



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2019/074

Région de Terre-Neuve-et-Labrador

Évaluation des possibles effets génétiques directs du projet de création de nouveaux sites d'aquaculture de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador

Ian Bradbury¹, Steve Duffy¹, Sarah Lehnert¹, Ragnar Johannsson²,
Jon Hlodver Fridriksson², Marco Castellani³, Ingrid Burgetz⁴, Emma Sylvester¹,
Amber Messmer¹, Nicholas Kelly¹ et Ian Fleming⁵

¹ Direction des sciences
Pêches et Océans Canada
80, chemin East White Hills
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

² Marine and Freshwater Research Institute
Skulagata 4
101 Reykjavik, Islande

³ Département du génie mécanique
Université de Birmingham
Birmingham, Royaume-Uni

⁴ Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

⁵ Département des sciences océaniques
Université Memorial de Terre-Neuve
230, avenue Elizabeth
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5S7

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-38625-6 N° cat. Fs70-5/2019-074F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Bradbury, I., Duffy, S., Lehnert, S., Johannsson, R., Hlodver Fridriksson, J., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, E., Messmer, A., Kelly, N., et Fleming, I. 2022. Évaluation des possibles effets génétiques directs du projet de création de nouveaux sites d'aquaculture de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/074. iv + 24 p.

Also available in English:

*Bradbury, I., Duffy, S., Lehnert, S., Johannsson, R., Hlodver Fridriksson, J., Castellani, M., Burgetz, I., Sylvester, E., Messmer, A., Kelly, N., and Fleming, I. 2022. Evaluation of potential direct genetic effects of the proposed Atlantic salmon (*Salmo salar*) aquaculture site expansion in southern Newfoundland. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/074. iv + 21 p.*

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	IV
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
PRESSION DE PROPAGULES	2
MODÉLISATION FONDÉE SUR LES INDIVIDUS DES EFFETS GÉNÉTIQUES DIRECTS ..	2
MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES FUGITIFS	3
Répartition des cours d'eau et effectif des populations sauvages.....	4
Données sur la production et proportion de fugitifs.....	4
RÉSULTATS.....	7
PRESSION DE PROPAGULES	7
PRÉVISIONS DU MODÈLE FONDÉ SUR LES INDIVIDUS	7
MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES FUGITIFS.....	11
ANALYSE DE SENSIBILITÉ	14
DISCUSSION.....	17
MODÉLISATION FONDÉE SUR LES INDIVIDUS	17
PRÉVISIONS SUR LA DISPERSION DES FUGITIFS	18
RÉCAPITULATIF	20
REMERCIEMENTS	21
RÉFÉRENCES CITÉES.....	22

RÉSUMÉ

En 2019, un promoteur a présenté une demande de permis d'aquaculture pour divers sites situés sur la côte sud de Terre-Neuve-et-Labrador. La demande a été transférée au MPO pour que le ministère donne son avis sur le choix des sites et étudie la possibilité d'interactions génétiques avec le saumon de l'Atlantique sauvage. À partir de données empiriques, d'une modélisation fondée sur les individus et d'une modélisation de la dispersion, nous avons étudié les interactions génétiques que pourrait causer l'agrandissement proposé de 13 sites piscicoles (1 million de poissons par site) dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador. Pour découvrir comment la proportion de fuyitifs par rapport à l'effectif des populations sauvages influe sur les changements génétiques et démographiques dans la nature, nous avons utilisé un modèle écovgénétique du saumon de l'Atlantique fondé sur les individus adapté aux populations du sud de Terre-Neuve-et-Labrador, des données environnementales régionales, et des estimations de terrain de la survie des tacons d'élevage. Selon nos simulations, un déclin démographique et un changement génétique sont susceptibles de survenir lorsque la proportion de fuyitifs par rapport à l'effectif des populations sauvages dépasse 10 % par an. Nous avons pu prédire la présence de fuyitifs dans les cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador (population estimée à environ 22 000 individus), tant à l'heure actuelle qu'après l'agrandissement proposé, à partir de l'emplacement des cours d'eau et des sites, de modèles simples de dispersion pour les évasions hâtives et tardives, et des meilleures données disponibles du Canada et de l'Europe. Selon les prévisions du modèle de dispersion des fuyitifs, dans le contexte actuel, les cours d'eau affichant la plus grande proportion de fuyitifs par rapport à l'effectif des populations sauvages sont situés au fond de la baie Fortune et de la baie d'Espoir (total de 19 cours d'eau affichant plus de 10 % de fuyitifs, maximum de 15,6 %), ce qui concorde avec les récentes preuves empiriques d'évasion et de croisement entre espèces. À la suite de l'agrandissement proposé, le nombre de fuyitifs dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador devrait augmenter de 49 % (1,5 fois). Les cours d'eau affichant la plus grande proportion de fuyitifs par rapport à l'effectif des populations sauvages seraient situés dans la région de la baie d'Espoir (total de 20 cours d'eau affichant plus de 10 % de fuyitifs, maximum de 24 %).

INTRODUCTION

Des interactions génétiques (croisements) entre des saumons de l'Atlantique (*Salmo salar*) sauvages et des saumons de l'Atlantique d'élevage évadés ont été répertoriées dans l'aire de répartition naturelle où les deux espèces coexistent (Diserud et al. 2019, Glover et al. 2017, Keyser et al. 2018) et à jusqu'à 200 km du site aquacole le plus proche; bien que des cas éloignés en mer aient aussi été répertoriés (Hansen and Jacobsen 2003, Hansen et al. 1993, Hansen et al. 1997, Jensen et al. 2013). En conséquence, le croisement entre le saumon sauvage et le saumon d'élevage peut couvrir une vaste étendue (Glover et al. 2013, Glover et al. 2017, Heino et al. 2015, Sylvester et al. 2018, Wringe et al. 2018). Le déclin des populations sauvages et les changements génétiques en seront vraisemblablement les résultats (Castellani et al. 2015, 2018, Hindar et al. 2006, Sylvester et al. 2019). De récentes études génétiques ont documenté un croisement répandu entre le saumon sauvage et le saumon d'élevage fugitif dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador (Sylvester et al. 2018, Sylvester et al. 2019, Wringe et al. 2018) et dans les Maritimes (MPO 2018a, Lehnert et al. 2019, O'Reilly et al. 2006). Dans l'Atlantique Nord, une corrélation a été établie entre d'une part l'ampleur des effets génétiques causés par les saumons d'élevage fugitifs sur les populations sauvages, et d'autre part la biomasse des saumons d'élevage dans les enclos à proximité et l'effectif des populations sauvages (Glover et al. 2013, Glover et al. 2017, Keyser et al. 2018, Sylvester et al. 2018, Wringe et al. 2018).

En 2019, un promoteur a présenté une demande de permis d'aquaculture pour divers sites situés sur la côte sud de Terre-Neuve-et-Labrador. La demande a été transférée au MPO pour obtenir son avis sur le choix des sites. L'agrandissement proposé pourrait s'accompagner d'une augmentation des interactions génétiques entre les saumons de l'Atlantique d'élevage fugitifs et les saumons de l'Atlantique sauvages dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador. Nous souhaitons appliquer des approches fondées sur des modèles en association à des données empiriques récentes sur les interactions génétiques afin d'étudier la possibilité que l'expansion proposée dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador amène des changements génétiques et démographiques. Plus précisément, les effets sur les populations (effets démographiques et génétiques) des poissons d'élevage fugitifs ont été étudiés selon une approche de modélisation fondée sur les individus, qui visait à déterminer comment la proportion de fugitifs présents dans les cours d'eau dans la nature influe sur les changements génétiques et démographiques. Cet exercice de modélisation repose sur un modèle écogénétique du saumon de l'Atlantique fondé sur les individus récemment mis au point et constitue une prolongation du travail récemment réalisé en Norvège (Castellani et al. 2015, 2018) et au Canada (Sylvester et al. 2019). Nous avons ensuite modélisé l'aire de répartition des fugitifs dans la nature dans le contexte actuel et le contexte proposé à partir d'un modèle spatial de dispersion et de survie récemment mis à l'œuvre en Islande (Jóhannsson et al. 2017). Dans les exercices de modélisation fondée sur les individus et de modélisation spatiale, les meilleures données actuellement disponibles ont été utilisées. Les sources d'incertitude ont été relevées le cas échéant. Les populations de saumon du sud de Terre-Neuve-et-Labrador ont été classées comme menacées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEWIC 2011) compte tenu des creux records enregistrés pour l'abondance ces dernières années (MPO 2018b, 2019). Par conséquent, cette étude de l'agrandissement proposé dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador s'inscrit directement dans les obligations de Pêches et Océans Canada en vertu de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi sur les espèces en péril*.

MÉTHODES

L'adoption d'approches fondées sur des modèles pour étudier les évasions des enclos en filet et leurs effets sur les populations sauvages permet d'évaluer les scénarios d'évasion et les décisions de gestion. De tels modèles sont en cours d'élaboration tant pour les salmonidés que pour les espèces marines (e.g., Baskett et al. 2013). Du côté du saumon de l'Atlantique, plusieurs modèles des interactions génétiques et démographiques entre les poissons sauvages et poissons d'élevage fugitifs ont été élaborés ou appliqués, comme le modèle *Offshore Mariculture Escapes Genetic/Ecological Assessment* (OMEGA)(International 2012), le modèle écogénétique fondé sur les individus (Castellani et al. 2015), et le modèle de Hindar et al. (2006). Le modèle écogénétique fondé sur les individus est celui qui a été le plus largement appliqué jusqu'à présent, et il s'agit d'un modèle écogénétique du cycle biologique du saumon de l'Atlantique fondé sur les individus. Il a été appliqué pour comprendre la relation d'échelle entre la proportion de fugitifs et les effets démographiques et génétiques en Norvège (Castellani et al. 2015, 2018), la façon dont l'errance naturelle peut atténuer ces effets (Castellani et al. 2018), et la façon dont la variation du degré de sélection par rapport à la descendance aquacole dans la nature influe sur les résultats des populations (Sylvester et al. 2019). Malgré ces progrès récents de la modélisation, les estimations empiriques de nombreux paramètres importants sont toujours nécessaires pour éclairer les efforts de modélisation. En particulier, le degré de sélection par rapport à la descendance aquacole dans la nature semble être un paramètre clé dans la prédiction des effets sur les populations (Sylvester et al. 2019). Dans l'ensemble, ces études sur les effets potentiels réalisées à l'aide de modèles offrent une possibilité sans précédent d'éclairer les décisions de gestion et les décisions stratégiques concernant les effets génétiques attribuables aux saumons de l'Atlantique d'élevage qui se sont échappés.

PRESSION DE PROPAGULES

Afin d'explorer d'abord les possibles changements dans les interactions génétiques entre le saumon sauvage et le saumon d'élevage attribuables à l'agrandissement proposé, nous avons calculé la pression de propagules d'après Keyser et al. (2018) pour le régime de production existant et celui qui est proposé. La pression de propagules a été calculée pour chaque cours d'eau en divisant la densité maximale d'ensemencement permise (voir ci-dessous) par la distance par rapport au site, et en additionnant les résultats de tous les sites. Voici la formule :

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

$S_{i,y}$ correspond au site aquacole pour une année donnée (y), R à la rivière en question, $F_{i,y}$ au nombre de poissons présents sur le site S_i et LCD la fonction de distance de moindre coût. Cette mesure s'est avérée en corrélation avec la présence de fugitifs, mais aussi les interactions génétiques entre les poissons sauvages et les poissons d'élevage évadés dans le Canada atlantique (Keyser et al. 2018).

