster (*Homarus americanus*). Aquaculture. 182(1–2): 37–47.

Burridge, L.E., Hamilton, N., Waddy, S.L., Haya, K., Mercer, S.M., Greenhalgh, R., Radecki, S., Crouch, L.S., Wislocki, P.G., and Endris, R.G. 2004. Acute toxicity of emamectin benzoate (SLICE™) in fish feed to American lobster, *Homarus americanus*. Aquacult. Res. 35(8): 713–722.

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.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.

Canty, M.N., Hagger, J.A., Moore, R.T.B., Cooper, L., and Galloway, T.S. 2007. Sublethal impact of short-term exposure to the organophosphate pesticide azamethiphos in the marine mollusc *Mytilus edulis*. Mar. Pollut. Bull. 54(4): 396–402.

CFIA. 2016. Notice to Industry - Viral Haemorrhagic Septicaemia Virus detected in Atlantic herring in Newfoundland and Labrador.

Chamberlain, J. and Stucchi, D. 2007. Simulating the effects of parameter uncertainty on waste model predictions of marine finfish aquaculture. Aquaculture. 272: 296–311.

Chary, K., Callier, M. D., Coves, D., Aubin, J., Simon, J., and Fiandrino, A. 2021. Scenarios of fish waste deposition at the sub-lagoon scale: a modelling approach for aquaculture zoning and site selection. ICES J. Mar. Sci. 78 (3): 922–939.

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.

Chen, C., Beardsley, R.C. and Cowles, G. 2006. An Unstructured Grid, Finite-Volume Coastal Ocean Model (FVCOM) System. Oceanography. 19(1): 78–89.

CHS NONNA. 2024. Canadian Hydrographic Service Non-Navigational (NONNA) Bathymetric Data. Accessed on Dec 2024.

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. xlvii + 136 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.

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.

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.

Dunlop, K., Harendza, A., Bannister, R., and Keeley, N. 2021. Spatial response of hard-and mixed-bottom benthic epifauna to organic enrichment from salmon aquaculture in northern Norway. Aquacult. Environ. Interact. 13: 455–475.

Ernst, W., Doe, K., Cook, A., Burridge, 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.

Escobar-Lux, R.H. and Samuelsen, O.B. 2020. The Acute and Delayed Mortality of the Northern krill (*Meganyctiphanes norvegica*) When Exposed to Hydrogen Peroxide. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 105(5): 705–710.

Escobar-Lux, R.H., Parsons, A., Samuelsen, O.B., and Agnalt, A.-L. 2020. Short-term exposure to hydrogen peroxide induces mortality and alters exploratory behavior of European lobster (*Homarus gammarus*). Ecotox. Env. Saf. 204: 11111.

Fennel, K. and Testa, J.M. 2019. Biogeochemical controls on coastal hypoxia. Annu. Rev. Mar. Science. 11:105–130.

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.

Gill, A.E. 1982. Atmosphere-ocean dynamics. Academic press. 681 pp.

Glover, K.A., Wennevik, V., Hindar, K., Skaala, O., Fiske, P., Solberg, M.F., Diserud, O.H., Svasand, T., Karlsson, S., Andersen, L.B. and Grefsrud, E.S. 2020. The future looks like the past: Introgression of domesticated Atlantic salmon escapees in a risk assessment framework. Fish Fish. 21(6): 1077–1091.

Government of Canada. 2023. Ecologically and Biologically Significant Areas.

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., and 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., Ratsimandresey, 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., Marteinson, S., Kingsbury, M., and McTavish, K. 2023a. 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., Kingsbury, M., Davies, J., Le, A., Blais, D.R., and Gagnon, M. 2023b. The persistence of emamectin benzoate in marine sediments with different organic matter regimes, temperature conditions, and antibiotic presence. Mar. Pol. Bull. 197: 115714.

Haya, K., Burridge, L.E., Davies, I.M., and Ervik, A. 2005. A Review and Assessment of Environmental Risk of Chemicals Used for the Treatment of Sea Lice Infestations of Cultured Salmon. Environ. Chem. 5(M): 305–340.

Holborn, M.K., Crowley, S.E., Duffy, S.J., Messmer, A.M., Kess, T., Dempson, J.B., and Bradbury, I.R. 2022. Precocial male maturation contributes to the introgression of farmed Atlantic salmon into wild populations. Aquacult. Environ. Interact. 14: 205–218.

Inspection Canada. 2024. Therapeutant use in aquaculture - Questions and answers.

