



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2024/050

Région des Maritimes

Information à jour sur les populations de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) dans les hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse (HTS; zones de pêche au saumon 20, 21 et une partie de 22) pertinente pour l'élaboration d'un deuxième rapport de situation du COSEPAC

D. Raab¹, A.D. Taylor¹, D.C. Hardie¹, E.B. Brunsdon¹

Pêches et Océans Canada
Direction des sciences, région des Maritimes
¹Institut océanographique de Bedford
Dartmouth, N.-É. B2Y 4A2

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 des 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, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-72333-4 N° cat. Fs70-5/2024-050F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Raab, D., Taylor, A.D., Hardie, D.C., et Brunsdon, E.B. 2024. Information à jour sur les populations de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) dans les hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse (HTS; zones de pêche au saumon 20, 21 et une partie de 22) pertinente pour l'élaboration d'un deuxième rapport de situation du COSEPAC. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/050. v + 71 p.

Also available in English:

*Raab, D., Taylor, A.D., Hardie, D.C., and Brunsdon, E.B. 2024. Updated Information on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Populations in Nova Scotia's Southern Upland (SU; Salmon Fishing Areas 20, 21, and Part of 22) of Relevance to the Development of a 2nd COSEWIC Status Report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/050. v + 65 p.*

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
1. CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE DE VIE	2
1.1. RIVIÈRE LAHAVE.....	2
1.2. RIVIÈRE ST. MARY’S.....	3
1.3. SOURCES D’INCERTITUDE	3
2. APERÇU DE L’UNITÉ DÉSIGNABLE	3
3. TENDANCES DES INDICATEURS DE POPULATION	4
3.1. RIVIÈRE LAHAVE.....	5
3.1.1. Contexte.....	5
3.1.2. État.....	5
3.2. RIVIÈRE ST. MARY’S.....	6
3.2.1. Contexte.....	6
3.2.2. État.....	6
3.3. TAUX DE DÉCLIN DES POPULATIONS ADULTES	7
3.4. SOURCES D’INCERTITUDE	7
4. TENDANCES DANS LA DISTRIBUTION	8
4.1. RELEVÉ RÉGIONAL PAR LA PÊCHE À L’ÉLECTRICITÉ	8
4.2. CAPTURES ET EFFORT DE PÊCHE RÉCRÉATIVE	9
4.3. SOURCES D’INCERTITUDE	9
5. ESTIMATIONS DE LA TAILLE DE LA POPULATION TOTALE	9
5.1. EXÉCUTER LE MODÈLE DE RECONSTITUTION	9
5.2. PONTE RÉGIONALE	10
5.3. ÉTAT DES POPULATIONS ADJACENTES	10
5.4. SOURCES D’INCERTITUDE	10
6. CARACTÉRISTIQUES DE L’HABITAT	11
7. MENACES	11
7.1. DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL OU COMMERCIAL	11
7.1.1. Zones résidentielles et urbaines	11
7.1.2. Zones commerciales et industrielles	11
7.1.3. Tourisme et loisirs	12
7.2. AGRICULTURE ET AQUACULTURE.....	12
7.2.1. Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	12
7.2.2. Élevage et élevage à grande échelle	12
7.2.3. Aquaculture en mer et en eau douce	12
7.3. PRODUCTION D’ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE	14
7.3.1. Forages pétroliers et gaziers.....	14
7.3.2. Exploitation de mines et de carrières	14

7.4. TRANSPORTATION ET CORRIDORS DE SERVICES	14
7.4.1. Routes et chemins de fer	14
7.4.2. Lignes de services publics	15
7.4.3. Transport par eau.....	15
7.5. UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES.....	15
7.5.1. Exploitation forestière et coupe du bois	15
7.5.2. Pêche et récolte des ressources aquatiques	15
7.6. INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES	18
7.6.1. Activités récréatives	18
7.7. MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS.....	18
7.7.1. Incendies et suppression des incendies	18
7.7.2. Barrages, gestion et utilisation de l'eau	18
7.7.3. Autres modifications de l'écosystème	20
7.8. INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES	20
7.8.1. Espèces exotiques/non indigènes envahissantes.....	20
7.8.2. Introduction de matériel génétique.....	23
7.9. POLLUTION ET CONTAMINANTS.....	24
7.9.1. Eaux usées ménagères et urbaines.....	24
7.9.2. Effluents industriels et militaires.....	24
7.9.3. Effluents agricoles et forestiers	26
7.9.4. Détritus et déchets solides	26
7.9.5. Pollution atmosphérique.....	26
7.9.6. Énergie excessive	26
7.10. ÉVÉNEMENTS GÉOLOGIQUES.....	27
7.10.1. Volcans	27
7.10.2. Tremblements de terre et tsunamis	27
7.10.3. Avalanches et glissements de terrain	27
7.11. CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	27
7.11.1. Déplacement et altération de l'habitat.....	27
7.11.2. Sécheresses	28
7.11.3. Températures extrêmes	28
7.11.4. Tempêtes et inondations.....	28
7.12. AUTRES.....	28
7.12.1. Effets génétiques sur les petites populations.....	28
8. POPULATIONS MANIPULÉES	28
RÉFÉRENCES CITÉES	29
TABLEAUX	37
FIGURES	51
ANNEXE	58

RÉSUMÉ

Le présent document de recherche vise à résumer et à mettre à jour l'état actuel et les tendances récentes des populations de saumon atlantique dans l'unité désignable (UD 14) des hautes terres du Sud (HTS), en vue de l'élaboration du rapport de situation du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Selon les preuves génétiques, la géographie régionale et les différences parmi les caractéristiques du cycle de vie, le saumon atlantique des HTS est considéré comme une espèce unique sur le plan biologique (Gibson et coll. 2011) et sa disparition constituerait une perte irremplaçable de la biodiversité du saumon atlantique.

Dans l'UD des HTS, on estime qu'au moins 72 rivières contiennent ou ont déjà contenu du saumon atlantique. L'évaluation de l'état des stocks repose sur l'abondance des adultes, des juvéniles et des saumoneaux dans des rivières sélectionnées, et les données disponibles indiquent que l'abondance des populations de saumon atlantique des HTS est faible et diminue. Les comparaisons à l'échelle régionale des données sur la densité des juvéniles provenant de plus de 50 rivières indiquent des baisses importantes constantes et présentent des preuves de disparitions propres à certaines rivières. D'après le plus récent relevé régional par la pêche à l'électricité, la présence peut être documentée dans 41 % (22 sur 54) des rivières qui ont été évaluées. Les données annuelles sur l'abondance des adultes dans quatre rivières montrent des déclinés de 95 à 100 % par rapport à l'abondance maximale, et les retours du saumon dans les rivières de l'indice des HTS (LaHave et St. Mary's) ont été inférieurs aux exigences de conservation chaque année au cours des trois dernières générations de données disponibles. L'estimation régionale concernant le saumon atlantique prévoit qu'en 2019, l'UD des HTS aurait produit moins de 4 % (2,42 à 6,35 millions d'œufs) des besoins de conservation régionaux estimés à 187,95 millions d'œufs. Un certain nombre de menaces pour le saumon atlantique sont décelées dans l'environnement d'eau douce et estuarien ou marin de l'UD des HTS, notamment la fragmentation de l'habitat, les espèces de poissons envahissantes, l'acidification de l'habitat d'eau douce, la pêche illégale ou le braconnage, l'aquaculture des salmonidés et le changement de l'écosystème marin.

INTRODUCTION

Le présent document vise à fournir une mise à jour de l'information scientifique du ministère des Pêches et des Océans (MPO) sur la population de saumon atlantique (*Salmo salar*) des HTS afin d'appuyer l'élaboration d'un rapport de situation du COSEPAC sur le saumon atlantique dans l'est du Canada. L'abondance du saumon atlantique dans la région des Maritimes est en déclin depuis plus de vingt ans. Les populations de nombreuses rivières ont disparu et, en novembre 2010, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a déterminé que le saumon atlantique (*Salmo salar*) des hautes terres du sud de la Nouvelle-Écosse (HTS; unité désignable [UD] 14) de la Nouvelle-Écosse était en voie de disparition (COSEPAC 2010).

On pense qu'au moins 72 rivières contiennent, ou ont déjà contenu du saumon atlantique dans l'UD des HTS, même s'il est probable que le saumon ait également utilisé les plus petites rivières côtières ou non évaluées de la région (Bowlby et coll. 2013). Les rivières des HTS ont tendance à être moins productives que les rivières plus riches en minéraux des UD adjacentes (Watt 1987), et l'acidification des rivières causée par les précipitations acides a largement contribué à la réduction de l'abondance ou à la disparition des populations de saumon des HTS dans de nombreuses rivières de la région au cours des 50 dernières années (MPO 2014). Bien que la plupart des systèmes ne s'acidifient pas davantage, peu d'entre eux se rétablissent et la plupart devraient rester touchés par l'acidification pendant plus de 50 ans (Bowlby et coll. 2014).

L'évaluation de la situation du saumon atlantique dans les HTS repose sur la surveillance de l'abondance d'un certain nombre de populations indicatrices, qui se sont révélées être à peu près indicatives des tendances dans l'ensemble de la région (Amiro 2000, MPO 2011, O'Neil et coll. 1998).

On a trouvé des saumons atlantiques juvéniles dans 22 des 54 réseaux hydrographiques étudiés en 2008-2009, ce qui représente une légère diminution par rapport à l'étude régionale précédente de 2000 (Bowlby et coll. 2014). Les retours d'adultes dans les populations indicatrices des rivières LaHave et St. Mary's ont diminué de > 83 % et > 79 %, respectivement, au cours des trois dernières générations pour lesquelles il existe des données, et la modélisation de la population a indiqué une forte probabilité de disparition d'ici 50 ans pour ces deux populations en l'absence d'un changement dans les taux de survie (Gibson et Bowlby 2013).

La pêche commerciale du saumon atlantique dans la région des Maritimes a été fermée en 1985 et, en 2010, toutes les pêches récréatives du saumon des HTS ont été fermées; avant la fermeture de la pêche récréative, les données sur la pêche à la ligne annonçaient une diminution de plus de 95 % des prises et de l'effort pour la plupart des rivières du HTS (Gibson et coll. 2009). Les menaces auxquelles sont confrontées les populations de saumon atlantique dans l'UD des HTS évaluées selon un niveau de préoccupation élevé dans l'environnement d'eau douce sont l'acidification, la modification de l'hydrologie, les espèces de poissons envahissantes, la fragmentation de l'habitat (barrages, ponceaux et autres structures permanentes) et la pêche illégale ou le braconnage. Les menaces jugées très préoccupantes pour l'environnement estuarien ou marin sont l'aquaculture des salmonidés et les modifications de l'écosystème marin.

Des informations supplémentaires sur ces populations, ainsi que les documents d'évaluation précédents, figurent dans les documents du Secrétariat canadien des avis scientifiques publiés par le ministère des Pêches et des Océans (MPO) à Ottawa, les plus récents étant : MPO (2020b) et quatre documents de recherche préparés à l'appui de l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de l'UD offrant des informations sur l'abondance, le cycle biologique et les

tendances (Bowlby et coll. 2013), la variation génétique (O'Reilly et coll. 2012), la dynamique et la viabilité des populations (Gibson et Bowlby 2013), ainsi que l'utilisation de l'habitat et les menaces pesant sur les populations (Bowlby et coll. 2014).

1. CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE DE VIE

Les populations de saumons atlantiques anadromes des HTS présentent une gamme de caractéristiques d'un cycle biologique assorties de différences dans la croissance, la maturation, la période de remonte et le rapport des sexes entre les populations (Hutchings et Jones 1998, O'Connell et coll. 2006), bien que plusieurs caractéristiques soient semblables parmi les populations (Chaput et coll. 2006). En général, le saumon atlantique des HTS arrive à maturité après un ou deux ans dans l'environnement marin (appelé respectivement « saumon unibermarin » ou UBM et « saumon dibermarin » ou DBM); toutefois, une petite proportion peut arriver à maturité après trois ans en mer (« saumon tribermarin » ou TBM). Collectivement, les saumons qui reviennent après deux hivers ou plus en mer sont appelés saumons pluribermarins (PBM). Le taux de frai répété dans les populations des HTS surveillées est faible (< 5 %; Bowlby et coll. 2013), et la majorité des retours sont des géniteurs (vierges) de premier frai. La plupart des saumons atlantiques adultes entrent dans les rivières au cours des mois de printemps (mai/juin) et d'été (juillet/août); le moment exact est partiellement déterminé par le débit des rivières. Le frai a lieu à la fin d'octobre ou en novembre, et les adultes après le frai (saumons noirs) retournent immédiatement au milieu marin ou restent en eau douce avant de migrer au printemps suivant (O'Connell et coll. 2006). Les juvéniles émergent du gravier au début du printemps et passent généralement 3 à 4 ans en eau douce avant de migrer vers la mer en tant que saumoneaux. Des informations détaillées sur le cycle biologique du saumon atlantique des HTS sont présentées dans Gibson et Bowlby (2013) et Bowlby et coll. (2014).

L'habitat aquatique dont le saumon atlantique des HTS a besoin pour réussir toutes les étapes de son cycle biologique a été décrit en détail dans Bowlby et coll. (2014).

Les estimations les plus récentes des paramètres du cycle biologique du saumon atlantique des HTS (taux de mortalité naturelle et de recrutement) sont présentées dans Gibson et Bowlby (2013). Ces estimations sont fondées sur les deux populations de saumon atlantique des HTS qui disposent de suffisamment de données pour estimer les valeurs des paramètres du cycle biologique : la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) et la rivière St. Mary's (bras ouest).

Les sections suivantes présentent des renseignements biologiques à jour concernant les caractéristiques spécifiques du cycle biologique des rivières repères LaHave (en amont des chutes Morgan) et St. Mary's (bras ouest) où de nouvelles données ont été recueillies; des renseignements plus détaillés sur les méthodes utilisées pour recueillir des données et évaluer l'état et les tendances figurent dans Bowlby et coll. (2013).

1.1. RIVIÈRE LAHAVE

Des données biologiques ont été recueillies sur le saumon atlantique de la rivière LaHave à la passe migratoire des chutes Morgan depuis 1970 (tableau 1). Des analyses d'échantillons d'écailles adultes prélevés sur des saumons atlantiques sauvages de la rivière LaHave indiquent que les individus de la population passent en moyenne 2,1 ans en eau douce avant de migrer vers la mer, principalement en tant que saumoneaux de 2 ans. Le saumon atlantique de la rivière LaHave passe ensuite en moyenne 1,3 hiver en mer avant de revenir à la rivière LaHave pour frayer pour la première fois. Le temps de génération moyen est de 4,4 ans, ce qui correspond à l'âge moyen des saumoneaux en plus de l'âge moyen en mer des jeunes

générateurs, auquel on ajoute une année pour tenir compte de l'année de ponte (COSEPAC 2010).

La relation longueur-fécondité (Cutting et coll. 1987) calculée à partir de 65 saumons adultes prélevés avant 1986 est la suivante :

$$\text{Fécondité} = 446,54e^{0,0362 \cdot \text{longueur à la fourche}}$$

Le calcul de la fécondité est ensuite utilisé pour estimer le nombre d'œufs par poisson pour les retours d'unibermarins et de pluribermarins en fonction de la longueur à la fourche des adultes en remonte et de la proportion de femelles dans chaque population (tableau 2).

1.2. RIVIÈRE ST. MARY'S

Des données biologiques sur les adultes ont été recueillies sur la rivière St. Mary's (bras ouest) entre 1999 et 2011 (Tableau 3). Les échantillons d'écaillés indiquent que le saumon atlantique de la rivière St. Mary's passe en moyenne 2,2 ans en eau douce avant de migrer vers la mer, la majorité étant des saumoneaux de 2 ans. Le saumon atlantique de la rivière LaHave passe ensuite en moyenne 1,1 hiver en mer avant de revenir à la rivière LaHave pour frayer pour la première fois, ce qui correspond à une durée moyenne de génération de 4,3 ans, calculée comme ci-dessus.

La relation longueur-fécondité (Marshall 1986) calculée à partir des collectes de générateurs adultes pendant la période 1972 à 1985 est la suivante :

$$\text{Fécondité} = 340,832e^{0,0389 \cdot \text{longueur de la fourche}}$$

Le calcul de la fécondité est ensuite utilisé pour estimer le nombre d'œufs par poisson pour les unibermarins et les pluribermarins en fonction de la longueur à la fourche des adultes en remonte et de la proportion de femelles dans chaque population (tableau 2).

1.3. SOURCES D'INCERTITUDE

Les données disponibles pour caractériser le cycle biologique des autres populations des HTS sont limitées. Il existe des données historiques sur le nombre de saumons adultes qui remontent les passes migratoires de la rivière East (Sheet Harbour) et de la rivière Liscomb, qui étaient toutes deux composées principalement de retours d'UBM avant que des déclin importants ne mettent fin à la surveillance (Gibson et coll. 2010).

2. APERÇU DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE

L'UD du saumon atlantique des HTS [UD 14; zone de pêche du saumon 20-22; CU 15] occupe les rivières d'une région de la Nouvelle-Écosse qui s'étend du nord-est du continent, à environ 45° 39" N, 61° 25" O, vers le sud et dans la baie de Fundy jusqu'au cap Split, à environ 45° 20" N, 64° 30" O (COSEPAC 2010, Gibson et Bowlby 2013). Cette région englobe toutes les rivières situées au sud de la chaussée de Canso, tant sur la côte est que sur la côte sud de la Nouvelle-Écosse, qui se jettent dans l'océan Atlantique, ainsi que les rivières de la Nouvelle-Écosse qui se jettent dans la baie de Fundy au sud du cap Split (figure 1). À des fins de gestion et d'évaluation, l'UD a été divisée en trois zones de pêche au saumon (ZPS) : ZPS 20 (côte est), ZPS 21 (sud-ouest de la Nouvelle-Écosse) et une partie de la ZPS 22 (rivières de la baie de Fundy à l'intérieur des terres de la rivière Annapolis; figure 2).

Les données génétiques suggèrent un flux génétique minime entre l'UD 14 et les UD voisines (13 et 15; Verspoor 2005, Verspoor et coll. 2005). De nombreuses rivières de l'UD 14 présentent des proportions plus faibles de poissons pluribermarins que les rivières situées au

nord dans l'UD 13. Les populations du sud de l'UD 14 présentent également certains des âges de saumoneaux les plus jeunes signalés au Canada (Chaput et coll. 2006). Des preuves génétiques démontrent la similarité accrue au sein des populations de la côte est et du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse; en général, les populations se sont regroupées en deux groupes relativement distincts correspondant aux populations de la ZPS 20 et de la ZPS 21 (voir la figure 3 dans O'Reilly et coll. 2012).

À partir de 2016, des saumons atlantiques ont été prélevés dans les rivières LaHave et St. Mary's à des fins d'élevage en captivité dans le but de conserver une diversité génétique représentative de l'UD des HTS (MPO 2020a; voir la section Populations manipulées).

3. TENDANCES DES INDICATEURS DE POPULATION

Pour faciliter la surveillance à long terme du saumon atlantique des HTS, certaines populations ont été choisies comme populations repères, et on a démontré qu'elles étaient à peu près représentatives des tendances dans toute la région (Amiro 2000, MPO 2011, O'Neil et coll. 1998). Des données de surveillance sur toutes les étapes du cycle de vie du saumon atlantique ont été recueillies pour deux populations : la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) dans la ZPS 21 et la rivière St. Mary's dans la ZPS 20 (figure 2), qui représentent respectivement 6,5 % et 5,1 % de l'habitat productif total estimé du saumon atlantique dans l'UD (Amiro 1993, O'Connell et coll. 1997; voir la section 2.1 et le tableau 2.1.2 dans Bowlby et coll. 2014). Ces données, qui ont été recueillies au fil des ans depuis le plus récent examen de l'information scientifique du MPO sur les populations de saumon atlantique dans l'UD des HTS (Gibson et coll. 2010), sont présentées dans les documents annuels de réponses des Sciences du Secrétariat canadien des avis scientifiques du MPO (MPO 2010-2018, 2020a, 2020b).

Les données supplémentaires recueillies sur d'autres rivières des HTS consistent en des dénombrements d'adultes dans la rivière East, à Sheet Harbour (1970 à 2010) et la rivière Liscomb (1979 à 1999), ainsi qu'en des relevés à grande échelle par la pêche à l'électricité pour les juvéniles en 2000 et 2008 à 2009 (Gibson et coll. 2011). Les évaluations du saumon atlantique adulte dans les HTS reposaient aussi toujours sur les prises récréatives, qui étaient déclarées dans le cadre d'un programme de renvoi des talons de permis de pêche récréative, jusqu'à la fermeture complète de la pêche à la ligne du saumon atlantique dans les rivières des HTS en 2010. Les données de ces populations non indexées n'ont pas été mises à jour depuis leur présentation dans Bowlby et coll. (2013).

L'évaluation de l'état du saumon dans la région des Maritimes est fondée sur le suivi de l'abondance d'un certain nombre de populations indicatrices. Pour la plupart des populations indicatrices pour lesquelles le retour d'individus adultes a été observé, l'état est évalué en comparant une estimation de la ponte (calculée à partir de l'abondance estimée et des caractéristiques biologiques des stocks de saumon) à un point de référence qui établit la ponte nécessaire à la conservation (œufs). La ponte nécessaire à la conservation (œufs) d'une rivière précise correspond à une ponte de 2,4 œufs/m² multipliée par l'étendue de l'habitat de croissance fluvial accessible d'un gradient adéquat. Une ponte de 2,4 œufs/m² est considérée comme un point de référence limite (PRL) dans le contexte du Cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2009, MPO 2012b, Gibson et Claytor 2012) pour la région des Maritimes du MPO. Les exigences de conservation pour de nombreuses rivières de la région des Maritimes sont signalées dans le travail de O'Connell et coll. (1997).

Les valeurs d'équilibre pour le dépôt d'œufs, l'abondance des saumoneaux et le taux de reproduction maximal à vie pour les années 1980 à 1989 et 2000 à 2009 pour la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) et la rivière St. Mary's (bras ouest) sont présentées dans Gibson et Bowlby (voir le tableau 2.5.2 dans Gibson et Bowlby 2013).

Les sections suivantes présentent des informations à jour sur l'état et les tendances des deux populations de saumon atlantique dans les HTS pour lesquelles de nouvelles données ont été collectées, jusqu'en 2019 (le cas échéant). Des informations plus détaillées sur les méthodes utilisées pour collecter les données et évaluer le statut et les tendances figurent dans Bowlby et coll. (2013).

3.1. RIVIÈRE LAHAVE

3.1.1. Contexte

La rivière LaHave draine environ 1 670 km² de la région des HTS de la Nouvelle-Écosse et constitue l'un des plus grands bassins versants de la ZPS 21. Les besoins de conservation (BC) pour la rivière LaHave sont de 12,20 millions d'œufs, qui sont satisfaits par 5 434 saumons atlantiques unibermarins et 1 307 saumons atlantiques dibermarins (O'Connell et coll. 1997). Ce chiffre a été calculé selon une estimation de 5 084 800 m² d'habitat d'élevage disponible et d'un dépôt d'œufs cible de 2,4 œufs/m² (O'Connell et coll. 1997, Bowlby et coll. 2013). On estime que 51 % de la zone productive du bassin versant se trouve en amont des chutes Morgan (Amiro et coll. 1996), ce qui donne un BC de 6,22 millions d'œufs pour la rivière LaHave en amont des chutes Morgan.

3.1.2. État

3.1.2.1. Juvéniles

Des relevés par la pêche à l'électricité visant à estimer les densités de juvéniles âgés de 0, 1 et 2 ans et plus ont été effectués sur la rivière LaHave en amont et en aval des chutes Morgan depuis 1990. Les abondances sont comparées aux valeurs normales d'Elson de 29 alevins/100 m² et 38 tacons/100 m² (Elson 1967) pour évaluer la productivité. Seuls des relevés en site ouvert à passage unique ont été effectués ces dernières années, de sorte que la capturabilité moyenne fondée sur les relevés de 2007 et 2008 sert à estimer les densités de juvéniles (Gibson et coll. 2010).