MODÉLISATION FONDÉE SUR LES INDIVIDUS DES EFFETS GÉNÉTIQUES DIRECTS

Pour étudier les effets de divers degrés d'invasion sur les populations du sud de Terre-Neuve-et-Labrador, nous avons utilisé un modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus élaboré par Castellani et al. (2018). Les méthodes de modélisation sont décrites en détail dans Castellani et al. (2015, 2018) et Sylvester et al. (2019). Ce modèle modélise les changements dans l'abondance, le génotype et la taille des individus des populations sauvages

à la suite de l'introduction d'individus d'élevage. Le modèle tient compte de la durée de l'invasion, de la taille de la population sauvage, du nombre d'envahisseurs, des conditions environnementales, de la taille des poissons et des différences génotypiques et phénotypiques entre les poissons d'élevage et les poissons sauvages. La croissance et la survie sont simulées par des processus stochastiques qui dépendent du génotype, de la taille et de l'âge des poissons, de la température et de la densité de population à trois stades de vie : embryon, juvénile et adulte. Les locus simulés sont dissociés d'une éventuelle recombinaison des gamètes, d'une hérédité aléatoire, ainsi que de divers effets sur le phénotype, et donc de l'adaptation à l'environnement. Ensemble, les effets génétiques sont corrélés de façon linéaire au phénotype. Ainsi, les valeurs génotypiques approchant 1 sont associées aux taux de croissance et de survie typiques du saumon sauvage, et les valeurs approchant 0 sont associées aux taux observés chez les poissons d'élevage fugitifs. Le succès de reproduction des poissons d'élevage fugitifs est inférieur à celui des poissons sauvages. Le succès des deux est cependant propre au sexe : la fertilité des femelles dépend de leur poids, alors que celle des mâles dépend de leur longueur, mais une maturation sexuelle précoce est possible. Sylvester et al. (2019) dressent une liste de toutes les caractéristiques du saumon de Terre-Neuve-et-Labrador et des conditions environnementales dans la région.

Les simulations s'appuient sur celles de Sylvester et al. (2019), qui utilisaient des estimations de la survie des alevins et des tacons sauvages calculées à partir de l'analyse génétique de cohortes isolées à la suite d'une évasion dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador en 2013 (Sylvester et al. 2019, Wringe et al. 2018). Les estimations de la survie utilisées ici pour les populations du sud de Terre-Neuve-et-Labrador sont inférieures à la plupart des estimations antérieures de la survie relative des tacons sauvages (Fleming et al. 2000, McGinnity et al. 2003, McGinnity et al. 1997, Skaala et al. 2019). Il a été démontré que l'augmentation de la survie en eau douce augmente les effets génétiques et démographiques (Sylvester et al. 2019). Nous avons examiné les conséquences d'une invasion sur une période de 50 ans chez une population sauvage de 500 individus, la proportion d'envahisseurs représentant de 0 à 100 % de la population sauvage annuellement. Nous avons comparé le changement dans l'abondance des populations adultes (poissons sauvages et poissons d'élevage fugitifs) et l'ensemble des effets génétiques sur tous les gènes adultes visés par la simulation pour observer les changements dans l'aptitude génétique des populations. Tous les modèles ont été appliqués sur une période de 100 ans avant l'invasion pour assurer leur stabilité et sur une période de 100 ans après la fin de la période d'invasion de 50 ans. Tous les autres paramètres sont demeurés inchangés d'un modèle à l'autre.

MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES FUGITIFS

Pour modéliser l'aire de répartition des saumons d'élevage évadés et permettre la simulation de scénarios, nous avons appliqué un modèle de dispersion simple qui intègre les meilleurs renseignements disponibles sur les niveaux locaux de production, les taux d'évasion, la survie, le comportement, le milieu et l'effectif des populations sauvages. Jóhannsson et al. (2017) fournit des précisions sur le modèle de dispersion, mais un résumé est présenté ci-dessous. Trois principales catégories de données ont été prises en compte dans le modèle. D'abord, les données sur la production, qui englobaient les emplacements, la biomasse, la taille et l'âge, ainsi que la proportion moyenne de fugitifs par unité d'effort. Ensuite, les facteurs géographiques tels que la répartition des cours d'eau le long de la côte et toute orientation des courants locaux. Enfin, le modèle comprenait toutes les données existantes sur le cycle biologique et les différences de comportement entre le saumon sauvage et le saumon d'élevage. Deux modèles distincts ont été utilisés, l'un pour les évasions hâtives (saumoneaux) et l'autre pour les évasions tardives (adultes) afin de tenir compte des différences de

comportement et de survie entre les stades de la vie. Le modèle a été mis en œuvre dans l'environnement « R » avec une interface Web.

Répartition des cours d'eau et effectif des populations sauvages

L'analyse a été effectuée pour 76 cours d'eau (réglementés et non réglementés) répartis le long de la côte sud de Terre-Neuve-et-Labrador, du ruisseau Bear Cove à la rivière Renewes (figure 1) dans lesquels se trouvent des populations de saumon de l'Atlantique sauvage. Il a déjà été démontré que cette région a subi des effets génétiques à la suite d'évasions (Keyser et al. 2018, Wringe et al. 2018). Il manque généralement de renseignements sur l'effectif des populations sauvages dans la majorité de ces cours d'eau (DFO 2013, MPO 2018b, Porter et al. 1974) et, à ce titre, les estimations de l'effectif des populations ont été obtenues à partir d'une relation établie entre la taille des cours d'eau et l'effectif des populations sauvages de Terre-Neuve-et-Labrador d'après Wringe et al. (2018). La taille des cours d'eau a été calculée en fonction de la longueur axiale jusqu'à l'obstruction complète selon des données de Porter et al. (1974), et la relation a été établie à partir des données sur l'abondance (données de barrières de dénombrement) de 2009 à 2014 lorsqu'elles étaient disponibles, ou d'une autre période de six ans représentative pour les cours d'eau sur lesquels il n'existe pas suffisamment de données modernes. Toutefois, comme cette relation repose sur l'habitat, il se peut que ces estimations ne reflètent pas les déclinés observés au cours des dernières décennies (COSEWIC 2011, MPO 2018b), et qu'elles surestiment l'effectif actuel des populations et sous-estiment la proportion de fugitifs. En cas d'erreur dans nos paramètres initiaux, les estimations du nombre d'évadés seraient plus prudentes que ne le seraient probablement les données recueillies sur le terrain. Néanmoins, il s'agit des seules estimations de la taille des stocks disponibles pour la plupart de ces systèmes.

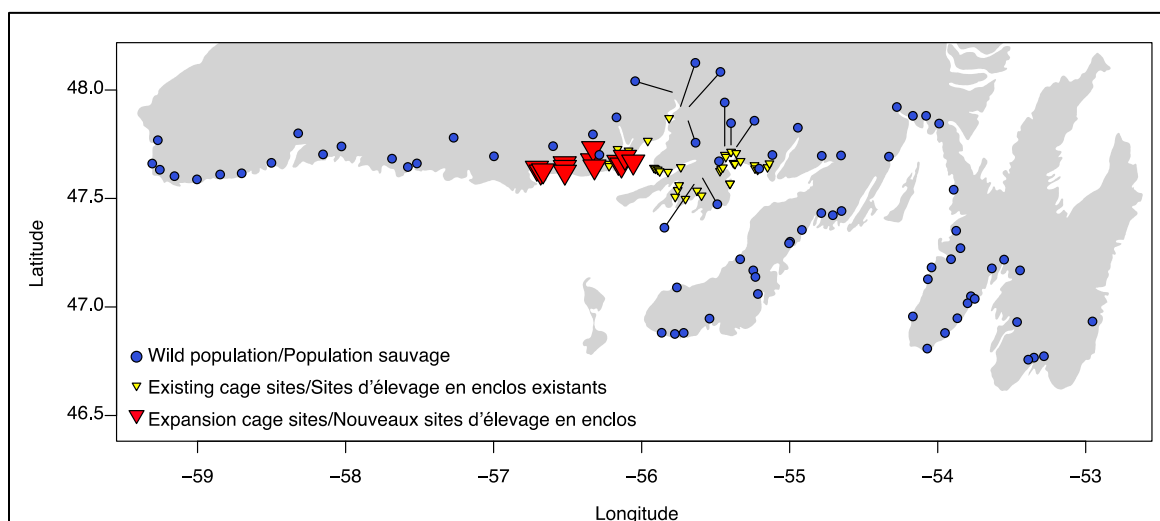


Figure 1. Carte des cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador dans lesquels la présence du saumon de l'Atlantique est connue (cercles bleus), des sites aquacoles existants (triangles jaunes) et des nouveaux sites proposés (triangles rouges).

Données sur la production et proportion de fugitifs

L'ensemencement déclaré, l'information sur les prises et l'ensemencement maximal autorisé par permis ont été obtenus auprès de la Gestion de l'aquaculture du MPO (C. Hendry, Gestion de l'aquaculture, Pêches et Océans Canada, comm. pers.) pour tous les sites aquacoles existants du sud de Terre-Neuve-et-Labrador de 2013 à 2017. Par souci d'uniformité entre les sites existants et les sites proposés, nous avons utilisé le nombre maximal d'ensemencements

autorisés. Le nombre de poissons a été converti en biomasse de récolte à l'aide d'un poids individuel de 3 kg, réduit de 25 % pour tenir compte des périodes de mise en jachère et du cycle de production et de jachère, puis multiplié par 0,65, un ratio estimé à partir d'une comparaison entre l'ensemencement et la récolte qui exclut les sites ayant connu des pertes catastrophiques. Le nombre prévu de fuyitifs par unité de production est nécessaire pour estimer le nombre de fuyitifs dans l'environnement. Comme il n'existe aucun vaste programme de surveillance des fuyitifs dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador, nous utilisons les statistiques norvégiennes sur la production annuelle et les fuyitifs pour la période de 2009 à 2016 pour estimer le nombre prévu de fuyitifs par tonne de poisson produit (Norway 2019). Toutefois, il a été démontré que ces estimations des fuyitifs étaient sous-estimées (Glover et al. 2017, Skilbrei et al. 2015); elles ont donc été ajustées d'après Skilbrei et al. (2015), conformément à Jóhannsson et al. (2017). Par conséquent, l'estimation est d'environ 0,8 poisson par tonne de production, mais étant donné l'incertitude de cette valeur pour Terre-Neuve-et-Labrador, des analyses de sensibilité approfondies ont été effectuées pour explorer d'autres valeurs.

La proportion de fuyitifs qui entrent dans les estuaires et pourraient remonter les cours d'eau a été estimée à 17 % d'après Hamoutene et al. (2018), avec correction pour les estuaires sans récepteurs. Ce calcul suppose que les fuyitifs détectés dans les estuaires entreront dans les cours d'eau adjacents et, bien que ce nombre soit inconnu, la présence des fuyitifs a bel et bien été observée dans des cours d'eau de la région (Hamoutene et al. 2018, Keyser et al. 2018). Néanmoins, il s'agit là des meilleurs renseignements disponibles à l'heure actuelle. La proportion de fuyitifs qui atteignent la maturité reproductive au moment de l'entrée en eau douce a été estimée à 63 % pour le système Garnish, nombre obtenu à partir des données de la barrière de dénombrement pour les années 2015 à 2017. Toutefois, ce chiffre n'est basé que sur les individus identifiés phénotypiquement comme étant des fuyitifs (des fuyitifs tardifs) à la barrière de dénombrement. Comme les fuyitifs hâtifs pourraient ne pas être détectés, le nombre est probablement sous-estimé. Dans l'ensemble, d'après les meilleures données disponibles, nous estimons que la proportion de fuyitifs qui pénètrent dans l'eau douce et arrivent à maturité est d'environ 11 %. Cette valeur est comparable à celle de 15 % actuellement utilisée dans des exercices de modélisation similaires en Islande (Jóhannsson et al. 2017).