Islam, S.S., Wringe, B.F., Bradbury, I.R., and Fleming, I.A. 2020. Behavioural variation among divergent European and North American farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. Appl. Anim. Behav. Sci. 230: 105029.

Islam, S.S., Wringe, B.F., Bøe, K., Bradbury, I.R., and Fleming, I.A. 2021. Early-life fitness trait variation among divergent European and North American farmed and Newfoundland wild Atlantic salmon populations. Aquacult. Environ. Interact. 13: 323–337.

Islam, S.S., Wringe, B.F., Conway, C.M., Bradbury, I.R., and Fleming, I.A. 2022a. Fitness consequences of hybridization between wild Newfoundland and farmed European and North American Atlantic salmon. Aquacult. Environ. Interact. 14: 243–262.

Islam, S.S., Xue, X., Caballero-Solares, A., Bradbury, I.R., Rise, M.L., and Fleming, I.A. 2022b. Distinct early life stage gene expression effects of hybridization among European and North American farmed and wild Atlantic salmon populations. Molecular Ecol. 31(9): 2712–2729.

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.

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.

Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffrey, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic Salmon on wild salmon populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75: 506–512.

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.

Kutti, T., Legrand, E., Husa, V., Olsen, S. A., Gjelsvik, Ø., Carvajalino-Fernandez, M., and Johnsen, I.A. 2022. Fish farm effluents cause metabolic depression, reducing energy stores and growth in the reef-forming coral *Lophelia pertusa*. Aquacult. Environ. Interact. 14: 279–293.

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.

Lehnert, S.J., Bentzen, P., Kess, T., Lien, S., Horne, J.B., Clément, M., and Bradbury, I.R. 2019. Chromosome polymorphisms track trans-Atlantic divergence and secondary contact in Atlantic salmon. Mol. Ecol. 28(8): 2074–2087.

Lehnert, S.J., Kess, T., Bentzen, P., Clément, M., and Bradbury, I.R. 2020. Divergent and linked selection shape patterns of genomic differentiation between European and North American Atlantic salmon (*Salmo salar*). Mol. Ecol. 29(12): 2160–2175.

Lyons, M.C., Wong, D.K.H., and Page, F.H. 2014. Degradation of hydrogen peroxide in seawater using the anti-sea louse formulation Interox® Paramove™50. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3080: v + 15 p.

MFRI (Marine and Freshwater Research Institute). 2020. Risk of intrusion of farmed Atlantic salmon into Icelandic salmon rivers. In MFRI Assessment Reports. 57 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.

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. 2019. Examen du modèle de sédimentation – Rapport d'évaluation de base de Wallace Cove. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/024.

MPO. 2022a. 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. 2022b. 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. 2022c. 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. 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. 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 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.

MPO. 2024c. Revue scientifique du projet d'installation sur la côte sud de Terre-Neuve de six sites de pisciculture effectuée par le MPO de la région de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2024/063.

MPO. 2025. Mise à jour de 2024 de l'état des stocks de saumon atlantique à Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/007.

Murillo, F.J., MacDonald, B.W., Kenchington, E., Campana, S.E., Sainte-Marie, B., and Sacau, M. 2018. Morphometry and growth of sea pen species from dense habitats in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Mar. Biol. Res. 14(4): 366–82.

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.

Neves, B., Edinger, E., Layne, G., and Wareham Hayes, V. 2015. Decadal longevity and slow growth rates in the deep-water sea pen *Halipteris finmarchica* (Sars, 1851) (*Octocorallia: Pennatulacea*): implications for vulnerability and recovery from anthropogenic disturbance. Hydrobiologia. 759(1): 147–170.

NLFFA (Newfoundland and Labrador Department of Fisheries, Forestry and Agriculture). 2022. Code of Containment for Culture of Salmonids in Newfoundland and Labrador. DOC-2022-04405: 37 pp.

Nugent, C. M., Kess, T., Brachmann, M. K., Langille, B. L., Holborn, M. K., Beck, S. V., Smith, N., Duffy, S. J., Lehnert, S. J., Wringe, B. F., Bentzen, P., and Bradbury, I. R. 2023. Genomic and machine learning-based screening of aquaculture-associated introgression into at-risk wild North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. Molec. Ecol. Res. 00: 1–17.

Núñez-Acuña, G., Fernandez, C., Sanhueza-Guevara, S., and Gallardo-Escárate, C. 2022. Transcriptome profiling of the early developmental stages in the giant mussel *Choromytilus chorus* exposed to delousing drugs. Mar. Genomics. 65: 100970.