Les densités de saumons âgés de 0 an (alevins) et de tacons totaux (âgés de 1 an et plus) dans la rivière LaHave ont été faibles ces dernières années et demeurent bien en deçà des valeurs de la norme d'Elson (tableau 4). Les densités totales de tacons (âgés de 1 et 2 ans combinés) ont été inférieures à 25 % de la valeur normale d'Elson au cours des 9 dernières années. Les densités de juvéniles ont affiché des déclinés importants variant de 73 à 87 % pour toutes les étapes du cycle de vie au cours des 3 dernières générations (figure 3).

3.1.2.2. Saumoneaux

Les saumoneaux capturés à la dérivation de la centrale hydroélectrique de Morgan Falls sont marqués et relâchés en amont des chutes Morgan pour une expérience de marquage-recapture. Une estimation Petersen corrigée du nombre total de saumoneaux marqués et recapturés est utilisée pour estimer la taille de la population. La capturabilité de la passe à poissons en aval est estimée comme la proportion de poissons recapturés par rapport aux poissons marqués. La plus récente évaluation des saumoneaux a eu lieu en 2016 (tableau 5), et la production de saumoneaux par unité de zone d'élevage juvénile (2 605 200 m²) a été estimée à 0,99 saumoneau par 100 m². La production estimée est très faible par rapport à la valeur de référence de 3,8 saumoneaux par 100 m² d'habitat (Symons 1979), même s'il s'agit de la deuxième estimation la plus élevée enregistrée pour la production de saumoneaux depuis 1996.

3.1.2.3. Adultes

Les dénombrements de saumons adultes sur la rivière LaHave ont lieu aux chutes Morgan depuis 1970, où une passe à poissons a été construite à la fin des années 1960 pour contourner un grand obstacle naturel qui limitait l'accès au bassin supérieur. Le MPO a lancé un programme d'empoissonnement pour améliorer la remonte des saumons.

En 2019, la population de saumon de la rivière LaHave en amont des chutes Morgan est restée faible avec une estimation de la ponte correspondant à 4 % des besoins en œufs pour la conservation (tableau 6, figure 4). Depuis l'ouverture de la passe à poissons dans les années 1970, la ponte estimée en amont des chutes Morgan n'a pas atteint les BC, bien que la population s'en soit approchée à la fin des années 1980 (figure 4). Les saumoneaux provenant d'écloseries n'ont plus été introduits après 2005, et ne sont donc pas pris en considération dans les retours des 13 dernières années de suivi (environ 3 générations).

Le rapport entre la production de saumoneaux et les retours ultérieurs d'adultes fournit une estimation du taux de retour des saumoneaux (indiquant la survie en mer). Les taux de montaison saumoneaux-adultes (un indicateur de la survie en mer) des saumons unibermarins et dibermarins dans la rivière LaHave ont baissé à moins de 1 % de 2013 à 2016 (tableau 5).

Les taux de retour des saumons atlantiques issus d'écloseries entre 1970 et 2005, fondés sur l'estimation de la production de saumoneaux d'écloserie, étaient constamment inférieurs à 1 % pour les adultes unibermarins et dibermarins au cours de la dernière décennie de la série chronologique (voir le tableau 2.3.1 dans Bowlby et coll. 2013).

3.2. RIVIÈRE ST. MARY'S

3.2.1. Contexte

Les BC pour la rivière St. Mary's sont de 9,56 millions d'œufs, qui sont satisfaits par 3 155 saumons atlantiques unibermarins et 889 saumons atlantiques dibermarins (O'Connell et coll. 1997). Ce chiffre a été calculé selon une estimation de 3 985 400 m² d'habitat d'élevage disponible et d'un dépôt d'œufs cible de 2,4 œufs/m² (O'Connell et coll. 1997, Bowlby et coll. 2013). Environ 55 % de l'habitat d'élevage approprié se trouve dans le bras ouest (Amiro 2006), ce qui donne un BC pour le bras ouest de 5,30 millions d'œufs.

3.2.2. État

3.2.2.1. Juvéniles

La pêche à l'électricité en site ouvert à passage unique visant à estimer les densités de juvéniles âgés de 0, 1 et 2 ans et plus dans la rivière St. Mary's a été effectuée chaque année depuis plus de 30 ans, à l'aide des méthodes de marquage-recapture et un taux de capturabilité moyen sur 10 ans.

Les densités de saumons âgés de 0 an (alevins) et de tacons totaux (âgés de 1 an et plus) dans la rivière St. Mary's ont été plus faibles en moyenne dans les sites du bras ouest que dans ceux du bras est, et les deux bras sont restés sous les valeurs de la norme d'Elson pour les densités de tacons pendant toute la durée de la série chronologique (tableau 7). Les densités d'alevins (âge 0) ont été supérieures à la norme d'Elson au cours de la dernière décennie dans le bras est, mais le bras ouest est inférieur à 50 % de la norme d'Elson depuis la fin des années 1990. Les densités de juvéniles sont demeurées relativement stables au cours des trois dernières générations dans les bras est et ouest de la rivière St. Mary's (figure 3).

3.2.2.2. Saumoneaux

Selon une estimation de 2 191 970 m² d'habitat juvénile contenu dans le bras ouest de la rivière St. Mary's, la production de saumoneaux en 2019 était de 0,10 saumoneau par 100 m² (tableau 8), ce qui est très faible par rapport aux taux de production de saumoneaux qui ont été observés dans les rivières par le passé (comparativement à 3,8 saumoneaux par 100 m² d'habitat; Symons 1979), et l'estimation la plus faible enregistrée depuis 2005. Les densités du bras étaient également faibles, à 0,38 saumoneau par 100 m² d'habitat en 2019, bien qu'il s'agisse de la seule année avec des données suffisantes pour une estimation des saumoneaux.

3.2.2.3. Adultes

En utilisant l'abondance estimée par le relevé de marquage-recapture à la senne en 2011, la ponte représentait environ 11 % du BC pour le bras ouest de la rivière St. Mary's (figure 5, tableau 9). C'est à peu près le double de l'estimation du pourcentage du BC des deux années précédentes de retours, même s'il s'agit de la troisième valeur la plus basse dans la série chronologique de marquage-recapture (1997 à 2011). Aucun relevé n'a été effectué au cours des dernières années, bien que les évaluations des juvéniles et des saumoneaux indiquent la persistance de la population sauvage.

3.3. TAUX DE DÉCLIN DES POPULATIONS ADULTES

Quatre populations des HTS disposent de suffisamment de données chronologiques indépendantes des pêches pour évaluer les tendances de l'abondance : la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan), la rivière St. Mary's (bras ouest), la rivière Liscomb et la rivière East (Sheet Harbour; tableau 10). Les données de dénombrement des adultes au cours des trois générations précédentes et de l'abondance maximale observée ont été analysées à l'aide d'un modèle logarithmique linéaire (Gibson et coll. 2010) pour caractériser les tendances. Pour la rivière LaHave et la rivière St. Mary's, les analyses présentées ici ont été mises à jour pour inclure des données allant jusqu'en 2019 et 2011, respectivement. Aucune surveillance récente n'a eu lieu sur la rivière Liscomb ou la rivière East (Sheet Harbour); les résultats présentés ici sont identiques à ceux présentés dans Bowlby et coll. (2013).

On estime que les populations des rivières LaHave et St. Mary's ont diminué de > 83 % (figure 6) et de > 79 % (figure 7), respectivement, au cours des trois générations précédentes (tableau 11). Les déclinés par rapport aux abondances maximales observées dans la série chronologique complète sont > 90 % pour les deux populations. Les taux de déclin au cours des trois dernières générations sur la rivière LaHave (pente = -0,127) et la rivière St. Mary's (pente = -0,120) sont légèrement inférieurs à ceux prévus précédemment pour la rivière East (Sheet Harbour; pente = -0,152) ou la rivière Liscomb (pente = -0,805; tableau 11).

La modélisation de la population pour deux des plus grandes populations restantes dans l'UD des HTS (LaHave et St. Mary's; prévisions à partir des données collectées jusqu'en 2010) indique une probabilité élevée de disparition d'ici 50 ans pour ces deux populations en l'absence d'un changement des taux de survie (Gibson et Bowlby 2013).

3.4. SOURCES D'INCERTITUDE

En 2019, les densités d'alevins et de tacons calculées à partir de relevés par pêche à l'électricité étaient faibles dans la majorité des sites de relevé de la rivière LaHave. Même si les densités moyennes obtenues correspondaient aux données des années récentes, les valeurs moyennes ont été grandement influencées par les données consignées aux sites situés dans le bras ouest de la rivière LaHave. Il existe une incertitude quant à l'incidence sur les saumons atlantiques juvéniles des conditions de sécheresse observées sur la rivière LaHave en 2016 (et

plus récemment en 2020), notamment parce qu'on ne dispose d'aucune estimation relative aux saumoneaux depuis 2017. Les faibles montaisons des saumons atlantiques UBM enregistrées en 2018 et des saumons atlantiques PBM enregistrées en 2019 pourraient être le reflet de la faible production de saumoneaux observée en 2017 en raison de la mortalité en eau douce entraînée par ces conditions.

Certaines années, il n'a pas été possible d'estimer la population par marquage-recapture pour la rivière St. Mary's (bras ouest). Par conséquent, des approximations ont été utilisées pour estimer les retours des adultes : de 2002 à 2005 et en 2011, l'estimation de l'efficacité moyenne de la pêche à la senne par marquage-recapture des années précédentes a été utilisée pour mettre à l'échelle les résultats de la pêche à la senne. Pour 2009, on a utilisé un ratio d'évasion fondé sur la relation entre les comptes de la rivière St. Mary's (bras ouest) et de la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan). L'utilisation de ces approximations ajoute une mesure supplémentaire d'incertitude.

4. TENDANCES DANS LA DISTRIBUTION

Dans l'UD des HTS, on pense qu'au moins 72 rivières contiennent, ou ont déjà contenu du saumon atlantique, même s'il est probable que le saumon ait également utilisé les plus petites rivières côtières ou non évaluées de la région (Bowlby et coll. 2013); les données d'évaluation démontrent qu'il n'y a pas de taille minimale apparente des bassins versants pour l'occupation et 513 bassins versants supplémentaires dans les HTS ont été ciblés par le ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse (MPO 2013b).

Si l'on combine les informations provenant des 72 bassins versants qui contiennent ou qui ont contenu du saumon atlantique dans les HTS, on obtient une aire de drainage estimée à 20 981 km² (Bowlby et coll. 2014). Aux fins du calcul de la zone de croissance productive du saumon atlantique, tous les tronçons des 72 rivières dont la pente est supérieure à 0,12 % et inférieure à 25 % sont considérés comme un habitat productif du saumon (Amiro 1993, O'Connell et coll. 1997). Cette méthode donne 78 314 200 m² de zone de croissance productive en eau douce pour le saumon atlantique dans l'UD des HTS (voir la section 2.1 et le tableau 2.1.2 dans Bowlby et coll. 2014).

L'étendue complète de l'aire de distribution marine du saumon atlantique des HTS n'est pas connue, mais des études de marquage indiquent que l'on peut trouver le saumon atlantique des HTS le long de toute la côte de la Nouvelle-Écosse, de l'intérieur de la baie de Fundy jusqu'à la pointe du Cap-Breton, pendant la majeure partie, sinon la totalité, de l'année. De plus amples détails sur l'aire de distribution marine et l'analyse des données de marquage sont fournis dans Bowlby et coll. (2014). Il existe peu de données permettant d'évaluer les tendances à long terme de la distribution marine.

L'évaluation de l'aire de distribution et de la distribution actuelle du saumon atlantique des HTS en eau douce repose sur les relevés de saumons juvéniles et les prises déclarées par les pêcheurs à la ligne pendant la période où la pêche récréative était ouverte dans les HTS.