Deux modèles de dispersion ont été calculés, l'un pour les saumoneaux qui se sont échappés tôt (saumoneaux) et l'autre pour les poissons qui se sont échappés tard (adultes), et nous avons supposé une répartition égale entre les deux en l'absence de données sur les évasions hâtives. Le nombre d'évasions tardives en provenance d'un seul site qui arrivent aux cours d'eau (EG) a été calculé à partir de l'équation 2, où « P » est la production aquacole, « S_G » est le nombre de fuyitifs par tonne de production et « M » est la probabilité qu'un fuyitif devienne sexuellement mature et entre en eau douce. $\frac{R}{T}$ représente la proportion du temps total passé dans les enclos (T) pendant lequel un individu peut s'échapper, survivre et atteindre la maturité sexuelle. Nous avons estimé ce ratio à 0,66, car il est peu probable qu'un fuyitif survive au-delà de cette période (un an) dans la nature (Hamoutene et al. 2018, Hansen and Youngson 2010).

$$2) \quad E_G = PS_G \frac{R}{T} M$$

Le nombre total de fuyitifs hâtifs d'un même site qui parviennent aux cours d'eau locaux a été calculé selon l'équation 3, où « P » est la production, « S_S » est le nombre de fuyitifs par tonne de production, « L » est la proportion de saumoneaux qui survivent en mer dans la nature, et $\frac{L_f}{L_w}$ est le rapport entre la survie des saumoneaux en élevage et en milieu sauvage.

$$3) \quad E_S = PS_S L \left(\frac{L_f}{L_w} \right)$$

À l'heure actuelle, la survie en mer du saumon de l'Atlantique (saumoneau à l'âge adulte) dans les cours d'eau surveillés de Terre-Neuve-et-Labrador varie d'environ 4 à 8 % (MPO 2018b), ce qui explique la valeur de 6 % fixée pour cet exercice. La survie relative des saumoneaux d'élevage par rapport aux saumoneaux sauvages a été fixée à 0,37 d'après Hindar et al. (2006).

Pour simuler la dispersion des fugitifs des sites d'élevage vers les cours d'eau, nous utilisons une répartition selon la loi de Weibull orientée par deux paramètres, représentant à la fois la largeur et la forme ou l'asymétrie de l'aire de répartition. Pour estimer la largeur de l'aire de répartition ou la distance à laquelle les fugitifs peuvent se disperser le long de la côte, nous avons utilisé une combinaison de données expérimentales sur les rejets (Hamoutene et al. 2018), de recaptures de fugitifs (Keyser et al. 2018) et d'estimations génétiques des croisements entre espèces (Sylvester et al. 2018, Wringe et al. 2018). De même, 56 des 62 cours d'eau des Maritimes situés à moins de 300 km d'une exploitation aquacole comptaient des saumons d'élevage fugitifs selon Morris et al. (2008). Nous avons fixé une distance maximale de 200 km, plus courte que celle utilisée ailleurs (i.e., Jóhannsson et al. 2017), mais tout de même plus longue que le marquage et les indications génétiques de la dispersion des fugitifs dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador. La modification de la forme ou de l'asymétrie de l'aire de répartition peut permettre aux projections de tenir compte de l'influence que peuvent avoir les courants océaniques sur les profils de répartition (Hansen and Youngson 2010). Dans la région, les courants océaniques sont largement influencés par les vents, principalement le vent du nord-est en hiver et au printemps, et le vent du sud-ouest en été et en automne. Selon un récent travail de marquage (Hamoutene et al. 2018), il n'y aurait aucun biais évident à l'est ou à l'ouest dans les déplacements le long de la côte. Par conséquent, nous avons utilisé une répartition symétrique pour la dispersion des fugitifs hâtifs et tardifs.

Des analyses de sensibilité ont été effectuées en variant plusieurs paramètres et en étudiant le nombre de fugitifs et leur répartition dans les cours d'eau dans le contexte de l'agrandissement proposé. Tout d'abord, nous avons fait varier le nombre de fugitifs par unité de récolte de 0,2, 0,4, 0,8, à 1,2 poisson par tonne. Ensuite, nous avons fait varier la proportion de fugitifs hâtifs et tardifs : tous hâtifs, moitié-moitié, et tous tardifs. Enfin, nous avons fait varier la proportion de fugitifs tardifs qui atteignent la maturité et entrent dans les cours d'eau de 0,06, 0,11 et 0,16.

RÉSULTATS

PRESSION DE PROPAGULES

Notre calcul de la pression de propagules selon l'étendue et l'aire de répartition actuelles de la production indique que les zones où la pression de propagules prévue est la plus élevée se trouvent au fond de la baie Fortune (figure 2A). Selon le scénario d'agrandissement proposé (figure 1), cette zone devrait également s'étendre à la zone de la baie d'Espoir (figure 2B). Ici, la pression de propagules devrait augmenter d'au moins deux fois dans sept cours d'eau, y compris la rivière Conne, la rivière Little et le ruisseau Southeast (figure 2C).

PRÉVISIONS DU MODÈLE FONDÉ SUR LES INDIVIDUS

Les simulations à partir du modèle fondé sur les individus ont permis d'examiner les tendances de l'abondance des populations et de la fréquence allélique en réaction aux différents degrés d'invasion par des saumons d'élevage évadés. Nous avons fait varier les degrés annuels d'invasion de 0 à 100 % de l'effectif de la population sauvage. Toutes les simulations se sont stabilisées près d'un effectif de population de 500 individus avant l'invasion, et tous les niveaux d'invasion allant de 20 à 100 % ont montré des signes de déclin démographique (figure 3) et de changements génétiques (figure 4) chez la population sauvage. Dans l'ensemble, l'ampleur du déclin démographique et des changements génétiques a augmenté avec l'augmentation de la proportion de fugitifs dans les élevages (figure 5). L'ampleur du déclin démographique observé a varié d'environ 0 % en l'absence d'invasion à près de 25 % en cas d'invasion annuelle à 100 % (figures 3 et 5). L'ampleur des changements génétiques attendus a varié de moins de 1 % à près de 3 % (figure 4 et 5). Le temps nécessaire au rétablissement de l'effectif de la population et de la fréquence des allèles une fois l'invasion terminée augmente avec le niveau d'invasion et varie de quelques années à plus de 50 ans (figures 3 et 4). Dans l'ensemble, selon nos simulations, un déclin démographique et un changement génétique sont susceptibles de survenir lorsque la proportion de fugitifs par rapport à l'effectif des populations sauvages dépasse 10 % par an (figure 5). Ainsi, un seuil de 10 % de fugitifs par rapport à la population sauvage d'un cours d'eau donné a été utilisé pour les simulations subséquentes (voir ci-dessous).

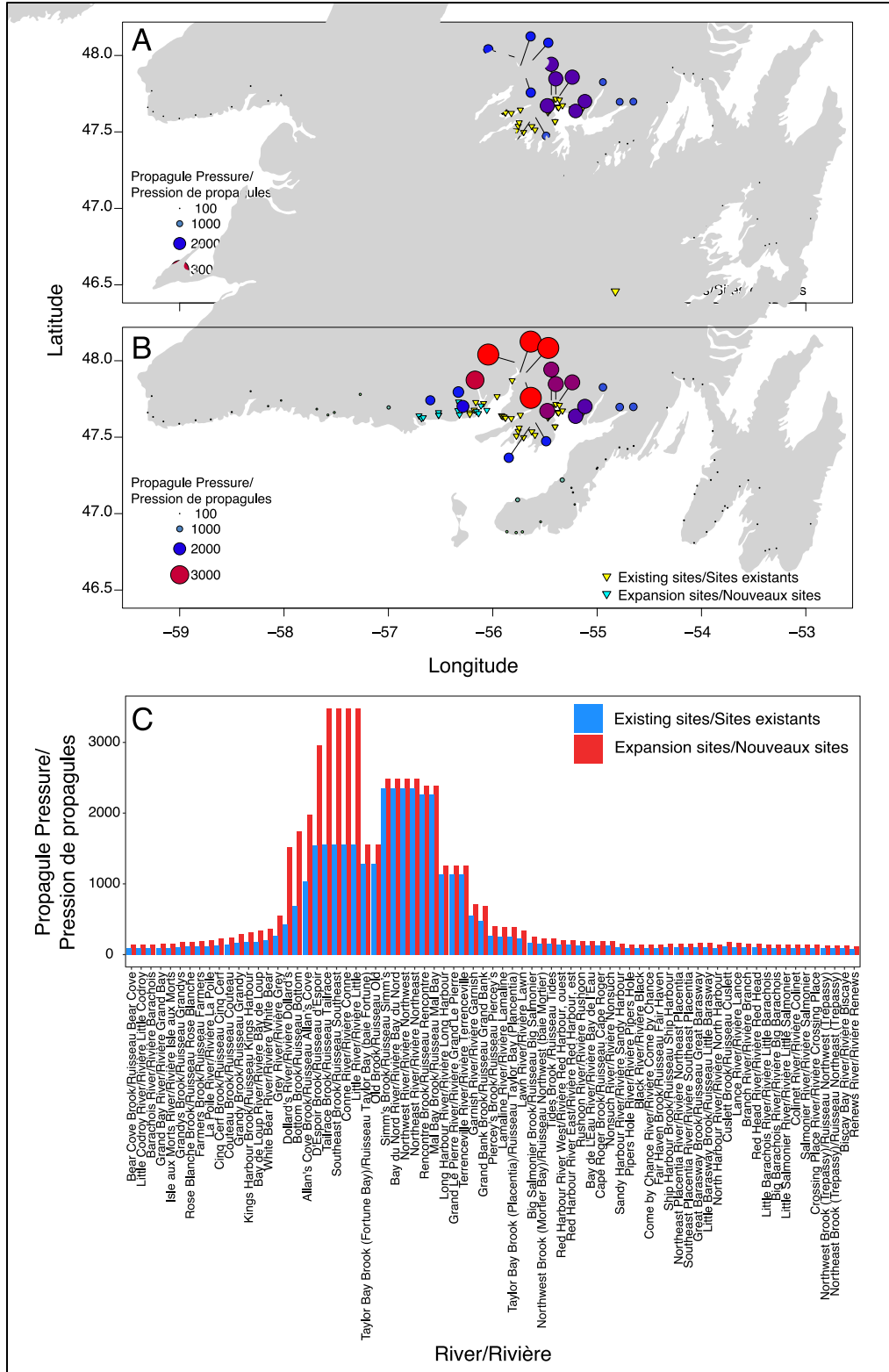


Figure 2. Pression de propagules calculée d'après Keyser et al. (2018) pour le sud de Terre-Neuve-et-Labrador dans le contexte actuel (A, C) et le contexte proposé (B, C). Voir les méthodes pour plus de détails.