Nylund, A., Devoid, M., Mullins, J., and Plarre, H. 2002. Herring (*Clupea harengus*): A host for Infectious Salmon Anemia Virus (ISAV). Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol. 22(5): 311–318.

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. 2023a. 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.

Page, F.H., Haigh, S.P., O'Flaherty-Sproul, M.P.A., Wong, D.K.H., et Chang, B.D. 2023b. Modélisation et prévision de l'exposition de l'écosystème aux pesticides de bain rejetés par les exploitations piscicoles marines : Une première perspective. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/002. iv + 80 p.

Pahl, B.C., and Opitz, H.M. 1999. The effects of cypermethrin (Excis) and azamethiphos (Salmosan) on lobster *Homarus americanus* H. Milne Edwards larvae in a laboratory study. Aquacult. Res. 30(9): 655–665.

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.

Pond, S. and Pickard, G.L. 1983. Introductory Dynamical Oceanography. Butterworth Heinemann.

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.

Ratsimandresy, A.W., Donnet, S., and Goulet, P. 2020. Identification of geographic zones of influence associated with surface circulation for Aquaculture Bay Management Area application. J. Mar. Syst. 204: 103291.

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.

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.

Shchepetkin, A.F. and McWilliams, J.C. 2005. The Regional Ocean Modeling System (ROMS): A split-explicit, free-surface, topography-following-coordinate ocean model. Ocean Model. 9(4): 347–404.

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.

Skilbrei, O.T., Heino, M., and Svåsand, T. 2015. Using simulated escape events to assess the annual numbers and destinies of escaped farmed Atlantic salmon of different life stages from farm sites in Norway. ICES J. Mar. Sci. 72(2): 670–685.

Skøien, K.R., Aas, T.S., Alver, M.O., Romarheim, O.H., and Alfredsen, J.A. 2016. Intrinsic settling rate and spatial diffusion properties of extruded fish feed pellets. Aquacult. Engin. 74: 30–37.

Strachan, F. and Kennedy, C.J. 2021. The environmental fate and effects of anti-sea lice chemotherapeutants used in salmon aquaculture. Aquaculture. 544: 737079.

Strand, N., Glover, K.A., Meier, S., Ayllon, F., Wennevik, V., Madhun, A., Skaala, Ø., Hamre, K., Fjelldal, P.G., Hansen, T., Niemelä, E., Knutar, S., Fjeldheim, P.T., and Solberg, M.F. 2024. Regional and temporal variation in escape history of Norwegian farmed Atlantic salmon. ICES J. Mar. Sci. 81(1): 119–129.

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.

Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., Castellani, M., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2019. Estimating the relative fitness of escaped farmed salmon offspring in the wild and modelling the consequences of invasion for wild populations. Evol. Appl. 12(4): 705–717.

Taranger, G.L., Karlsen, Ø., Bannister, R.J., Glover, K.A., Husa, V., Karlsbakk, E., Kvamme, B.O., Boxaspen, K.K., Bjørn, P.A., Finstad, B., Madhun, A.S., Morton, H.C., and Svåsand, T. 2015. Risk assessment of the environmental impact of Norwegian Atlantic salmon farming. ICES J. Mar. Sci. 72(3): 997–1021.

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.

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.

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.

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.

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.

Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., Hamilton, L.C., Anderson, E.C., Fleming, I.A., Grant, C., Dempson, J.B., Veinott, G., Duffy, S.J., and Bradbury, I.R. 2018. Extensive hybridization following a large escape of domesticated Atlantic salmon in the Northwest Atlantic. Commun. Biol. 1(108): 1–9.

ANNEXES

Annexe A

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 (Page *et al*. 2023; Thomson et Emery 2014) :

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

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, Δt_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 :

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

Un exemple de DVP pour les courants océaniques à Wild Cove est illustré ci-dessous :