4.1. RELEVÉ RÉGIONAL PAR LA PÊCHE À L'ÉLECTRICITÉ

La pêche électrique à grande échelle la plus récente (2008-2009) dans l'UD des HTS a permis de trouver des saumons atlantiques juvéniles dans 22 des 54 systèmes de rivières étudiés (voir le tableau 2.1.2 dans Bowlby et coll. 2014). Là où elles ont été détectées, les densités de saumon atlantique étaient très faibles : 98 % des rivières présentaient des densités inférieures à 10 saumons/100 m² en 2008-2009 (voir l'annexe 2 dans Bowlby et coll. 2013 et le tableau 2.1.2 dans Bowlby et coll. 2014). Le relevé par la pêche à l'électricité de 2008-2009 dans 54 rivières

des HTS a été conçu comme un échantillonnage répété des sites visités lors d'un relevé par la pêche à l'électricité à grande échelle en 2000 (voir l'annexe 1 dans Bowlby et coll. 2013). La proportion de rivières où le saumon atlantique est présent a diminué à 41 % dans le récent relevé de 2008 (22 rivières sur 54) par rapport aux 54 % observés dans le relevé de 2000 (28 rivières sur 52); pour une comparaison des détections de saumon atlantique entre les relevés de 2000 et de 2008, voir la section 2.2 de Bowlby et coll. (2013).

4.2. CAPTURES ET EFFORT DE PÊCHE RÉCRÉATIVE

Les données sur les prises et l'effort de la pêche récréative annuelle du saumon atlantique sont surveillées en Nouvelle-Écosse à l'aide d'un programme de renvoi des talons de permis de pêche récréative depuis 1983. Les données sur les prises déclarées sont corrigées pour tenir compte de la non-déclaration à l'aide d'une régression élaborée à partir du changement observé dans les prises déclarées découlant de l'envoi de plusieurs lettres de rappel aux détenteurs de permis afin d'augmenter le nombre de talons retournés.

Entre 1984 et 2008, les données relatives à la pêche récréative à la ligne indiquent une baisse de plus de 95 % des prises et de l'effort pour la plupart des rivières des HTS (Gibson et coll. 2009). La pêche récréative au saumon dans les HTS a été fermée en 2010 (MPO 2011), et lors de la dernière année de pêche à la ligne, en 2009, 13 rivières étaient ouvertes à la pêche au saumon sur au moins une partie du cours d'eau, mais plus de 75 % de l'effort (et 85 % des prises) ont eu lieu sur les rivières LaHave et St. Mary's (voir le tableau 1.3.5 dans Bowlby et coll. 2013). Les données sur la pêche récréative à la ligne de 1983 à 2007 sont disponibles à l'annexe 5 dans Gibson et coll. 2010, et de 2008 à 2009 dans le tableau 1.3.5 dans Bowlby et coll. (2013)

4.3. SOURCES D'INCERTITUDE

Les données sur l'abondance et la distribution des juvéniles indiquent une densité extrêmement faible de juvéniles dans la majorité des rivières des HTS, et comme il n'y a eu qu'un seul site de pêche à l'électricité par rivière dans le relevé de 2008-2009, il est possible que les saumons soient présents en faible abondance dans plus de 22 rivières où des détections ont été faites.

Les données sur les prises récréatives, considérées comme une indication approximative de l'abondance, peuvent être influencées par des sous-déclarations ou des surdéclarations qui peuvent affecter les estimations de la population. Le déclin des populations s'accompagne généralement d'une réduction de l'effort de pêche en raison de la modification du comportement des pêcheurs; toutefois, en général, toute baisse de l'effort de pêche récréative déclarée est inférieure à la baisse des prises récréatives déclarées (Gibson et coll. 2010).

5. ESTIMATIONS DE LA TAILLE DE LA POPULATION TOTALE

5.1. EXÉCUTER LE MODÈLE DE RECONSTITUTION

L'abondance régionale du saumon atlantique est calculée chaque année pour le Groupe de travail sur le saumon de l'Atlantique Nord du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM), qui fournit des avis annuels sur les captures à l'Organisation pour la Conservation du saumon de l'Atlantique Nord (OCSAN) pour les pêches en haute mer.

La méthode utilisée pour calculer les estimations régionales de la production de saumon atlantique est décrite dans Amiro et coll. (2008). En bref, l'évasion est fondée sur le dénombrement des saumons atlantiques unibermarins et pluribermarins à la passe à poissons des chutes Morgan, sur la rivière LaHave, de 1970 à l'année en cours, puis mise à l'échelle

pour la région en utilisant la relation entre ce dénombrement et les données sur les prises récréatives pour les rivières des ZPS 19 à 21 (UD des HTS et UD de l'est du Cap-Breton) de 1970 à 1997 et un taux de prises pour la rivière LaHave de 1970 à 1997. Les estimations des retours comprennent également des estimations des débarquements dans les pêcheries commerciales de saumon dans les ZPS 19 à 21 de 1970 à 1983. Le modèle est ajusté en utilisant la probabilité maximale et les limites de confiance à 90 % sont reportées comme valeurs minimales et maximales. Même si les principaux réseaux fluviaux des ZPS 19 à 21 sont inclus dans le calcul lorsque cette information est fournie annuellement au CIEM, seuls les cours d'eau des ZPS 20 et 21 (c.-à-d. ceux de l'UD des HTS) ont été inclus dans les estimations fournies ici.

L'évasion de reproducteurs en 2019 a été estimée dans la fourchette de 1 503 à 2 040 adultes unibermarins et de 128 à 180 adultes pluribermarins dans l'UD des HTS (tableau 12). Cela représente une augmentation par rapport à 2018 pour la composante unibermarins, et une diminution par rapport à 2018 pour la composante pluribermarins; plus particulièrement, la fourchette d'estimation des pluribermarins de 2019 est la plus basse jamais enregistrée pour la série chronologique de 50 ans.

Le taux de déclin au cours des trois dernières générations suit la tendance de la rivière LaHave (tableau 8) parce que l'estimation régionale est indexée aux dénombrements de la rivière LaHave depuis 1998.

5.2. PONTE RÉGIONALE

À l'aide de l'estimation actuelle de la production totale d'adultes dans la région des HTS (1 631 à 2 220 adultes; classes d'âge combinées) et d'une gamme de valeurs de production d'œufs définie pour le saumon atlantique des HTS (1 482 à 2 862 œufs/poisson; Bowlby et coll. 2013), on s'attend à ce que l'UD des HTS produise moins de 4 % (2,42 à 6,35 millions d'œufs) du BC régional estimé à 187,95 millions d'œufs (voir Bowlby et coll. 2014).

5.3. ÉTAT DES POPULATIONS ADJACENTES

Parmi les UD voisines (13, 15 et 16), deux populations ont été évaluées de façon semblable par le COSEPAC comme étant en voie de disparition en novembre 2010 (est du Cap Breton [UD13] et extérieur de la baie de Fundy [UD16]; COSEPAC 2010), et une population est inscrite comme étant en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral depuis juin 2003 (intérieur de la baie de Fundy [UD15]). Les trois UD ont souffert d'un déclin des niveaux de population historiques au cours des dernières décennies, jusqu'à atteindre des abondances faibles, voire critiques dans certains cas.

Les ressemblances génétiques parmi les populations des HTS suggèrent des taux régionaux de vagabondage globalement faibles, estimés à < 1 % (Bowlby et coll. 2014, O'Reilly et coll. 2012). Ceci, associé à la faible abondance actuelle dans les régions voisines, indique une faible probabilité de recolonisation des systèmes des HTS des populations adjacentes.

5.4. SOURCES D'INCERTITUDE

Il y a deux biais potentiels dans la méthode utilisée pour calculer les retours régionaux. Au cours des années 1970, la population de la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) s'est reconstituée après l'ouverture de la passe à poissons, ce qui signifie qu'elle serait probablement sous-représentative de l'abondance totale dans la région au cours de cette période (Gibson et Bowlby 2013). Au cours des dernières décennies, de nombreuses populations des HTS ont disparu, ce qui pourrait entraîner une surestimation de l'abondance régionale en raison de la dépendance de la méthode au dénombrement de la rivière LaHave à Morgan Falls.

6. CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT

Les rivières des HTS sont caractérisées par une eau teintée d'acides organiques et sont généralement pauvres en minéraux dissous, ce qui les rend moins productives que les rivières plus riches en minéraux (Watt 1987). En outre, la région a été fortement touchée par les dépôts de sulfate (précipitations acides); associés à la géologie de la roche dure et à la faible capacité tampon des sols, ces dépôts ont acidifié davantage de nombreuses rivières des HTS (Watt et coll. 1983, Watt 1987, 1997, Korman et coll. 1994). Parsemés dans les HTS, on trouve des sols riches en calcaire (drumlins) qui font en sorte que l'eau de certaines rivières et affluents est moins acide. Bowlby et coll. (2014) ont décrit en détail les propriétés fonctionnelles de l'habitat du saumon atlantique, l'étendue spatiale des zones des HTS ayant ces propriétés, les menaces recensées pour l'habitat, la mesure dans laquelle les menaces ont réduit la qualité ou la quantité de l'habitat dans les HTS.

7. MENACES

En 2013, une évaluation du potentiel de rétablissement a été réalisée par Bowlby et coll. (2014) et le MPO (2013b) qui a présenté un examen des menaces actuelles auxquelles font face les populations de saumon atlantique dans l'UD des HTS. La section suivante présente une analyse de l'évaluation des menaces de Bowlby et coll. (2014) et du MPO (2013b) et met à jour ces menaces le cas échéant. Cependant, le niveau de préoccupation, la gravité, l'étendue, l'occurrence et la certitude causale des menaces (tableaux A1 et A2) reposent sur les évaluations originales de Bowlby et coll. (2014) et du MPO (2013b).

Les menaces ont été classées dans les catégories du calculateur de menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et examinées en fonction des répercussions marines, sur les eaux douces et les estuaires, le cas échéant. Les menaces évaluées selon un niveau de préoccupation élevé dans l'environnement d'eau douce sont l'acidification, l'hydrologie altérée, les espèces de poissons invasives, la fragmentation de l'habitat (barrages, ponceaux et autres structures permanentes) et la pêche illégale ou le braconnage (tableau A1). Les menaces jugées très préoccupantes pour l'environnement estuarien ou marin sont l'aquaculture des salmonidés et les modifications de l'écosystème marin (tableau A2).

7.1. DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL OU COMMERCIAL

7.1.1. Zones résidentielles et urbaines

L'urbanisation a la capacité d'affecter les populations de saumon atlantique de diverses manières. La perte, l'altération ou la fragmentation de l'habitat, la pollution et les contaminants peuvent provenir du développement des infrastructures associées à l'urbanisation. Les sources et les effets précis de l'urbanisation sont examinés plus en détail tout au long de ce document. Huit bassins versants dans l'UD des HTS contiennent plus de 5 % de zone classée comme urbaine et, sans surprise, six de ces bassins versants sont situés dans la municipalité régionale de Halifax (Bowlby et coll. 2014).

7.1.2. Zones commerciales et industrielles

Il y a une centrale hydroélectrique marémotrice dans l'estuaire de la rivière Annapolis, montée sur une chaussée qui est équipée de deux passes à poissons, mais on pense que la majorité des poissons passent par les turbines (Gibson et Myers 2002). La mortalité pendant le passage de la turbine peut se produire par des coups mécaniques, des changements de pression, des effets de cavitation et des forces de cisaillement, l'impact de chacun d'entre eux variant selon la

taille et la physiologie des poissons (Bowlby et coll. 2014). La mortalité associée au passage dans la turbine d'Annapolis se situe entre 7 % et 23 % chez les espèces de poissons de taille semblable à celle du saumon de l'Atlantique, soit l'aloise savoureuse (*Alosa sapidissima*), l'aloise d'été (*A. aestivalis*), le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et le gaspareau (*A. pseudoharengus*) (Gibson et Myers 2002); toutefois, ces estimations ne sont peut-être pas représentatives de la mortalité du saumon atlantique (Bowlby et coll. 2014). La centrale hydroélectrique marémotrice d'Annapolis n'est plus en activité depuis 2019.