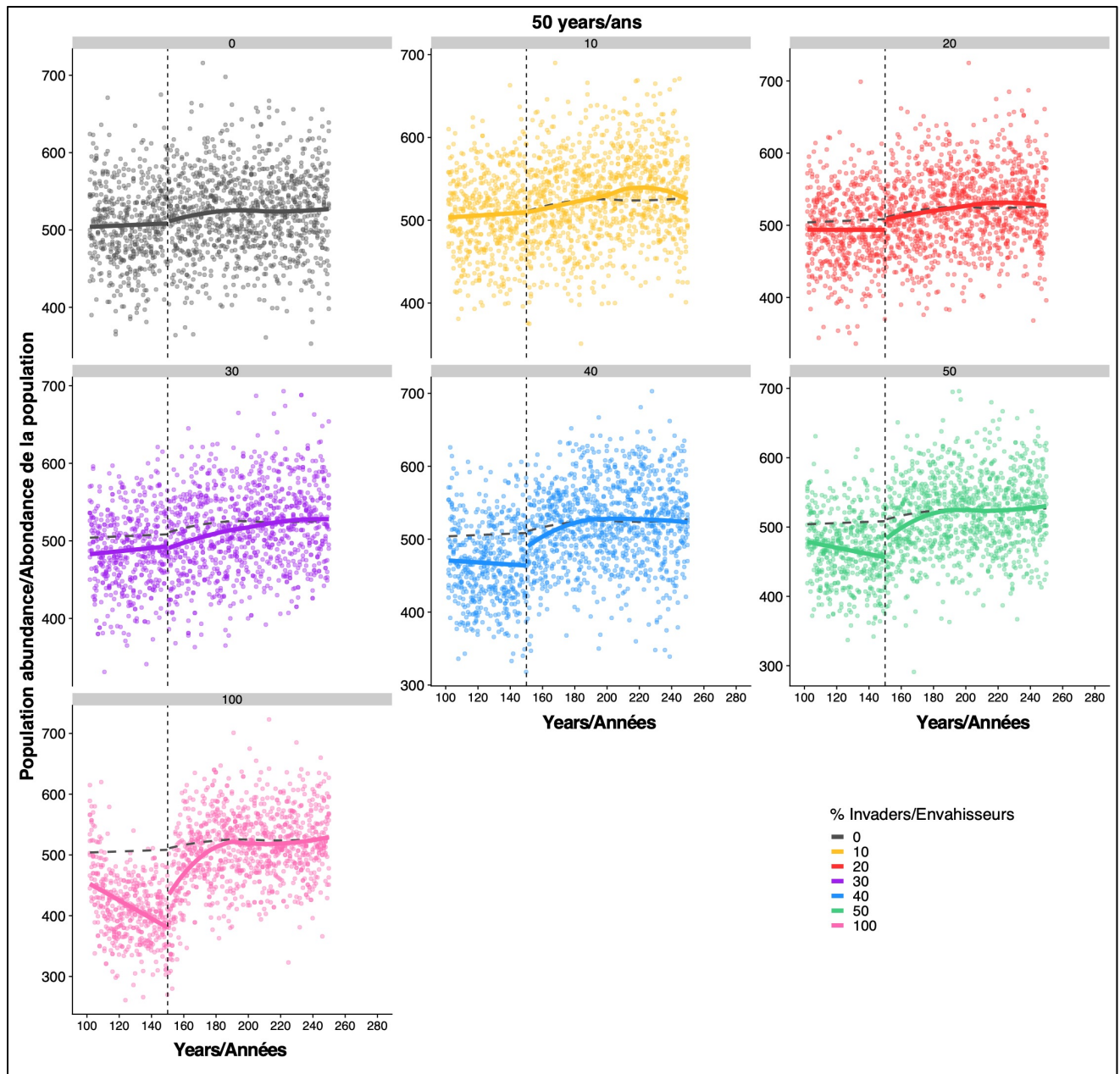


Figure 3. Changements démographiques au fil du temps (années) pendant et après 50 ans d'invasion par des saumons d'élevage évadés. Les degrés d'invasion annuelle varient de 0 à 100 % de la population sauvage. Toutes les simulations ont été réalisées à l'aide du modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus. Voir la section sur les méthodes ainsi que Castellani et al. (2015, 2018) et Sylvester et al. (2019) pour plus de détails. La ligne pointillée horizontale représente la moyenne de la simulation sans invasion, et la ligne pointillée verticale représente la fin de l'invasion simulée des saumons d'élevage évadés.

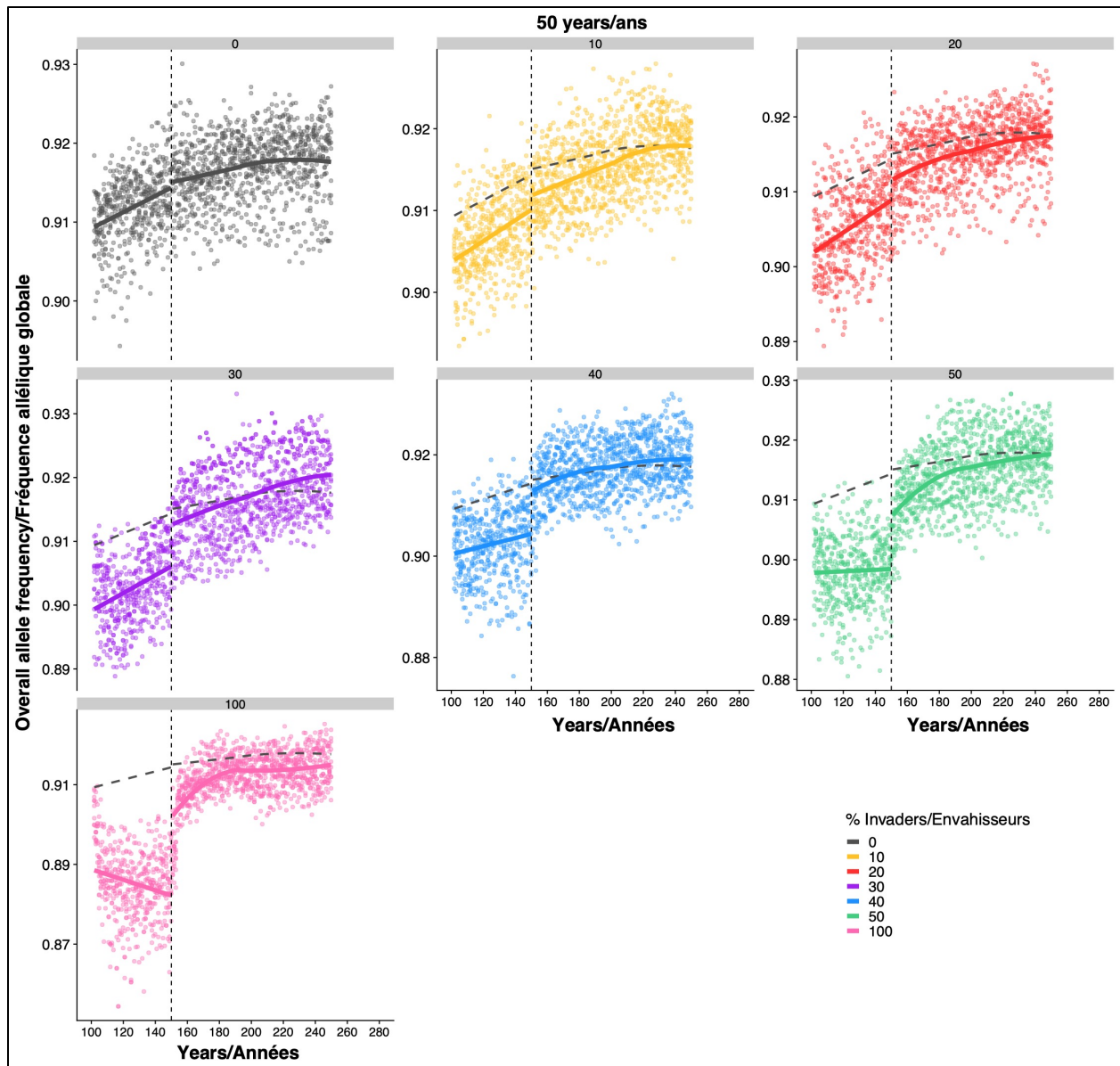


Figure 4. Changements dans la fréquence allélique globale au fil du temps (années) pendant et après 50 ans d'invasion par des saumons d'élevage évadés. Les degrés d'invasion annuelle varient entre 0 et 100 % de la population sauvage. Populations sauvages caractérisées par une fréquence allélique de 1 et populations aquacoles par une fréquence allélique de 0. Toutes les simulations ont été réalisées à l'aide du modèle écogénétique du saumon fondé sur les individus. Voir la section sur les méthodes ainsi que Castellani et al. (2015, 2018) et Sylvester et al. (2019) pour plus de détails. La ligne pointillée horizontale représente la moyenne de la simulation sans invasion, et la ligne pointillée verticale représente la fin de l'invasion simulée des saumons d'élevage évadés.

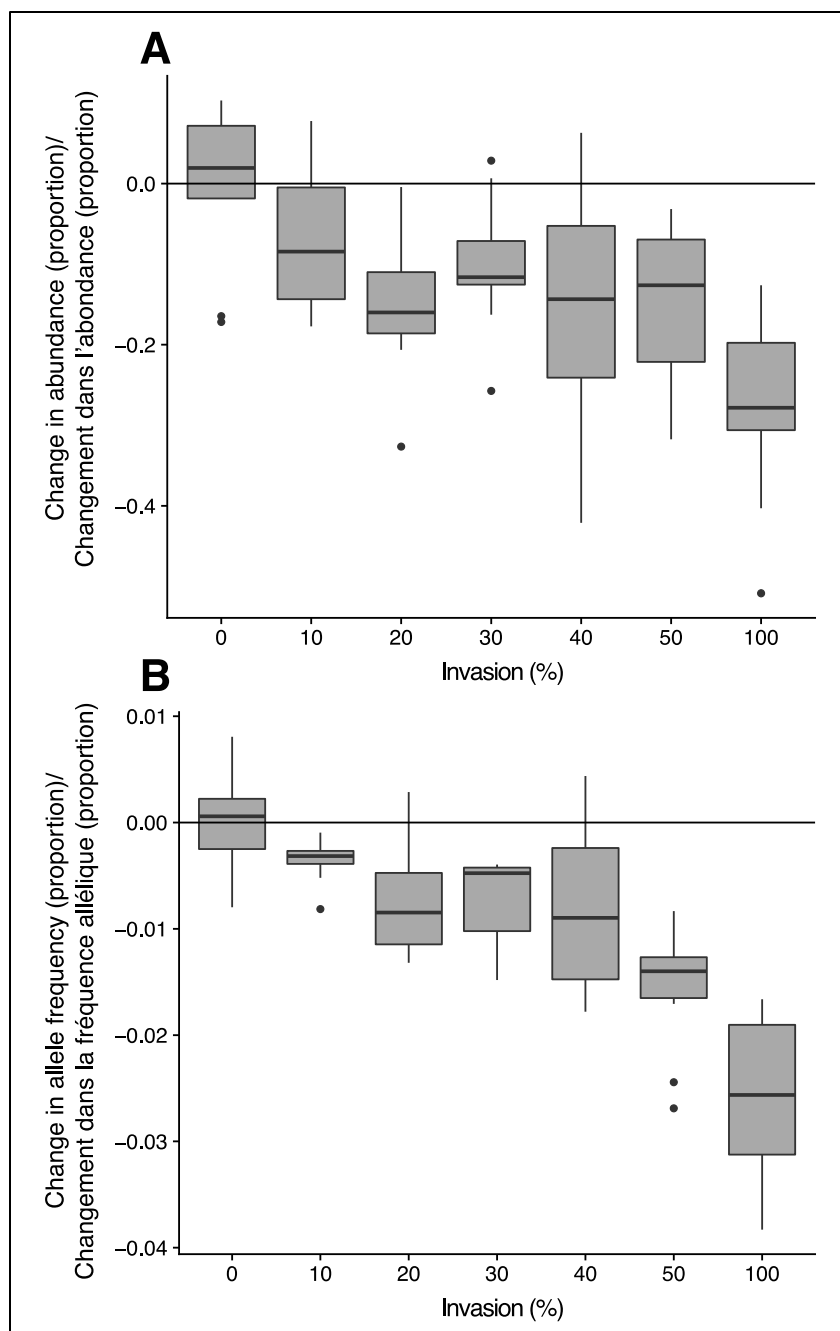


Figure 5. Ampleur du déclin démographique (A) et des changements génétiques (B) observés pendant les 50 années d'invasion de saumons d'élevage évadés dans une population sauvage. Les niveaux d'invasion annuels varient entre 0 et 100 % de la population sauvage. Les changements ont été calculés en comparant chaque scénario (et l'itération) à la moyenne du scénario sans invasion à la fin de la période d'invasion.

MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES FUGITIFS

Selon le niveau et la répartition actuels de la production, le nombre total de fugitifs qui devraient atteindre les cours d'eau est estimé à 1 278 par an. Dans le contexte actuel, 19 cours d'eau atteindraient ou dépasseraient le seuil de 10 % avec une valeur maximale de 15,6 % (figure 6). Selon les prévisions, il devrait y avoir un nombre variant de 1 à 150 fugitifs dans chacun des

cours d'eau de la baie Fortune et de l'ouest, sauf 11. Les cours d'eau affichant la plus grande proportion de fugitifs sont concentrés dans la baie Fortune, y compris le ruisseau Taylor Bay, le ruisseau Old Bay, le ruisseau Simms, la rivière Bay du Nord, les rivières Northwest et Northeast, ainsi que quelques rivières de la baie d'Espoir (figure 6). Les prévisions du modèle pour la rivière Garnish suggèrent 13 fugitifs par an, ce qui est comparable à la moyenne de 6 fugitifs détectés à la barrière de dénombrement chaque année à l'été (juin à septembre).

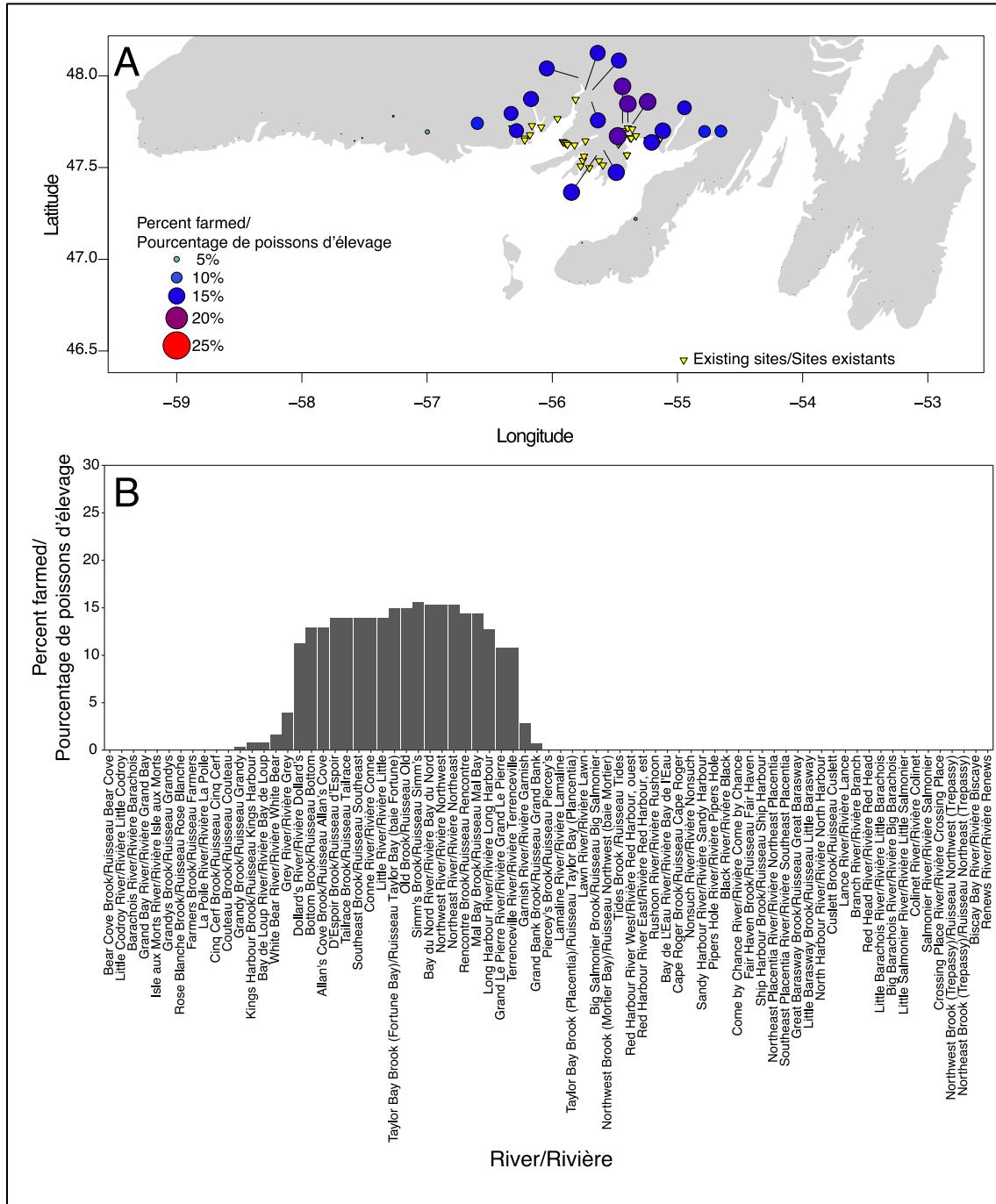


Figure 6. Répartition spatiale prédite (A) et proportion relative des saumons d'élevage fugitifs par rapport aux saumons sauvages (B) dans les cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador dans le contexte de production actuel. Voir la section sur les méthodes pour obtenir plus de détails sur les simulations.

Selon le scénario d'agrandissement proposé, le nombre total de fugitifs qui devraient atteindre les cours d'eau a été estimé à 1915 par an, ce qui représente une augmentation de 1,5 fois le nombre de fugitifs prédit dans les cours d'eau de la côte (figure 7). Selon les prévisions, 20 cours d'eau devraient afficher un seuil de 10 % ou le dépasser et huit cours d'eau devraient dépasser 20 % de fugitifs. La valeur maximale serait de 24 % (figure 7). Selon les prévisions, il devrait y avoir un nombre variant de 1 à 275 fugitifs dans chacun des cours d'eau de la baie Fortune et de l'ouest, sauf huit. Dans le contexte de l'agrandissement proposé, les cours d'eau affichant le plus grand nombre de fugitifs se trouveront au fond de la baie d'Espoir (rivière Conne, rivière Little, ruisseau Southwest et rivière Tailrace) et à l'ouest (ruisseau Bottom, rivière Dollards et ruisseau Allans Cove) [figure 7].

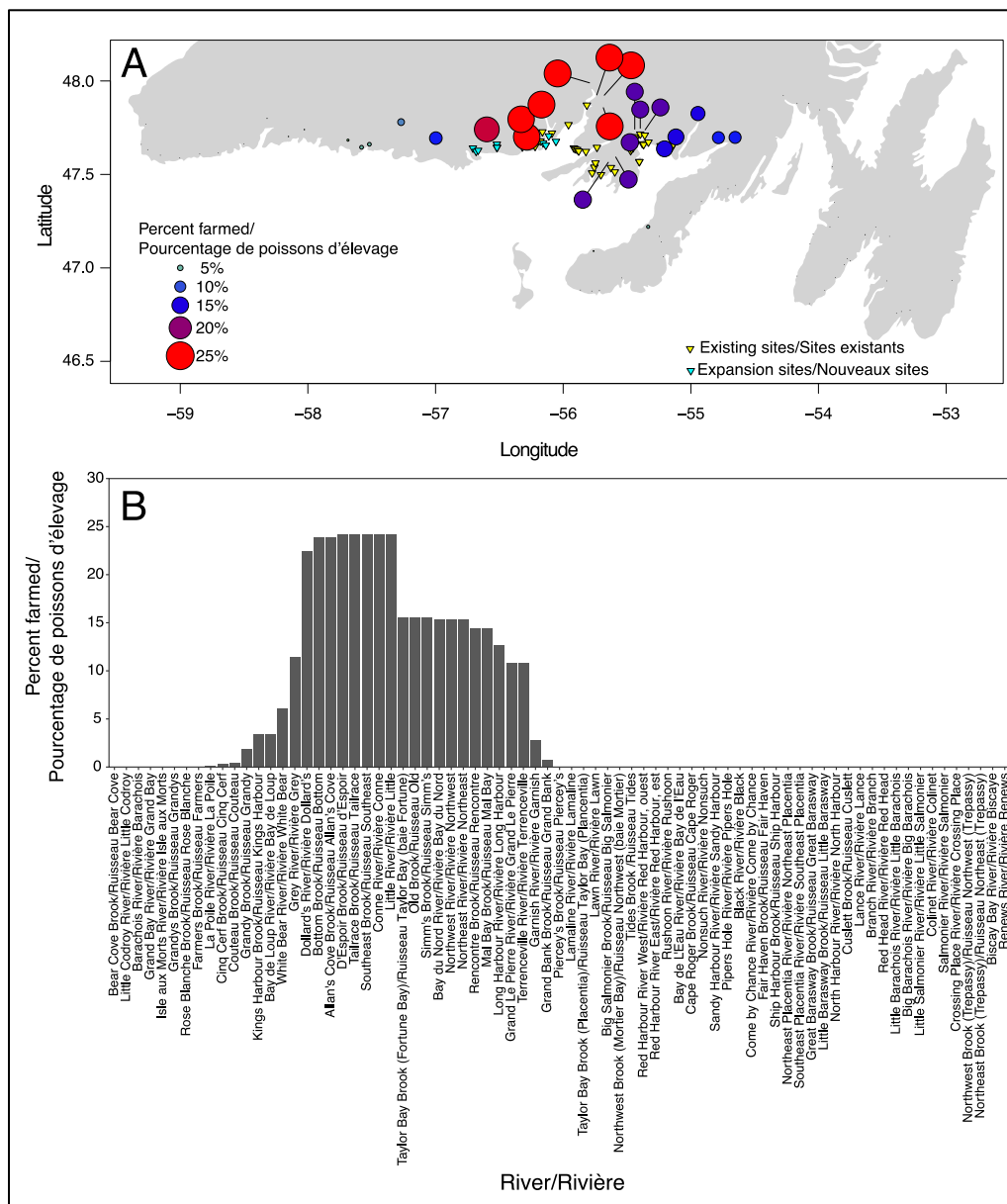


Figure 7. Répartition spatiale prédite (A) et proportion relative des saumons d'élevage fugitifs par rapport aux saumons sauvages (B) dans les cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador dans le contexte de l'agrandissement proposé. Voir la section sur les méthodes pour obtenir plus de détails sur les simulations.

ANALYSE DE SENSIBILITÉ

Nous avons étudié la sensibilité des prévisions du modèle aux changements dans plusieurs paramètres clés. Selon des recherches fondées sur des évasions simulées en Norvège, la proportion réelle de fuitifs par tonne se situe probablement entre 0,4 et 0,8 (Skilbrei et al. 2015). Le nombre de fuitifs par tonne de récolte variait entre 0,2 et 1,2. Le nombre total de fuitifs a doublé pour chaque doublement du nombre de fuitifs par récolte (figure 8A).

Nous avons également étudié comment la variation de la proportion de fuitifs tardifs ou hâtifs par tonne influençait les prévisions du modèle (figure 8B). Fait intéressant, nous avons observé une augmentation de 2,75 fois la proportion de fuitifs prédite lorsque seuls les fuitifs tardifs sont pris en compte par rapport aux fuitifs hâtifs, les estimations allant de 2 860 (tardifs seulement) à 970 fuitifs (hâtifs seulement). Pour le scénario d'évasion tardive seulement, les fuitifs ont également été répartis dans un plus grand nombre d'endroits où la proportion de fuitifs était plus élevée que celle des fuitifs hâtifs (figure 8B).

La variation de la proportion de fuitifs tardifs qui atteignent la maturité et pénètrent dans les cours d'eau a eu une influence significative sur le nombre de fuitifs dans les cours d'eau, les estimations allant de 1 265 à 2 565 (figure 8C). Cependant, même selon la probabilité la plus faible étudiée (p. ex., 0,06), on prévoyait encore que 14 cours d'eau dépasseraient le seuil de 10 % de fuitifs dans le contexte d'agrandissement proposé (figure 8C).