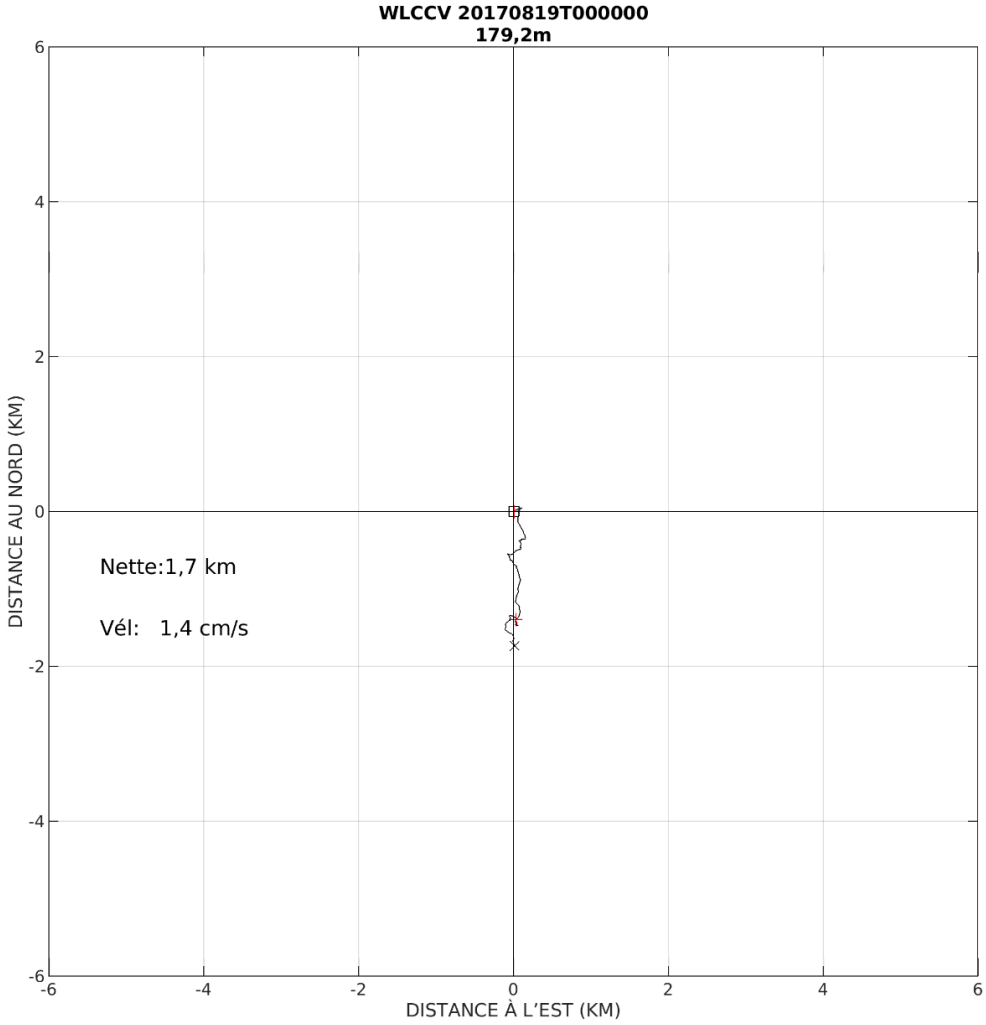

Figure A1 : Déplacement d'une particule à ~179 m de profondeur pendant 31,5 h le 19 août 2017, calculé à l'aide d'un diagramme vectoriel progressif.

En utilisant les séries chronologiques sur les courants océaniques à une profondeur, des sous-ensembles continus sur les courants pour la période de descente ou la période de dilution sont extrait pour toute la chronologie des mesures, puis utilisés 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.

Avec les profileurs de courant à effet Doppler (ADCP) mesurant les courants à diverses profondeurs. Le DVP médian et maximal et les vitesses de courant associées sont calculées pour chaque profondeur.

Pour la ZEP benthique, le déplacement maximal et la vitesse du courant associée sont calculés pour chaque profondeur comprise entre le fond du filet des cages 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.

Annexe B

Ordre de grandeur de la ZEP

Tableau A1 : Temps de sédimentation des particules (en fonction de la profondeur et de la vitesse de sédimentation).

Vitesse de sédimentation (cm/s)	Temps de sédimentation [h]		
	Profondeur de 100 m	Profondeur de 200 m	Profondeur de 300 m
10	0,27	0,55	0,83
5	0,55	1,11	1,67
1	2,77	5,55	8,33
0,5	5,55	11,11	16,67
0,1	27,78	55,55	83,33

Tableau A2 : Ordre de grandeur du déplacement des particules en fonction du temps de sédimentation/dilution et de la vitesse du courant. La ZEP est calculée comme le déplacement + 1/2 ensemble de cages. Remarque : le plus la distance augmente, moins l'hypothèse de profondeur constante et de vitesse et direction du courant constantes tient.

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

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
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
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
ISBN 978-0-660-78636-0 N° cat. Fs70-7/2025-028E-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 des augmentations proposées de la biomasse sur les sites de Mowi Canada East Inc. sites aquaculture existants. Secr. can. des avis. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2025/028.

Also available in English:

DFO. 2025. Science Review of Proposed Increases in Biomass at Mowi Canada East Inc. Existing Finfish Aquaculture Sites. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2025/028.