7.1.3. Tourisme et loisirs

Aucune donnée du MPO.

7.2. AGRICULTURE ET AQUACULTURE

7.2.1. Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois

Comme cette section ne traite que des menaces liées au défrichage des terres pour l'agriculture et les pratiques forestières et des effets sur l'hydrologie et la température des rivières, les effets de la foresterie et de l'agriculture devraient être semblables. Les effets du ruissellement chimique sont abordés dans la section sur la pollution et les contaminants.

Le défrichement dû aux pratiques forestières et agricoles a la capacité de modifier les températures et l'hydrologie des rivières. Cependant, l'ampleur de ces effets dépend probablement de l'étendue des terres défrichées et de la sensibilité des systèmes aux changements. Des recherches menées dans le ruisseau Catamaran, au Nouveau-Brunswick, ont montré que lorsque les pratiques forestières permettaient de déboiser 2 % d'un sous-bassin, aucun changement n'était observé sur le plan hydrologique, mais que lorsque 23 % étaient coupés, on observait une augmentation des débits de pointe (Caissie et coll. 2002). Dans la rivière Nashwaak au Nouveau-Brunswick, lorsque 90 % du bassin a été déboisé, on a constaté une augmentation de 59 % des débits de pointe en été (Dickison et coll. 1981). Dans les lacs Pockwock et Five Mile, au centre de la Nouvelle-Écosse, lorsqu'une zone tampon de 20 m, par rapport à une zone tampon de 30 m, a été utilisée pendant le défrichage forestier, on a constaté des changements détectables dans la chimie du cours d'eau, ce qui démontre l'importance de la végétation riveraine (Vaidya et coll. 2008). Il a été démontré que les pratiques de défrichage réduisent la densité du saumon atlantique dans la rivière Cascapédia (Deschenes et coll. 2007) et les années suivant la coupe à blanc, la survie des œufs au cours de l'hiver dans le ruisseau Catamaran était plus faible, mais la survie des juvéniles était très variable (Cunjak et coll. 2004). Dans l'UD des HTS, il n'y a que 12 bassins versants dont la superficie totale classée comme étant agricole est supérieure à 1 % (Bowlby et coll. 2014). Par conséquent, les effets de l'agriculture devraient être faibles.

7.2.2. Élevage et élevage à grande échelle

Aucune donnée du MPO.

7.2.3. Aquaculture en mer et en eau douce

L'aquaculture en eau douce peut avoir des répercussions sur les populations des HTS en raison de la contamination chimique et de l'envasement des eaux usées, ainsi que de l'évasion des saumons. Dans la plupart des installations d'eau douce, on utilise un système d'écoulement où l'eau est pompée à travers l'installation et rejetée en aval dans l'environnement (Michael 2003). Les eaux usées sont généralement caractérisées comme des sources de concentrations élevées d'azote et de phosphore, de résidus chimiques (antibiotiques) et de

matières organiques solides, et peuvent entraîner une baisse de l'oxygène dissous et une augmentation de l'envasement (Camargo et coll. 2011, Michael 2003). Ces effets varieraient en fonction de la capacité de production de l'installation, de la morphologie de l'environnement en aval et de la réglementation relative aux eaux usées (Bonaventura et coll. 1997). L'évasion des saumons des installations peut aussi potentiellement conduire à une compétition accrue et à l'attraction de prédateurs en aval de l'installation et faciliter le transfert de maladies (Krueger et May 1991). Bien que l'information soit anecdotique, des évasions des installations d'eau douce au sein de l'UD des HTS ont été signalées (Bowlby et coll. 2014).

Comme pour les autres UD maritimes, l'aquaculture des salmonidés se fait principalement dans des enclos en filet dans les estuaires côtiers et le milieu marin (MPO 2013b). Les populations de saumon atlantique situées à proximité des sites d'aquaculture sont susceptibles d'être les plus touchées par l'augmentation des interactions avec les sites ou les poissons d'aquaculture (transfert de maladies, attraction de prédateurs, dégradation de l'habitat, concurrence, introgression génétique). Cependant, les populations éloignées peuvent également interagir avec l'industrie de l'aquaculture par l'entremise des saumons d'aquaculture évadés qui s'égarer dans des rivières ou des estuaires éloignés. De plus, les migrants de populations éloignées peuvent également être touchés négativement si les routes migratoires croisent des sites aquacoles (MPO 2013b). Bon nombre des plus grandes populations des HTS qui se trouvent à proximité de sites d'aquaculture et des populations comme celle d'Annapolis ou de Nictaux ont le potentiel d'interagir avec toute l'aquaculture au sein de l'UD pendant la migration côtière (MPO 2013b). Les populations nordiques seraient moins susceptibles d'être influencées par les sites d'aquaculture (MPO 2013b). Comme les populations dans l'UD des HTS sont déjà faibles, l'introgression génétique des saumons atlantiques s'étant évadés pourrait constituer un risque important.

Dans les HTS, 39 des 46 sites d'aquaculture étaient autorisés à élever du saumon atlantique, ou à la fois du saumon atlantique et de la truite, pendant l'évaluation de Bowlby et coll. (2014). Cependant, dans l'UD des HTS, il y a eu relativement peu de surveillance des échappées de l'aquaculture (Bowlby et coll. 2014). Morris et coll. (2008) ont rapporté que sur 8 800 saumons examinés provenant de 11 rivières des Maritimes, dont 71,5 % de la rivière LaHave, les évasions de l'aquaculture constituaient une proportion moyenne de 0,9 % d'une population avec une fourchette de 0 à 17 % pour toutes les rivières. À l'heure actuelle, 27 parcs marins en filet situés dans l'UD des HTS sont autorisés à élever des poissons, dont 22 sont autorisés à élever uniquement du saumon atlantique ou du saumon atlantique et d'autres poissons, quatre sont autorisés à élever uniquement de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et un ne dispose pas de données suffisantes pour déterminer les espèces de poissons (ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse; figure 8). Quatre autres sites sont proposés pour l'élevage du saumon atlantique, dont deux sont une expansion apparente des baux actuellement en vigueur (ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse). De 2015 à 2019, la production annuelle moyenne de saumon atlantique en cages marines était de 7 589 t pour l'ensemble de la Nouvelle-Écosse (figure 9). Étant donné que la majorité de l'aquaculture du saumon atlantique a lieu dans l'UD des HTS, il est raisonnable de supposer que la grande majorité de la production a également lieu dans l'UD des HTS. De 2010 à 2019, il n'y a eu que 44 évasions de saumons d'aquaculture confirmées à partir de sites d'aquaculture au sein de l'UD. Cependant, dans l'UD voisine de l'extérieur de la baie de Fundy, on a enregistré un nombre beaucoup plus élevé d'évasions de saumons d'aquaculture et, de 2010 à 2019, on a signé l'évasion de sites marins de plus de 225 000 saumons d'aquaculture. La différence dans la quantité d'évasions entre les UD des HTS et de l'extérieur de la baie de Fundy n'est pas tout à fait surprenante, car le Nouveau-Brunswick a une production aquacole beaucoup plus importante, soit une production annuelle moyenne de 24 988 t (2015 à 2019). Par rapport à l'aquaculture des salmonidés, l'aquaculture des bivalves est beaucoup plus

répandue et distribuée dans l'UD des HTS. L'aquaculture des bivalves peut entraîner des modifications de l'habitat et se manifester de trois façons : 1) processus matériels (filtrage de la nourriture et production de déchets), 2) structures physiques (ancrage des structures physiques pour la culture des bivalves) et 3) perturbations de l'impulsion (récolte et entretien qui peuvent perturber la communauté et l'environnement de l'écosystème) (Dumbauld et coll. 2009). Une étude de Grant et coll. (1995) ont montré une augmentation de la sédimentation, une diminution des concentrations d'oxygène et une augmentation de l'ammonium près des sites de mytiliculture par rapport au milieu environnant. Cependant, il n'a pas été démontré que l'aquaculture des bivalves entraîne des changements à grande échelle dans l'environnement de l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014).

7.3. PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE

7.3.1. Forages pétroliers et gaziers

Aucune donnée du MPO.

7.3.2. Exploitation de mines et de carrières

Les activités minières peuvent avoir un éventail d'effets sur l'environnement découlant du défrichage ou de la modification des terres et du ruissellement des produits chimiques. Dans cette section, seule l'hydrologie altérée est abordée et la contamination chimique est traitée dans la section sur la pollution et les contaminants.

Dans les bassins versants des HTS, on compte 2 283 ouvertures de mines abandonnées, dont 93 % sont d'anciennes mines d'or (Bowlby et coll. 2014). La rivière Mersey est la plus touchée avec un total de 432 ouvertures de mines, tandis que les bassins versants de Gegogan, Tangier, Ship Harbor, Salmon (lac Major) et Gold comptent plus de 100 ouvertures chacun (Bowlby et coll. 2014). La majorité des ouvertures de mines abandonnées sont concentrées sur la côte est et au milieu du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Bowlby et coll. 2014). Les effets du défrichage des terres pour l'exploitation minière devraient être similaires à ceux de la sylviculture et de l'agriculture si la quantité de terres défrichées est suffisamment importante pour entraîner des effets négatifs.

7.4. TRANSPORTATION ET CORRIDORS DE SERVICES

7.4.1. Routes et chemins de fer

Les routes et les chemins de fer peuvent avoir des effets négatifs importants qui entravent le rétablissement du saumon atlantique (Conseil national de recherches 2003). Les traversées de routes peuvent limiter l'accès à l'habitat, introduire des contaminants et augmenter la sédimentation (voir les sections Modifications des systèmes naturels et Pollution et contaminants).

Dans l'UD des HTS, la quantité d'infrastructures routières dans un bassin versant n'est pas directement proportionnelle à la taille du bassin, mais dépend de l'importance de l'utilisation anthropique; les bassins versants de la rivière Annapolis/Nictaux, de Medway, de LaHave et de St. Mary's comptent plus de 1 000 km de routes, alors que ceux de Tusket, de Musquodoboit et de la Mersey en comptent moins de 800 (Bowlby et coll. 2014). Les rivières Mersey, Medway et Tusket, entre autres exemples, ont également une quantité importante de routes non pavées qui augmentent la sédimentation (Bowlby et coll. 2014).

7.4.2. Lignes de services publics

Les corridors industriels (lignes électriques, canalisations, chemins de fer) et les autres activités de défrichement (gravières, décharges) représentent plus de 3 % de l'aire de drainage des rivières Sackville, Nine Mile, East (St. Margaret's) et Boudreau (Bowlby et coll. 2014). Comme pour l'agriculture, la superficie totale défrichée est relativement faible et devrait avoir des répercussions minimales.

7.4.3. Transport par eau

On pense que le trafic maritime et le bruit provoquent un comportement d'évitement chez le saumon atlantique et d'autres espèces (MPO et MRNF 2009) et qu'ils peuvent donc modifier l'habitat côtier dans les zones où se trouvent des couloirs de navigation (Bowlby et coll. 2014). Le trafic maritime est important le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick jusqu'à la côte sud de Terre-Neuve (T.-N.-L.) (Bowlby et coll. 2014). Le trafic maritime est le plus important à la sortie du golfe du Saint-Laurent par le détroit de Cabot et un volume relativement élevé est également observé près de la chaussée de Canso, du port d'Halifax, du traversier de Yarmouth et dans la baie de Fundy (Bowlby et coll. 2014). Comme ce trafic est concentré dans les environnements côtiers et sur les routes de migration marine, il existe un degré élevé d'interaction avec les saumons atlantiques immatures et adultes (Bowlby et coll. 2014).