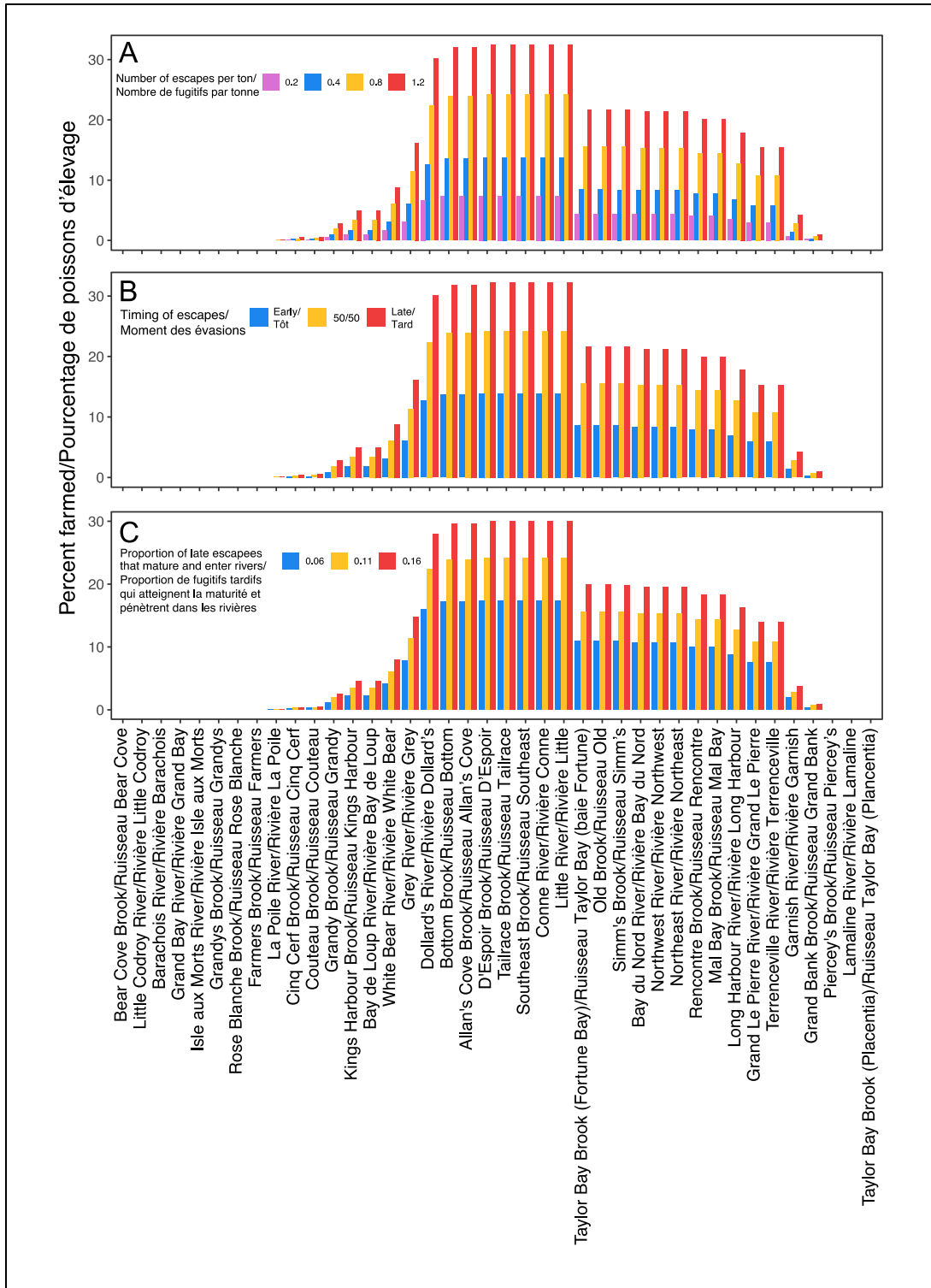


Figure 8. Proportion relative prévue de saumons d'élevage fuyitifs par rapport aux saumons sauvages dans les cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador dans le contexte d'agrandissement proposé, en variant A) le nombre de fuyitifs par unité de récolte (0,2, 0,4, 0,8 ou 1,2 poisson par tonne), B) la proportion de fuyitifs hâtifs et tardifs (tous hâtifs, moitié-moitié ou tous tardifs), C) la proportion de fuyitifs tardifs qui atteignent la maturité et se retrouvent dans les cours d'eau (0,06, 0,11 ou 0,16). Voir la section sur les méthodes pour obtenir plus de détails sur les simulations.

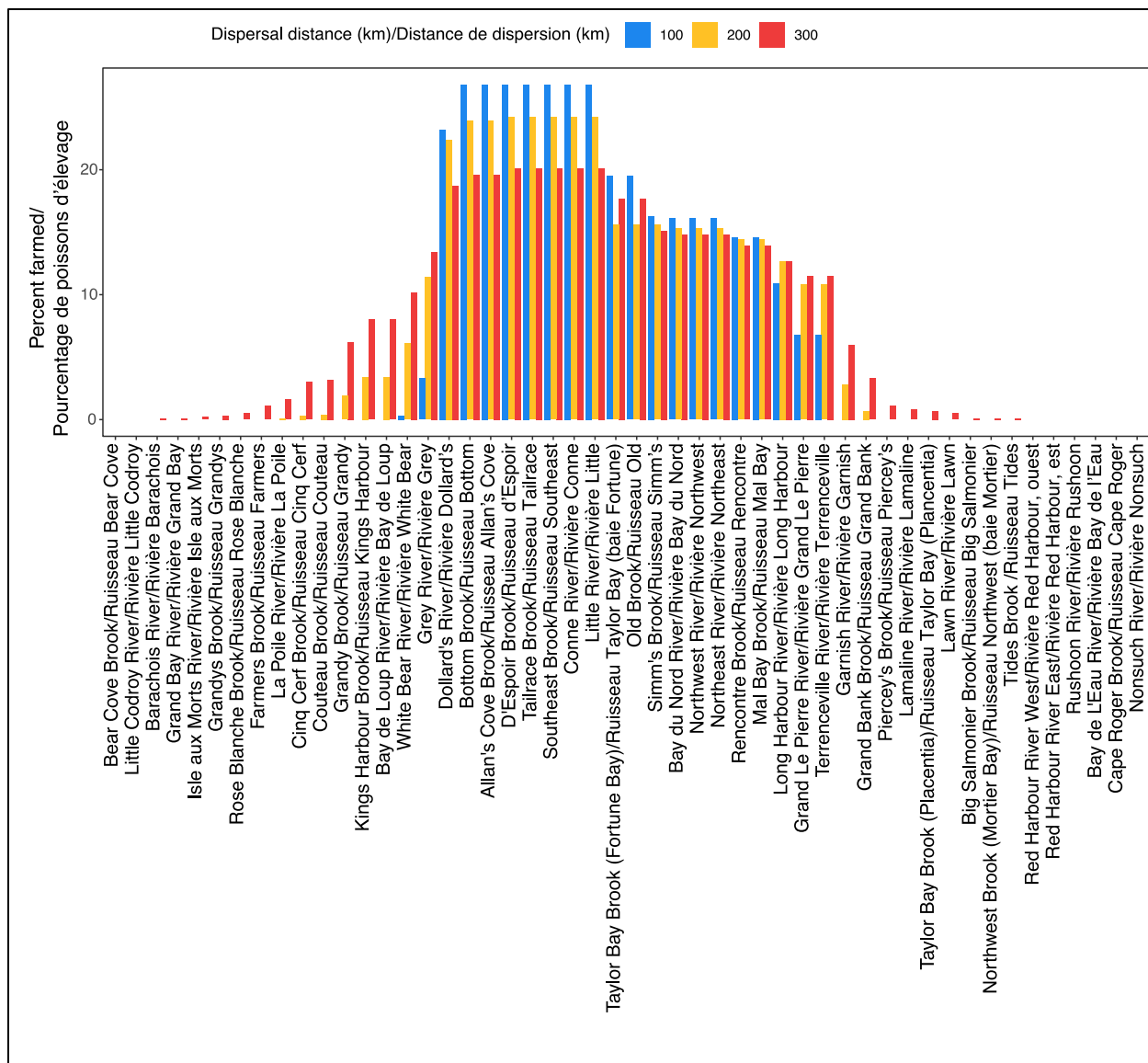


Figure 9. Proportion relative prévue de saumons d'élevage fugitifs par rapport aux saumons sauvages dans les cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador dans le contexte d'agrandissement proposé, en variant la distance de dispersion maximale des fugitifs (100, 200 ou 300 km). Voir la section sur les méthodes pour obtenir plus de détails sur les simulations.

La modification de la distance de dispersion maximale n'a pas modifié de façon significative le nombre de fugitifs trouvés dans les cours d'eau, mais seulement leur aire de répartition dans les cours d'eau (figure 9). Pour une distance de dispersion maximale de 100 km, la présence de fugitifs n'était prédite que dans 21 cours d'eau selon une proportion maximale de 25,4 % de fugitifs. Selon les prévisions, à une distance de dispersion maximale de 200 km, 29 cours d'eau accueilleraient des fugitifs, selon une proportion maximale de 23,3 % de fugitifs (figure 9). Enfin, en utilisant une distance de dispersion de 300 km, les prévisions indiquent que 37 cours d'eau accueilleraient des fugitifs, selon une proportion maximale de 19,6 % de fugitifs chez les individus sauvages (figure 9).

DISCUSSION

En 2019, un promoteur a présenté une demande de permis d'aquaculture pour divers sites situés sur la côte sud de Terre-Neuve-et-Labrador. La demande a été transférée au MPO pour obtenir son avis sur le choix des sites. À partir de données empiriques, d'une modélisation fondée sur les individus et d'une modélisation de la dispersion, nous avons étudié les interactions génétiques que pourrait causer l'agrandissement proposé de 14 sites piscicoles (1 million de poissons par site) dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador. Nos simulations fondées sur les individus semblent indiquer qu'à mesure que la proportion de fuyitifs au sein d'une population augmente, un déclin de la population et des changements génétiques sont à prévoir; nous pouvons ainsi évaluer le risque que divers degrés de fuyitifs posent pour les populations sauvages. Notre analyse de la pression de propagules et les simulations de la dispersion des fuyitifs dans les cours d'eau du sud de Terre-Neuve-et-Labrador (population estimée à environ 22 000 individus) semblent indiquer une augmentation du nombre de fuyitifs (49 % ou 1,5 fois plus) et un déplacement vers l'ouest de l'aire de répartition prévue des fuyitifs amenés par l'agrandissement proposé. Nos résultats reposent directement sur des modèles et des études empiriques antérieurs (Castellani et al. 2018, Glover et al. 2017, Hindar et al. 2006, Keyser et al. 2018, Sylvester et al. 2019), éclairent directement les décisions de gestion concernant le transfert du saumon dans des enclos en filet, et s'inscrivent directement dans les obligations de Pêches et Océans Canada en vertu de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi sur les espèces en péril* en ce qui concerne l'agrandissement proposé dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador.

MODÉLISATION FONDÉE SUR LES INDIVIDUS

Il a été démontré que les effets des croisements avec des saumons d'élevage fuyitifs sur les populations varient (Glover et al. 2017, Sylvester et al. 2018) et, par conséquent, la prévision des réactions des populations à la présence de saumons d'élevage fuyitifs demeure complexe. Selon nos simulations écogénétiques fondées sur les individus, un déclin démographique et des changements génétiques sont apparents lorsque la proportion de fuyitifs dans les cours d'eau dépasse 10 %, et les effets observés s'accroissent à mesure que la proportion de fuyitifs augmente (figure 5). Ces prévisions concordent avec les estimations empiriques de la réduction de la survie des juvéniles aquacoles (Fleming et al. 2000, McGinnity et al. 2003, Skaala et al. 2012, Sylvester et al. 2019) et les réductions de la productivité de la population sauvage résultant du croisement avec les fuyitifs d'élevage (Castellani et al. 2018, Fleming et al. 2000, Sylvester et al. 2019). Par exemple, Fleming et al. (2000) font état de réductions de plus de 30 % de la productivité des populations sauvages qui subissent un croisement. L'ampleur des changements démographiques prévus observés ici variait selon la proportion de fuyitifs présents dans le cours d'eau. Le déclin variait de moins de 10 % à plus 50 %, mais il était généralement inférieur à 30 % dans la plupart des simulations effectuées sur la période de 50 ans modélisée. Les changements génétiques prévus concordent avec les preuves locales de croisement entre espèces et d'introgession (Sylvester et al. 2018, Wringe et al. 2018), ainsi qu'avec les récentes études suggérant des changements importants aux principales caractéristiques du cycle biologique en raison de l'introgession (Bolstad et al. 2017, Skaala et al. 2019). Comme ces effets augmentent en fonction de la proportion de fuyitifs présents, l'effet ultime sur les populations sauvages qui côtoient des fuyitifs pourrait être beaucoup plus important dans les populations petites ou réduites, et les données empiriques appuient cette hypothèse (Heino et al. 2015, Sylvester et al. 2018, Wringe et al. 2018).

Les estimations de la proportion de fuyitifs présents dans les cours d'eau ont été utilisées comme outil de gestion ou de conservation ailleurs, et les prévisions modélisées des effets des fuyitifs sur les populations peuvent directement éclairer les décisions quant au choix des sites et

aux mesures d'atténuation. En Norvège, de vastes relevés de fuitifs d'été et d'automne sont utilisés pour estimer un indice de la proportion de fuitifs dans les cours d'eau (Diserud et al. 2019, Glover et al. 2019, Svenning et al. 2017). En fonction de ces relevés, l'incidence des fuitifs dans les cours d'eau est déterminée comme étant élevée (plus de 10 %), modérée ou faible (moins de 10 %), et cette mesure permet de classer par priorité les cours d'eau nécessitant des mesures d'atténuation, comme l'enlèvement actif des fuitifs (Glover et al. 2019). De même, dans une récente évaluation des risques en Islande, un seuil de 4 % a été fixé pour la proportion de fuitifs dans les cours d'eau afin d'appliquer une approche de précaution pour le choix des sites au fil de l'évolution de l'industrie (Jóhannsson et al. 2017). Ces valeurs concordent avec les deux niveaux de saumons errants dans la nature (< 10%, Stabell 1984, Thorstad et al. 2010) et avec nos observations dans les présentes selon lesquelles des changements démographiques et génétiques sont probables lorsque la proportion de fuitifs dépasse 10 %.

Au final, même si les meilleures données régionales disponibles ont été utilisées pour paramétrer le modèle fondé sur les individus, l'amélioration des estimations empiriques de plusieurs paramètres clés pourrait à la fois améliorer ces prévisions du modèle et tout avis de gestion ultérieur. Dans le présent document, les données sur le cycle biologique et l'environnement propres à la population étudiée provenaient de la rivière Conne, soit la population et la rivière les mieux étudiées dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador. Même si cela est probablement représentatif de la région, l'obtention de données sur d'autres populations permettrait de tenir compte des variations régionales dans la démographie, du cycle biologique et des caractéristiques environnementales dans les prévisions du modèle. De même, il a été démontré que des variables importantes potentielles, comme la survie des fuitifs d'élevage et des juvéniles selon le stade, varient dans l'espace et dans le temps (Skaala et al. 2019). De plus, selon des études récentes, les résultats concernant les populations peuvent être fortement influencés par les différences dans la survie des fuitifs et des hybrides (Sylvester et al. 2019), ainsi que par les taux de saumons errants dans les populations sauvages (Castellani et al. 2018). Il est donc nécessaire de préciser davantage les estimations empiriques de ces interactions afin d'améliorer les prévisions des résultats démographiques.

PRÉVISIONS SUR LA DISPERSION DES FUITIFS

L'étendue spatiale des croisements entre les fuitifs d'élevage et les poissons sauvages dépendra probablement du nombre de fuitifs, de l'étendue de leur dispersion dans la nature et de l'état des populations sauvages. Les détections de saumons d'élevage sur le terrain montrent des profils de dispersion régionaux, mais aussi propres à la saison et à la taille (Glover et al. 2019, Keyser et al. 2018, Morris et al. 2008). Néanmoins, le consensus dans le Canada atlantique est que les fuitifs se trouvent habituellement dans des cours d'eau à des distances modérées ou courtes (de quelques dizaines à quelques centaines de kilomètres) de leur lieu d'évasion (Keyser et al. 2018, Morris et al. 2008). Ces observations sont corroborées par les rejets expérimentaux effectués par Hamoutene et al. (2018) dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador, qui indiquent des distances de dispersion maximales de 80 km, la plupart des saumons restant dans l'échancrure après le rejet. De plus, l'identification génétique des hybrides à la suite d'une seule évasion dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador a permis de détecter des hybrides de première génération à des distances allant jusqu'à 100 km du lieu d'évasion (Sylvester et al. 2018, Sylvester et al. 2019, Wringe et al. 2018). De même, 56 des 62 cours d'eau des Maritimes situés à moins de 300 km d'une exploitation aquacole comptaient des saumons d'élevage fuitifs selon Morris et al. (2008). D'après notre utilisation d'un noyau de dispersion simplifié éclairé par toutes les données disponibles sur la dispersion des fuitifs, selon l'aire de répartition actuelle de la production dans la région, les cours d'eau au fond de la baie Fortune et de la baie d'Espoir sont susceptibles d'afficher le plus grand nombre de fuitifs

matures présents dans les cours d'eau. Selon le plan d'agrandissement proposé, le nombre de fuitifs devrait augmenter de 1,5 fois (49 %) et la zone affichant le plus grand nombre de fuitifs matures qui entrent dans les cours d'eau se déplace vers le fond de la baie d'Espoir. Ce changement concorde avec nos estimations de la pression de propagules, les augmentations proposées de la production (environ 50 %) et le déplacement de l'emplacement à l'ouest de la baie Fortune.

Il est important de noter, avant de prendre en compte ces proportions prévues de fuitifs chez les individus sauvages, qu'il existe des incertitudes en ce qui concerne les estimations des fuitifs prévus et les estimations de l'effectif des populations sauvages. Les estimations des fuitifs par unité de production utilisées dans les présentes sont fondées sur des statistiques norvégiennes, et leur applicabilité à Terre-Neuve-et-Labrador pose une certaine incertitude. De plus, les estimations de l'effectif de la population sauvage utilisées dans les présentes sont les meilleures actuellement disponibles pour beaucoup des cours d'eau étudiés. Elles sont fondées sur les associations habitat-abondance déterminées au moyen d'une plus grande zone géographique. Toutefois, comme ces estimations sont fondées sur des mesures de l'habitat, il se peut qu'elles ne reflètent pas adéquatement les déclin récents de l'effectif de la population dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador (COSEWIC 2011, DFO 2013, MPO 2018b). Par conséquent, nos prédictions quant à la proportion de fuitifs dans les populations sauvages peuvent être biaisées dans certains cas, particulièrement pour les petites populations. De meilleures estimations de l'effectif des populations sauvages et de la présence de fuitifs dans les cours d'eau de la région permettraient d'améliorer l'évaluation des risques génétiques et démographiques. Il convient également de noter que nos prévisions concernant les fuitifs de la rivière Conne dans le contexte de production actuel dépassent de beaucoup les détections faites sur place jusqu'à maintenant, d'après la période de surveillance estivale. Même si des fuitifs et des hybrides ont été détections dans la rivière Conne (Dempson et al. 2004, Wringe et al. 2018), les proportions étaient généralement faibles, même après des évasions importantes. La cause de cet écart demeure inconnue pour l'instant, mais il est possible que des fuitifs pénètrent dans l'environnement sans être détections, parfois en dehors de la période de surveillance limitée, ou qu'ils soient détournés vers des cours d'eau adjacents selon les profils de débit dans le secteur.

Les noyaux de dispersion utilisés dans nos simulations ont été paramétrés pour donner des prévisions compatibles avec les détections de fuitifs à la barrière de dénombrement de la rivière Garnish, soit l'installation de surveillance la plus proche, où des fuitifs sont souvent détections dans le secteur. L'utilisation d'une distance de dispersion maximale de 200 km était nécessaire pour simuler le nombre de fuitifs observés dans la rivière Garnish. Toutefois, cette valeur dépasse les estimations empiriques existantes pour le secteur et, par conséquent, le modèle peut surestimer le potentiel de dispersion dans certains cas. En comparaison, selon notre analyse de sensibilité, la réduction de la distance de dispersion maximale à 100 km a réduit l'échelle spatiale des effets, mais a augmenté le nombre de fuitifs prévus dans le secteur de la baie d'Espoir dans le contexte d'agrandissement proposé. Sept cours d'eau devraient atteindre une proportion de 25 % de fuitifs. De plus, nous supposons que l'influence des courants océaniques sur la forme du noyau de dispersion est négligeable dans la région. Cette hypothèse concorde avec la prédominance du vent dans le secteur et les données de marquage existantes sur les fuitifs dans le secteur (Hamoutene et al. 2018).

L'examen de la sensibilité des résultats du modèle spatial a permis de se pencher sur l'influence de plusieurs paramètres, dont le stade biologique des fuitifs, la probabilité de survie et de maturité des fuitifs, et l'importance des fuitifs par unité de récolte produite. Dans les trois cas, le nombre de fuitifs prévus variait, mais les tendances générales semblent indiquer qu'une proportion plus élevée de fuitifs tardifs, une probabilité de survie ou de maturité plus

élevée et un plus grand nombre de fugitifs par unité de récolte se traduisent tous par la prévision d'un plus grand nombre de fugitifs dans les cours d'eau. Il est à noter que dans la plupart des scénarios mis à l'essai, on prévoyait que les cours d'eau de la région de la baie d'Espoir afficheraient des proportions de fugitifs supérieures à 10 % dans le contexte d'agrandissement proposé.

RÉCAPITULATIF

- Selon de récentes recherches, il existe une corrélation entre l'ampleur des effets génétiques attribuables aux saumons d'élevage fugitifs sur les populations sauvages et la biomasse des saumons d'élevage dans les enclos à proximité. Compte tenu de ce lien évident entre les sites d'élevage et les fugitifs au Canada et en Europe, les effets génétiques sur les populations sauvages de saumon de l'Atlantique pourront probablement être réduits au minimum si l'on tient compte de l'effectif et de l'emplacement des populations de saumon sauvage dans les décisions concernant l'emplacement des sites.
- Selon nos simulations de population fondées sur les individus, lorsque la proportion de fugitifs au sein d'une population augmente et dépasse 10 %, un déclin démographique et des changements génétiques sont à prévoir. L'ampleur de ces changements augmente à mesure que la proportion de fugitifs présents augmente. De meilleures estimations empiriques de la survie et de la croissance des fugitifs et des hybrides dans la nature sont nécessaires pour préciser ces estimations.
- Selon les prévisions du modèle de dispersion des fugitifs, dans le contexte actuel, les cours d'eau affichant la plus grande proportion de fugitifs par rapport à l'effectif des populations sauvages sont situés au fond de la baie Fortune et de la baie d'Espoir (total de 19 cours d'eau affichant plus de 10 % de fugitifs, maximum de 14,9 %), ce qui concorde avec les estimations de la pression de propagules et les récentes preuves empiriques d'évasion et de croisement entre espèces.
- À la suite de l'agrandissement proposé, le nombre de fugitifs dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador devrait augmenter de 49 % (1,5 fois). Les cours d'eau affichant les plus grandes pressions de propagules et les proportions de fugitifs les plus élevées par rapport à l'effectif des populations sauvages devraient connaître des changements dans la région de la baie d'Espoir (total de 20 cours d'eau affichant plus de 10 % de fugitifs, maximum de 23 %).
- Il existe des incertitudes en ce qui concerne : 1) l'effectif des populations sauvages dans la région, qui peut être biaisé à la hausse, sous-estimant le risque que représentent les interactions génétiques, 2) la proportion de fugitifs par unité de production dans le sud de Terre-Neuve-et-Labrador et la façon dont elle peut être réduite par des mesures d'atténuation, 3) l'étendue de la dispersion des fugitifs, qui peut être biaisée à la hausse dans cette analyse et sous-estimer le risque pour certaines populations proches de sites, 4) la proportion de fugitifs hâtifs et tardifs qui entrent véritablement en eau douce.
- Les prévisions spatiales pourraient être améliorées davantage grâce à des données sur les fugitifs dans la région, notamment le nombre et la répartition des fugitifs dans la nature, la proportion de fugitifs hâtifs et tardifs qui entrent effectivement en eau douce, et l'occurrence temporelle des évasions au cours du cycle de production.