7.5. UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES

7.5.1. Exploitation forestière et coupe du bois

Au sein de l'UD des HTS, 17 rivières ont jusqu'à 30 % de la superficie utilisée pour la foresterie et 14 rivières en ont > 15 %, dont deux sont de très grands systèmes (> 700 km² de drainage); Musquodoboit (15,3 %) et St. Mary's (30,2 %) (Bowlby et coll. 2014). Douze bassins versants ont une superficie < 15 % utilisée pour la sylviculture, mais d'autres bassins versants plus importants (Tusket, Mersey et Medway) ont une superficie < 10 % (Bowlby et coll. 2014). Les pratiques forestières sont répandues dans l'ensemble de l'UD, mais ont tendance à être plus importantes sur la rive orientale (Bowlby et coll. 2014).

7.5.2. Pêche et récolte des ressources aquatiques

7.5.2.1. Pêche alimentaire des autochtones et des résidents du Labrador

Au Labrador, trois groupes autochtones participent à la pêche alimentaire de subsistance qui se pratique dans les estuaires et les baies côtières à l'aide de filets maillants (CIEM 2011) et représentent la majorité des prises de toutes les pêches autochtones (Bowlby et coll. 2014). Le taux de déclaration pour cette pêche serait supérieur à 85 % (MPO et MRNF 2009). En 2010, l'estimation de la récolte totale était de 59,3 tonnes métriques, ce qui est semblable aux estimations de récolte des cinq années précédentes (Bowlby et coll. 2014). Depuis 2010, la récolte totale a varié de 52,5 t à 70,4 t avec 54,0 t en 2019. Comme on estime que 95 % de cette récolte provient des pêcheries du Labrador, en raison du fait que la pêche se déroule principalement dans les estuaires des rivières locales (CIEM 2011), on s'attend à ce que cette pêche ait peu d'effet sur les populations des HTS (Bowlby et coll. 2014).

Les résidents du Labrador participent également à la pêche de subsistance avec une prise estimée à 2,3 t en 2010 (CIEM 2011). La réglementation minimise la capture de grands saumons pluribermarins, qui pourraient provenir de populations des HTS, dans le cadre de cette pêche et seulement 25 % du total des captures en 2010 comptaient des grands saumons (CIEM 2011). Depuis 2010, la récolte a diminué à 1,6 t, 47 % de la récolte étant constituée de

grands saumons en 2019 (CIEM 2020). Les chances qu'un saumon des HTS soit capturé dans cette pêche sont également faibles.

7.5.2.2. Pêche autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) (au sein de l'UD des HTS)

Dans l'UD des HTS, les groupes autochtones qui participent à la pêche à des fins ASR du saumon atlantique comprennent les communautés d'Indian Brook, d'Acadia, de Millbrook, de la vallée d'Annapolis, de Glooscap et de Bear River (Bowlby et coll. 2014). Comme les populations ont considérablement diminué, des règlements ont été mis en place pour limiter l'effet de cette pêche, notamment la rétention de seulement les individus < 63 cm, la relocalisation dans d'autres rivières/populations, l'abandon complet de la pêche (MPO et MRNF 2009) ou la limitation aux rivières ensemencées de saumons d'élevage (Amiro et coll. 2000). Les estimations historiques de la récolte de saumon pour la pêche ont été faibles, soit moins de 10 % de la conservation estimée de la pêche récréative historique (Anon 1980).

7.5.2.3. Pêches internationales

La France pratique une pêche limitée au filet maillant au large de l'île de Saint-Pierre-Miquelon, sur la côte sud-ouest de Terre-Neuve, et en 2010, 9 et 57 permis de pêche professionnelle et récréative, respectivement, ont été délivrés (Bowlby et coll. 2014). Les permis de pêche récréative sont autorisés à utiliser un filet maillant de 180 m, tandis que les permis de pêche professionnelle sont autorisés à utiliser trois filets de 360 m chacun (CIEM 2011). Toutes les tailles de saumon peuvent être conservées et, en 2010, un total de 2,8 tonnes a été signalé (CIEM 2011). Les analyses génétiques montrent que 98 % de cette pêche est constituée de poissons d'origine canadienne et, compte tenu de son emplacement et des schémas de distribution du saumon des HTS, elle a le potentiel d'affecter les populations des HTS (Bowlby et coll. 2014). Plus récemment, la quantité de permis de pêche professionnelle délivrés est semblable à celle de 2010, avec sept permis délivrés en 2019. Cependant, la quantité de permis de pêche récréative a régulièrement augmenté pour atteindre 80 en 2019 (CIEM 2020). Depuis 2011, la plus grande quantité a été pêchée en 2013 avec 5,3 t, mais elle a depuis diminué pour atteindre 1,29 t en 2019 (CIEM 2020). En 2017, 2018 et 2019, on a estimé que 0 % des poissons pêchés provenaient des populations de l'ouest de la Nouvelle-Écosse (CIEM 2019; CIEM 2020). Compte tenu de la proximité de la pêche et des schémas de distribution des populations des HTS, il est possible que cette pêche ait des répercussions sur les populations des HTS, cependant, comme les populations de l'ouest de la Nouvelle-Écosse ont représenté 0 % de cette pêche de 2017 à 2019 (CIEM 2019, CIEM 2020), les effets négatifs sont probablement minimes.

La pêche du Groenland exploite principalement le saumon pluribermarin (Bowlby et coll. 2014). Grâce aux filets maillants, aux filets dérivants et à la pêche à la ligne, les captures dans l'ouest du Groenland étaient de 38 t et de 2 t dans l'est du Groenland en 2010, marquant une augmentation de 53 % par rapport à 2009 (CIEM 2011, Bowlby et coll. 2014). On estime que 80 % des poissons retirés de cette pêcherie sont d'origine nord-américaine (CIEM 2011). De 2012 à 2014, on a décidé d'autoriser les débarquements d'usine avec un quota de 30 t à 35 t qui ne comprenait pas les captures commerciales ou privées (CIEM 2019). En 2015, un quota de 45 t a été fixé, incluant les captures des trois sources (CIEM 2019). Si l'on compare les sept années où les débarquements d'usine ont été autorisés (2012 à 2018) aux sept années où les débarquements d'usine étaient fixés à 0 t (2005 à 2011), la récolte totale est passée de 182 t (2005 à 2011) à 290 t (2012 à 2018), soit une augmentation de 59 %. En 2019, on a estimé qu'environ 29,8 t ont été débarquées, 0 % de la pêche totale dans l'ouest du Groenland provenant des populations de l'ouest de la Nouvelle-Écosse (CIEM 2020) et il semble donc que les populations des HTS constituent actuellement une proportion extrêmement faible, voire

nulle, de cette pêche. Ceci n'est pas surprenant, car on s'attendrait à ce que d'autres rivières présentant une plus grande abondance et une plus grande proportion d'individus revenant en tant que pluribermarins constituent une plus grande proportion de cette pêche (Bowlby et coll. 2014).

7.5.2.4. Pêches commerciales

Aucune pêche commerciale locale n'est autorisée pour le saumon atlantique et, par conséquent, le niveau de préoccupation est faible.

7.5.2.5. Pêche récréative

Les stratégies de gestion de la pêche récréative n'ont cessé d'évoluer dans la région des HTS au fur et à mesure que les niveaux de population ont continué à baisser. Cela va des limites de conservation selon la taille aux règlements interdisant la conservation, en passant par les protocoles d'eau chaude, les fermetures complètes de toutes les rivières pour la pêche à la ligne du saumon atlantique et la fermeture de la pêche à la ligne de toute espèce dans les sections de rivières où l'on sait que le saumon atlantique se trouve. Actuellement, toutes les rivières de l'UD des HTS sont fermées à la pêche à la ligne du saumon atlantique et, par conséquent, cette menace devrait avoir un effet limité. En 2013, la pêche récréative s'est vu attribuer un faible niveau de préoccupation (MPO 2013b). Comme les rivières de l'UD ont été fermées à la pêche à la ligne du saumon atlantique en 2010, la gravité de cette menace est probablement similaire à celle évaluée en 2014.

7.5.2.6. Pêche illégale

On a signalé de nombreux cas de ciblage illégal du saumon lors de la pêche en vertu d'un permis général ou de braconnage au moyen de la pêche à la ligne, de filets maillants ou d'autres méthodes dans l'UD des HTS, mais ces rapports sont anecdotiques (MPO 2013b). Ces rapports anecdotiques rendent difficile la quantification des effets sur les populations des HTS. On s'attend à ce que cette menace ait le plus d'impact sur les plus petites populations, car chaque prélèvement éliminerait une plus grande proportion de la population (MPO 2013b). Comme les populations des HTS sont déjà peu abondantes, elles ont une capacité limitée à se rétablir des prélèvements illégaux (MPO 2013b).

7.5.2.7. Captures accessoires dans d'autres pêches

Les prises accessoires de saumon dans d'autres pêches en eau douce devraient être faibles. Dans les pêches autochtones et commerciales en eau douce, les engins et les saisons de pêche ont été restreints pour limiter l'incidence des prises accessoires de saumon atlantique (MPO et MRNF 2009). Il est possible que des tacons soient capturés dans le cadre de la pêche récréative alors qu'elle cible l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*); toutefois, étant donné les effets compensatoires de la survie, on estime que les effets de ces prises accessoires seraient très faibles (Bowlby et coll. 2014).

Le saumon atlantique est capturé comme prise accessoire dans les pêches dans la baie d'Ungava pour l'omble de fontaine, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), le ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), le touladi (*Salvelinus namaycush*) et le grand brochet (*Esox lucius*) (MPO et MRNF 2009). Cependant, on s'attend à ce que l'effet des pêches commerciales sur les populations des HTS soit faible (Bowlby et coll. 2014). Cependant, les pêches éloignées au large des côtes suscitent des inquiétudes, car elles se déroulent en dehors des systèmes de réglementation et de surveillance (Bowlby et coll. 2014). Les distributions du saumon atlantique immature, du hareng et du maquereau se chevauchent à certaines périodes de l'année et ces pêches ont le potentiel de prélever des

saumons immatures (ICES 2000), mais aucune donnée ne soutient cette hypothèse (DFO et MRNF 2009).

7.5.2.8. Pêche commerciale sur les espèces-proies

Le saumon atlantique dépend d'une variété d'espèces-proies et la réduction de l'une de ces espèces en raison de la pêche pourrait avoir des répercussions sur la survie marine des populations au sein de l'UD des HTS, en particulier pour les saumons atlantiques immatures (Bowlby et coll. 2014). Cependant, cette hypothèse n'est pas soutenue par les petits poissons démersaux dont l'abondance a augmenté le long du plateau néo-écossais ces dernières années (Bowlby et coll. 2014). L'abondance des gadidés au large des Grands Bancs de Terre-Neuve a diminué au cours des dernières décennies (Bowlby et coll. 2014), ce qui peut laisser entendre que la biomasse des proies dans d'autres zones le long des routes de migration pourrait limiter la survie en mer. Quoiqu'il en soit, il existe peu de données probantes qui établissent une corrélation entre les pêches commerciales sur les espèces-proies et le déclin des populations des HTS.

7.6. INTRUSIONS ET PERTURBATIONS HUMAINES

7.6.1. Activités récréatives

Les activités scientifiques impliquent généralement la capture, la manipulation, l'échantillonnage (poids, longueur, échelle et échantillon génétique) et le marquage de saumons atlantiques à différentes étapes du cycle biologique à l'aide de la pêche électrique, de la senne, de roues à saumoneaux et de pièges à poissons. Ces activités peuvent stresser les individus, mais des efforts sont faits pour minimiser ces répercussions (MPO et MRNF 2009). Dans l'UD des HTS, les évaluations de la population ne sont effectuées que dans les rivières St. Mary's et LaHave par la pêche à l'électricité pour les juvéniles et par le dénombrement des adultes à l'aide de pièges à poissons ou de sondes, et on pense que la mortalité associée à ces activités est faible (Bowlby et coll. 2014).

7.7. MODIFICATIONS DES SYSTÈMES NATURELS

7.7.1. Incendies et suppression des incendies

Aucune donnée du MPO.

7.7.2. Barrages, gestion et utilisation de l'eau

Les structures permanentes dans les systèmes fluviaux peuvent entraîner la perte d'habitats importants et modifier les habitats disponibles. Les structures permanentes sont couramment placées à l'intérieur et le long des rivières pour retenir l'eau, stabiliser les berges et détourner l'eau (Bowlby et coll. 2014). La stabilisation des berges est probablement la menace la moins grave des trois, tant qu'elle est effectuée dans une petite proportion de la rivière et qu'elle a des répercussions relativement faibles sur l'hydrologie naturelle (Bowlby et coll. 2014). Les dérivations d'eau peuvent réduire le débit en aval, réduisant ainsi l'habitat disponible et entraînant la mortalité de saumons atlantiques juvéniles lors de températures extrêmes (Caissie 2006, MPO et MRNF 2009). La fragmentation de l'habitat peut également se produire dans des conditions de faible débit ou si la dérivation est un barrage qui entrave la migration amont/aval (Thorstad et coll. 2011). L'augmentation des débits peut également entraîner des changements dans la morphologie des canaux, ce qui peut avoir des répercussions sur la qualité et la quantité de l'habitat (Bowlby et coll. 2014).

Dans les bassins versants des HTS, les barrières totales ont probablement une grande incidence sur les populations. Parmi les 233 barrages ou barrières, seuls 44 (18,9 %) sont considérés comme franchissables par les poissons, et nombre d'entre eux se trouvent dans des bassins versants qui présentent déjà des barrières infranchissables par les poissons (Bowlby et coll. 2014).

7.7.2.1. Ponceaux

Les ponceaux contribuent considérablement à empêcher le passage des poissons dans un bassin versant donné (Gibson et coll. 2005). Dans le bassin versant d'Annapolis, 37 % des obstacles ont été évalués comme des obstacles complets au passage des poissons et 18 % comme des obstacles partiels (MPO 2013b). Dans les comtés de Colchester, Cumberland, Halifax et Hants, 61 %, sur un échantillon aléatoire de 50 obstacles, ont été évalués comme des obstacles complets (DFO 2013b). Dans la rivière St. Mary's, 62 ponceaux ont été évalués et 40 ne répondaient pas aux critères de profondeur d'eau, 35 dépassaient les critères de vitesse d'eau et 24 avaient des chutes d'émissaire susceptibles d'empêcher le passage des poissons (MPO 2013b). Il n'est pas surprenant que l'augmentation du nombre de traversées de routes entraîne une augmentation du nombre de ponceaux, ce qui a pour conséquence que les zones urbaines et les zones où l'on pratique une sylviculture et une agriculture importantes sont les plus touchées (MPO 2013b). Dans huit comtés de la Nouvelle-Écosse, 215 nouveaux ponceaux ont été installés de 1996 à 2000 (Langill et Zamora 2002). Gibson et coll. (2005) laissent aussi entendre que les nouvelles installations ne répondent pas toujours aux exigences en matière de passage du poisson, car 53 % des ponceaux récemment installés à Terre-Neuve constituaient des obstacles pour le saumon atlantique. Comme les ponceaux sont fortement associés au développement des infrastructures et compte tenu du taux de ponceaux récemment installés observé par Langill et Zamora (2002), les ponceaux représentent une cause importante de fragmentation de l'habitat au sein de l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014).

7.7.2.2. Altération du régime hydrologique

Les modifications des régimes hydrologiques ont la capacité d'affecter la qualité et la quantité de l'habitat de diverses manières qui peuvent affecter plusieurs étapes du cycle biologique selon l'ampleur et le moment des modifications (Bowlby et coll. 2014). Les régimes hydrologiques modifiés peuvent provenir de diverses sources, notamment les barrages, les extractions d'eau et l'utilisation intensive des terres (Bowlby et coll. 2014). Le débit annuel des cours d'eau dans l'UD des HTS est déjà très variable et peut être exacerbé par l'utilisation des terres, ce qui entraîne une augmentation du ruissellement et rend un cours d'eau plus vulnérable aux inondations en termes de fréquence, d'étendue et de durée (Bowlby et coll. 2014). Les débits élevés peuvent causer de l'érosion et modifier la morphologie des chenaux, tandis que les faibles débits peuvent provoquer des températures extrêmes et limiter l'approvisionnement en nourriture (MPO 2013b). Les débits élevés peuvent directement causer la mortalité des juvéniles à cause du déplacement physique (MPO 2013b), ou indirectement en réduisant la qualité de l'habitat dans un tronçon ou en déplaçant les juvéniles en aval dans un habitat moins approprié. Les faibles débits peuvent entraîner des températures extrêmes et diminuer la quantité d'habitat, ce qui peut causer la mortalité ou le stress chez les saumons juvéniles et adultes (MPO 2013b). En hiver, les faibles débits peuvent également entraîner le gel des nids de frai (MPO 2013b). Les régimes hydrologiques modifiés peuvent également influencer les aspects comportementaux, car le débit des rivières peut initier la migration des saumoneaux (McCormick et coll. 1998) ou l'activité de frai des adultes (Thorstad et coll. 2011).

Les réservoirs des barrages et des centrales hydroélectriques sont l'une des principales sources de modification de l'hydrologie dans les systèmes fluviaux. Les plus grands bassins versants ont tendance à être les plus touchés au sein de l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014).

L'impact le plus important se trouve dans le bassin versant de la rivière Annapolis/Nictaux où l'on trouve 102 réservoirs, mais c'est dans le bassin versant de la rivière Mersey que l'on trouve la plus grande superficie de réservoirs avec 19,3 km² dans six réservoirs (Bowlby et coll. 2014).

Environnement Canada dispose de stations hydrométriques pour la surveillance à long terme dans la région des HTS afin de surveiller les niveaux d'eau dans les rivières St. Mary's, Sackville, LaHave, Mersey et Roseway, entre autres (Bowlby et coll. 2014). Selon les tendances à long terme des données sur le débit de la rivière St. Mary's (choisie comme exemple, car elle n'est pas entravée par des barrages), les débits moyens en juin sont devenus plus variables au cours des dernières années et les débits minimums sur un jour étaient caractérisés par des eaux relativement élevées entre les années 1960 et 1980, mais sont devenus plus récemment (années 1990 à 2000) des eaux exclusivement basses, ce qui coïncide avec des déclinés importants des populations de saumon de l'Atlantique (Bowlby et coll. 2014). Dans les rivières où les altérations hydrologiques anthropiques sont plus nombreuses, le régime naturel pourrait être davantage sollicité et avoir des effets encore plus importants sur les populations. En outre, comme le changement climatique continue d'avoir des répercussions sur les systèmes fluviaux, les effets des facteurs de stress naturels et anthropiques sur les populations pourraient continuer à s'aggraver.

7.7.2.3. Barrage hydroélectrique

En plus des répercussions sur l'habitat du saumon atlantique, les barrages hydroélectriques causent aussi directement la mortalité des individus pendant la migration lorsqu'ils passent à travers les turbines. On a estimé que l'influence combinée de trois barrages dans le fleuve Saint-Jean causait une mortalité de 45 % chez les saumoneaux pendant la migration (Carr 2001). Dans les rivières à saumon de l'UD des HTS évaluées en 2014 par Bowlby et coll. (2014), on comptait six centrales exploitées par la Nouvelle-Écosse situées en tête de marée dans les rivières Annapolis/Nictaux, Tusket, Bear, Sissibo et Mersey, affectant ainsi la majorité du réseau fluvial. À Morgan Falls, dans la rivière LaHave, on comptait une centrale électrique privée où 51 % de l'habitat disponible dans la rivière se trouve en amont du barrage, mais où le passage des poissons est possible (Bowlby et coll. 2014). Le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse est la région la plus touchée, la rivière Mersey contenant le plus grand nombre d'installations (quatre) (Bowlby et coll. 2014).

7.7.3. Autres modifications de l'écosystème

Aucune donnée du MPO.

7.8. INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES

7.8.1. Espèces exotiques/non indigènes envahissantes

Le brochet maillé (*Esox niger*) et l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) sont devenus abondants et largement distribués dans la région des HTS, le brochet maillé et l'achigan à petite bouche étant présents dans 69 et 174 endroits documentés, respectivement (MPO 2013b). Le brochet maillé est un prédateur supérieur dans les écosystèmes des HTS et a la capacité de modifier l'abondance et la richesse des espèces (MPO 2013b). L'achigan à petite bouche a une influence semblable sur les communautés de poissons. Le brochet maillé affecte les populations de saumon atlantique directement par la prédation, mais l'achigan à petite bouche affecte les populations par la prédation et la compétition et peut entraîner des changements dans l'utilisation de l'habitat par les juvéniles de saumon atlantique (MPO, 2013b).

Au cours des deux dernières décennies, la didymo (*Didymosphenia geminata*) a commencé à étendre son aire de répartition au Canada et présente les caractéristiques d'une espèce

envahissante (Bowlby et coll. 2014). En Nouvelle-Zélande, la didymo a eu des répercussions négatives sur les systèmes naturels en modifiant le débit des cours d'eau, en réduisant l'abondance et la diversité des autres algues et en altérant la composition de la communauté d'invertébrés (Bothwell et Spaulding 2008). Il existe peu de recherches sur les effets de la didymo sur les populations de saumon atlantique au Canada et des recherches préliminaires en Scandinavie suggèrent que ses effets sont négligeables (Bothwell et Spaulding 2008, Jonsson et coll. 2008). La didymo a récemment été introduite dans les rivières du Québec et du Nouveau-Brunswick mais n'a pas encore été trouvée dans la région des HTS, cependant, il serait prudent de limiter toute nouvelle propagation étant donné les effets négatifs sur les écosystèmes de la Nouvelle-Zélande (Bowlby et coll. 2014).

Dans l'environnement estuarien et marin, le crabe vert (*Carcinus maenus*), les tuniciers invasifs (*Ciona intestinalis*, *Botrylloides violaceus* et *Botryllus schlosseri*), le codium (*Codium fragile* spp.) et le membranipora (*Membranipora membranacea*) ont été introduits dans l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014). Le crabe vert, le codium et le membranipora ont le potentiel de modifier l'habitat et l'environnement marins dans les zones côtières, réduisant probablement la productivité, ce qui pourrait avoir un effet négatif sur l'abondance des espèces-proies et des forêts de varech utilisées pour éviter les prédateurs et se nourrir (MPO et MRNF 2009, Bowlby et coll. 2014). Les tuniciers invasifs sont plutôt considérés comme des agents salissants, se fixant sur les structures marines, et il n'a pas été démontré qu'ils affectent les communautés benthiques ou les écosystèmes marins (Bowlby et coll. 2014).

7.8.1.1. Interactions négatives avec les espèces indigènes Empoisonnement d'autres salmonidés

Le saumon atlantique, la truite brune (*Salmo trutta*) et l'omble de fontaine juvéniles partagent tous un environnement semblable pendant les étapes du cycle biologique juvénile, ce qui entraîne des interactions compétitives (Hearn 1987, Gibson 1988). La truite brune est une espèce plus dominante (Harwood et coll. 2002) et a tendance à concurrencer le saumon atlantique pour les ressources et l'habitat. Les juvéniles de saumon atlantique ont également tendance à modifier leur comportement en présence de truites brunes (Harwood et coll. 2002) et de truites arc-en-ciel (Blanchet et coll. 2006), ce qui peut entraîner un risque accru de prédation (Bowlby et coll. 2014). Les changements de comportement et l'incapacité à concurrencer la truite brune entraîneraient probablement des taux de croissance et de survie plus faibles. Cependant, les effets de ces interactions sur les populations ne sont pas bien compris (Bowlby et coll. 2014). Le saumon atlantique et l'omble de fontaine se partagent l'habitat dans une certaine mesure, cependant, dans les environnements de bassins, l'omble de fontaine peut dépasser le saumon atlantique par une concurrence d'exploitation/interférence (Gibson 1993, Rodriguez 1995). On s'attend à ce que les adultes de ces trois espèces chassent les saumons atlantiques juvéniles et on s'inquiète quelque peu du transfert de maladies des poissons d'écloserie aux poissons sauvages (Bowlby et coll. 2014).