REMERCIEMENTS

Nous remercions R. Gregory, B. Dempson, K. Layton et T. Kess pour leurs commentaires sur cet ouvrage. Nous remercions le Programme de recherche sur la réglementation de l'aquaculture de Pêches et Océans Canada pour son financement. Ces travaux ont grandement bénéficié d'une Déclaration de Galway de trois ans entre le Canada et l'Union européenne pour le groupe de travail de l'Alliance de recherche de l'océan Atlantique sur la modélisation des interactions génétiques entre le saumon de l'Atlantique sauvage et le saumon de l'Atlantique d'élevage fugitif dans l'Atlantique Nord, à laquelle participent sept pays. Les modèles appliqués ici ont été évalués et ont fait l'objet de discussions dans le cadre de ce groupe de travail.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Baskett, M.L., Burgess, S.C., and Waples, R.S. 2013. Assessing strategies to minimize unintended fitness consequences of aquaculture on wild populations. *Evol. Appl.* 6: 1090-1108.
- Bolstad, G.H., Hindar, K., Robertsen, G., Jonsson, B., Sægvog, H., Diserud, O.H., Fiske, P., Jensen, A.J., Urdal, K., Næsje, T.F., Barlaup, B.T., Florø-Larsen, B., Lo, H., Niemelä, E., and Karlsson, S. 2017. Gene flow from domesticated escapes alters the life history of wild Atlantic salmon. *Nat. Ecol. & Evol.* 1: 0124.
- Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Araki, H., Svåsand, T., and Glover, K.A. 2015. IBSEM: An Individual-Based Atlantic Salmon Population Model. *PLoS ONE* 10(9): e0138444.
- Castellani, M., Heino, M., Gilbey, J., Araki, H., Svåsand, T., and Glover, K.A. 2018. Modeling fitness changes in wild Atlantic salmon populations faced by spawning intrusion of domesticated escapees. *Evol. Appl.* 11(6): 1010-1025.
- COSEWIC. 2011. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic salmon *Salmo salar* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa
- Dempson, J.B., Furey, G., and Bloom, M. 2004. Status of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Conne River, SFA 11, Newfoundland, 2003. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2004/057.
- DFO. 2013. Recovery Potential Assessment for the South Newfoundland Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Designatable Unit. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2012/007.
- Diserud, O.H., Fiske, P., Sægvog, H., Urdal, K., Aronsen, T., Lo, H., Barlaup, B.T., Niemelä, E., Erkinaro, J., Orell, P., Lund, R.A., Økland, F., Østborg, G.M., Hansen, L.P., and Hindar, K. 2019. Escaped farmed Atlantic salmon in Norwegian rivers during 1989–2013. *ICES J. Mar. Sci.* 76(4): 1140–1150.
- Fleming, I.A., Hindar, K., Mjølnerød, I.B., Jonsson, B., Balstad, T., and Lamberg, A. 2000. Lifetime success and interactions of farm salmon invading a native population. *Proc. R. Soc. Biol. Sci. Ser. B* 267: 1517-1524.
- Glover, K.A., Pertoldi, C., Besnier, F., Wennevik, V., Kent, M.P., and Skaala, Ø. 2013. Atlantic salmon populations invaded by farmed escapees: quantifying genetic introgression with a Bayesian approach and SNPs. *BMC Genet.* 14: 74.
- Glover, K.A., Solberg, M.F., McGinnity, P., Hindar, K., Verspoor, E., Coulson, M.W., Hansen, M.M., Araki, H., Skaala, Ø., and Svåsand, T. 2017. Half a century of genetic interaction between farmed and wild Atlantic salmon: Status of knowledge and unanswered questions. *Fish and Fisheries* 18: 890-927.
- Glover, K.A., Urdal, K., Næsje, T., Skoglund, H., Florø-Larsen, B., Otterå, H., Fiske, P., Heino, M., Aronsen, T., Sægvog, H., Diserud, O., Barlaup, B.T., Hindar, K., Bakke, G., Solberg, I., Lo, H., Solberg, M.F., Karlsson, S., Skaala, Ø., Lamberg, A., Kanstad-Hanssen, Ø., Muladal, R., Skilbrei, O.T., and Wennevik, V. 2019. Domesticated escapees on the run: the second-generation monitoring programme reports the numbers and proportions of farmed Atlantic salmon in >200 Norwegian rivers annually. *ICES J. Mar. Sci.* 76(4): 1151–1161.
- Hamoutene, D., Cote, D., Marshall, K., Donnet, S., Cross, S., Hamilton, L.C., McDonald, S., Clarke, K.D., and Pennell, C. 2018. Spatial and temporal distribution of farmed Atlantic salmon after experimental release from sea cage sites in Newfoundland (Canada). *Aquaculture* 492: 147-156.

-
- Hansen, L.P., and Jacobsen, J.A. 2003. Origin and migration of wild and escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in oceanic areas north of the Faroe Islands. *ICES J. Mar. Sci.* 60(1): 110-119.
- Hansen, L.P., Jacobsen, J.A., and Lund, R.A. 1993. High numbers of farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., observed in oceanic waters north of the Faroe Islands. *Aquac. Res.* 24(6): 777-781.
- Hansen, L.P., Reddin, D.G., and Lund, R.A. 1997. The incidence of reared Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) of fish farm origin at West Greenland. *ICES J. Mar. Sci.* 54(1): 152-155.
- Hansen, L.P., and Youngson, A.F. 2010. Dispersal of large farmed Atlantic salmon, *Salmo salar*, from simulated escapes at fish farms in Norway and Scotland. *Fish. Manag. Ecol.* 17(1): 28-32.
- Heino, M., Svåsand, T., Wennevik, V., and Glover, K.A. 2015. Genetic introgression of farmed salmon in native populations: quantifying the relative influence of population size and frequency of escapees. *Aqua. Environ. Inter.* 6(2): 185-190.
- Hindar, K., Fleming, I.A., McGinnity, P., and Diserud, A. 2006. Genetic and ecological effects of salmon farming on wild salmon: modelling from experimental results. *ICES J. Mar. Sci.* 63: 1234–1247.
- International, I. 2012. Offshore Mariculture Escapes Genetic/Ecological Assessment (OMEGA) Model Version 1.0 Model Overview and User Guide. August. (ICF 00613.10.) Seattle, WA. Prepared for NOAA Fisheries, Seattle, WA.
- Jensen, A., Karlsson, S., Fiske, P., Hansen, L., Hindar, K., and Ostborg, G. 2013. Escaped farmed Atlantic salmon grow, migrate and disperse throughout the Arctic Ocean like wild salmon. *Aqua. Environ. Inter.* 3(3): 223-229.
- Jóhannsson, R., Guðjónsson, S., Steinarsson, A., and Friðriksson, J. 2017. Áhættumat vegna mögulegrar erfðablöndunar milli eldislaxa og náttúrulegra laxastofna á Íslandi HV 2017-027. Marine and Freshwater Research Institute, Iceland.
- Keyser, F., Wringe, B.F., Jeffery, N.W., Dempson, J.B., Duffy, S., and Bradbury, I.R. 2018. Predicting the impacts of escaped farmed Atlantic salmon on wild salmon populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(4)(4): 1-7.
- Lehnert, S.J., Bentzen, P., Kess, T., Lien, S., Horne, J.B., Clement, M., and Bradbury, I.R. 2019. Chromosome polymorphisms track trans-Atlantic divergence and secondary contact in Atlantic salmon. *Mol. Ecol.* 28(8): 2074-2087.
- McGinnity, P., Prodöhl, P., Ferguson, A., Hynes, R.A., Ó Maoiléidigh, N., Baker, N., Cotter, D., O’Hea, B., Cooke, D., Rogan, G., Taggart, J.B., and Cross, T. 2003. Fitness reduction and potential extinction of wild populations of Atlantic salmon, *Salmo salar*, as a result of interactions with escaped farm salmon. *Proc. R. Soc. Biol. Sci. Ser. B* 270: 2443-2450.
- McGinnity, P., Stone, C., Taggart, J.B., Cooke, D., Cotter, D., Hynes, R.A., McCamley, C., Cross, T., and Ferguson, A. 1997. Genetic impact of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) on native populations: use of DNA profiling to assess freshwater performance of wild, farmed, and hybrid progeny in a natural river environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 998–1008.
- Morris, M.R.J., Fraser, D.J., Heggelin, A.J., Whoriskey, F.G., Carr, J.W., O’Neil, S.F., and Hutchings, J.A. 2008. Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(12): 2807-2826.

-
- MPO. 2018a. Examen de la science associée à la banque de gènes vivants du saumon de l'intérieur de la baie de Fundy et aux programmes d'ensemencement. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/041.
- MPO. 2018b. Évaluation du stock de saumon de l'Atlantique de Terre-Neuve et du Labrador – 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/034. (Erratum: Septembre 2018)
- Norway, D.o.F. 2019. Statistics for aquaculture. Available from <https://www.fiskeridir.no/Akvakultur/Statistikk-akvakultur/Roemningsstatistikk>.
- O'Reilly, P.T., Carr, J.W., Whoriskey, F.G., and Verspoor, E. 2006. Detection of European ancestry in escaped farmed Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in the Magaguadavic River and Chamcook Stream, New Brunswick, Canada. ICES J. Mar. Sci. 63(7): 1256-1262.
- Porter, T.R., Riche, L.G., and Traverse, G.R. 1974. Catalogue of Rivers in Insular Newfoundland. Resource Development Branch, Fisheries and Marine Service, Newfoundland Region.
- Skaala, Ø., Besnier, F., Borgstrøm, R., Barlaup, B., Sørvik, A.G., Normann, E., Østebø, B.I., Hansen, M.M., and Glover, K.A. 2019. An extensive common-garden study with domesticated and wild Atlantic salmon in the wild reveals impact on smolt production and shifts in fitness traits. *Evol. Appl.* 12(5): 1001-1016.
- Skaala, Ø., Glover, K.A., Barlaup, B.T., Svåsand, T., Besnier, F., Hansen, M.M., and Borgstrøm, R. 2012. Performance of farmed, hybrid, and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) families in a natural river environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69(12): 1994-2006.
- 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.
- Stabell, O.B. 1984. Homing and olfaction in salmonids: A critical review with special reference to the Atlantic salmon. *Biological Reviews* 59(3): 333.
- Svenning, M.-A., Lamberg, A., Dempson, B., Strand, R., Hanssen, Ø.K., and Fauchald, P. 2017. Incidence and timing of wild and escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norwegian rivers inferred from video surveillance monitoring. *Ecol. Freshw. Fish.* 26(3): 360-370.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., and Bradbury, I.R. 2018. Migration effort and wild population size influence the prevalence of hybridization between escaped farmed and wild Atlantic salmon. *Aqua. Environ. Inter.* 10: 401-411.
- Sylvester, E.V.A., Wringe, B.F., Duffy, S.J., Hamilton, L.C., Fleming, I.A., Castellani, M., Bentzen, P., and Bradbury, I.R. 2019. Estimating the relative fitness of escaped farmed salmon offspring in the wild and modeling the consequences of invasion for wild populations. *Evol. Appl.* 12: 705-717.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F., Rikardsen, A.H., and Aarestrup, K. 2010. Aquatic Nomads: The Life and Migrations of the Atlantic Salmon. Wiley-Blackwell. p. 1-32.
- 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. *Communications Biology* 1(1).