Le ministère des Pêches et de l'Aquaculture de la Nouvelle-Écosse ensemence les plans d'eau de l'UD des HTS avec de la truite brune, de la truite arc-en-ciel et de l'omble de fontaine. Ces trois espèces sont empoisonnées au printemps ou à l'automne. Lors de l'évaluation précédente (Bowlby et coll. 2014; MPO 2013b), il y avait cinq et huit lacs ensemencés en truite brune et en truite arc-en-ciel, respectivement, en 2011. En 2011, 151 lacs ont été ensemencés en omble de fontaine (Bowlby et coll. 2014). La truite brune n'a été ensemencée que dans les systèmes où elle était établie et la truite arc-en-ciel a été ensemencée dans les lacs qui étaient principalement enclavés (Bowlby et coll. 2014). La truite arc-en-ciel et la truite brune sont ensemencées en tant qu'adultes stériles (Bowlby et coll. 2014). Le nombre de poissons ensemencés n'était pas disponible pour 2011. Par rapport à 2020, l'empoisonnement reste relativement semblable avec plus de 125 lacs empoisonnés en omble de fontaine, quatre

rivières et un lac empoisonnés en truites brunes et dix lacs empoisonnés en truites arc-en-ciel. Dans l'ensemble, on sait peu de choses sur les interactions entre les poissons ensemencés et les poissons sauvages dans l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014).

7.8.1.2. Prédateurs aviaires

Bien que la prédation aviaire soit une source naturelle de mortalité, de concert avec d'autres menaces, les taux de prédation peuvent être plus élevés (Bowlby et coll. 2014). Depuis les années 1920, l'abondance des cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) a augmenté de manière significative et les analyses du contenu de l'estomac ont montré que les saumoneaux constituent une proportion croissante de leur régime alimentaire (Milton et coll. 2002). Dans l'UD des HTS, les programmes de télémétrie acoustique ont montré la disparition soudaine des saumoneaux ayant des marques acoustiques du système près de la tête de marée, ce qui indique un événement de prédation aviaire (Halfyard et coll. 2012); les marques sont retirées de la rivière lorsque les récepteurs acoustiques et le suivi actif ne peuvent plus les détecter. On a émis l'hypothèse que les changements physiologiques au cours de la smoltification pendant la transition vers l'eau salée augmentent la susceptibilité à la prédation (Jarvi 1989, 1990) et que les effets d'autres menaces qui interfèrent avec le processus de smoltification (acidification) peuvent exacerber le risque de prédation (Bowlby et coll. 2014). Comme pour la prédation des poissons, les effets de la prédation aviaire sur la population dépendent des étapes du cycle biologique et de la présence simultanée d'une mortalité liée à la densité (Bowlby et coll. 2014).

7.8.1.3. Maladies et parasites

En raison d'une vulnérabilité accrue, on pense que les maladies et les parasites ont un effet plus important sur la survie des saumons immatures que sur le succès du frai des adultes (Harris et coll. 2011). Cependant, il existe peu d'informations sur les maladies et les parasites dans les phases marines du saumon atlantique (Bowlby et coll. 2014). Le syndrome du ventre rouge a été lié à un ver nématode (*anisakis simplex*) (Beck et coll. 2008), mais il n'y a pas de lien clair entre le syndrome et le succès du frai (CIEM 2011). Cependant, si le syndrome causait une mortalité, ces individus seraient probablement retirés en mer sans avoir la possibilité d'être échantillonnés (Bowlby et coll. 2014). Dans l'UD des HTS, on a constaté de graves infestations d'*anisakis* chez les adultes qui retournent à la rivière LaHave et, dans une moindre mesure, à la rivière St. Mary's (Bowlby et coll. 2014). Comme il s'agit des deux seules rivières surveillées pour les adultes de retour dans l'UD, il est impossible de déterminer dans quelle mesure l'*anisakis* affecte les populations. Cependant, étant donné les niveaux d'infestation trouvés dans ces deux rivières et les zones environnantes (voir CIEM 2011), il est probable qu'il affecte de multiples populations (Bowlby et coll. 2014).

L'anémie infectieuse du saumon et la nécrose pancréatique infectieuse sont toutes deux des maladies à déclaration obligatoire à l'échelle fédérale. De 2015 à 2019, un total de 79 cas d'anémie infectieuse du saumon a été signalé au N.-B. (toutes les souches = 55; souches de la maladie = 18), en N.-É. (toutes les souches = 5; souches de la maladie = 2) et à Terre-Neuve-et-Labrador (toutes les souches = 19; souches de la maladie = 10). La nécrose pancréatique infectieuse a également été signalée chez d'autres espèces de poissons à nageoires (omble de fontaine, truite arc-en-ciel et omble chevalier [*Salvelinus alpinus*]) et, de 2015 à 2019, 12 occurrences ont été signalées au N.-B. (n= 3), en N.-É. (n= 7) et au Qc (n= 2).

Les infestations de poux de mer peuvent avoir des effets négatifs sur les salmonidés en réduisant leurs performances de nage, leur croissance, leur immunité, leur taux de reproduction et peuvent provoquer une mortalité aiguë (Finstad et coll. 2011). En général, on reconnaît que les parcs en filet utilisés pour l'aquaculture du saumon atlantique augmentent la probabilité que le saumon sauvage soit affecté par le pou du poisson. Le degré potentiel de la menace que représentent les poux de mer est probablement associé à la proximité d'une population par

rapport aux sites d'aquaculture, ou à l'importance de l'interaction avec les sites pendant la migration. Aucun lien n'a été établi entre le pou du poisson provenant de l'aquaculture et le déclin du saumon atlantique dans l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014).

7.8.2. Introduction de matériel génétique

7.8.2.1. Empoisonnement historique

L'empoisonnement du saumon atlantique est une stratégie de gestion largement utilisée pour compléter les populations en déclin ou pour (ré)introduire le saumon atlantique dans des zones anciennes ou nouvelles. Les individus sont normalement capturés en tant qu'adultes ou saumoneaux qui sont utilisés comme stock de géniteurs (Fraser 2008) pour produire des individus qui seront relâchés, principalement en tant qu'alevins, dans l'environnement pour la supplémentation. Toutefois, l'élevage d'animaux en captivité peut entraîner l'accumulation de gènes ou de traits délétères dans la population sauvage (Lynch et O'Hely 2001) et réduire la valeur adaptative (Fraser 2008).

Dans les HTS, des méthodes traditionnelles d'empoisonnement ont été pratiquées dans beaucoup de grands systèmes pour tenter d'atténuer les effets de l'acidification (Bowlby et coll. 2014). Cependant, les niveaux de population sont devenus trop faibles pour garantir que les risques génétiques de la supplémentation n'avaient pas d'effets négatifs et les programmes d'empoisonnement ont cessé en 2005 (MPO 2012a), à l'exception de quelques programmes gouvernementaux (voir la section sur l'empoisonnement actuel ci-dessous) et de petits programmes éducatifs (Bowlby et coll. 2014) qui présentent probablement peu de risques.

De la fin des années 1970 au milieu des années 2000, plus de 14 millions de saumons atlantiques ont été empoisonnés dans les rivières des HTS, dont 57,7 % dans les rivières Tusket (1,8 million), Medway (2,1 millions), LaHave (3,2 millions) et Liscomb (1,4 million) (Bowlby et coll. 2014). Au sein de chaque décennie, les années 1990 ont connu le plus haut degré d'empoisonnement avec 7,3 millions de poissons empoisonnés, en comparaison avec les années 1980 (4,8 millions d'empoisonnements), les années 2000 (1,9 million d'empoisonnements) et les années 1970 (725 000 empoisonnements). Cependant, les années 1970 et 2000 n'englobent respectivement que quatre années (1976 à 1979) et huit années (2000 à 2007) de données d'empoisonnement (Bowlby et coll. 2014).

Les pratiques historiques d'empoisonnement utilisées dans l'UD des HTS étaient très variables d'une année à l'autre et d'une décennie à l'autre relativement aux étapes du cycle biologiques empoisonnées et à l'origine des géniteurs (Bowlby et coll. 2014). Cependant, par rapport aux années 1980 et 1970, on a constaté une évolution vers l'utilisation exclusive de stocks indigènes pour les géniteurs et un changement vers le lâcher de tacons de plus grande taille ou de stade plus tardif (Bowlby et coll. 2014). Certaines des grandes populations (Musquodoboit, Gold, LaHave, Medway, St. Mary's et Tusket) ont utilisé des stocks indigènes comme géniteurs sur de plus longues périodes et, par conséquent, les impacts génétiques devraient être moins graves dans ces rivières. Il n'y a pas eu d'analyse formelle pour mesurer le degré de croisement entre le saumon atlantique sauvage et le saumon atlantique d'élevage dans l'UD des HTS, mais on s'attend à ce que l'introggression génétique dans la population sauvage à partir de poissons d'élevage ait probablement contribué au déclin de la population dans les années 1990 à aujourd'hui (Bowlby et coll. 2014). Cependant, le degré et le taux de déclin par rapport à l'ancien programme d'empoisonnement, et si ces effets persistent encore, sont inconnus (Bowlby et Gibson 2011).

7.8.2.2. Empoisonnement actuel

Les pratiques d'empoisonnement plus récentes ont surtout visé à assurer que la diversité génétique ne soit pas perdue avec de nouveaux déclin de population par l'entremise d'un programme de banques de gènes vivants ou pour rétablir des populations disparues. En 2005, l'empoisonnement de saumoneaux a commencé dans la rivière St Francis Harbor pour tenter de restaurer une population disparue, mais on a mis fin à ce programme avant 2010 (Bowlby et coll. 2014). Un autre programme plus récent a consisté à collecter environ 200 saumoneaux sauvages dans six rivières en 2003 et 2004 afin de maintenir la diversité génétique en cas de nouveau déclin de la population (Amiro et coll. 2006). Tous les saumons issus de ce projet ont été relâchés une fois arrivés à maturité dans la rivière Quoddy afin d'essayer de compléter cette unique population. Une approche similaire a également été entreprise dans la rivière St. Mary's, sauf que les adultes ont été relâchés dans la rivière d'origine (MPO 2010). Le succès de ces programmes est très variable selon les systèmes (O'Reilly et coll. 2009) et les effets négatifs potentiels sont probablement minimales, car les rejets spécifiques dans les HTS étaient limités (Bowlby et coll. 2014).

7.9. POLLUTION ET CONTAMINANTS

7.9.1. Eaux usées ménagères et urbaines

L'urbanisation, l'infrastructure routière et les pratiques agricoles et forestières entraînent toutes une augmentation du limon et de la sédimentation dans un système. Le limon et la sédimentation peuvent affecter directement le saumon atlantique par des abrasions de la peau, des yeux et des branchies et indirectement en diminuant la quantité et la qualité de l'habitat (O'Connor et Andrew 1998). Lorsque les sédiments fins se déposent dans l'espace interstitiel de substrats plus grands en quantité suffisante, les œufs peuvent être étouffés, les alevins qui n'ont pas encore émergé peuvent être ensevelis et l'habitat d'hivernage est inaccessible (Soulsby et coll. 2001, Julien et Bergeron 2006). L'excès de sédimentation dans les rivières peut augmenter l'homogénéité de l'habitat (Bowlby et coll. 2014) et se produit généralement lors de grandes tempêtes où de grandes quantités de sédiments sont transportées en aval (Lisle 1989).

7.9.2. Effluents industriels et militaires

L'introduction de contaminants est plus susceptible de se produire dans les zones où l'on observe une urbanisation, une sylviculture ou une agriculture importantes. Selon le type de contamination, l'ampleur, l'étendue et la durée de la contamination, les effets sur les populations peuvent varier.

L'eutrophisation due aux engrais peut entraîner une réduction des concentrations d'oxygène et la prolifération d'algues (Paul et Meyer 2001), ce qui entraîne une diminution de la qualité et de la quantité des habitats. On s'attend à ce que le ruissellement des nutriments soit le plus élevé dans les zones à forte utilisation agricole et résidentielle où une importante végétation riveraine a été supprimée, ce qui aurait un effet cumulatif avec des températures plus élevées (Paul et Meyer 2001).

Les contaminants chimiques qui pénètrent dans les rivières peuvent être de nature aiguë ou chronique. La toxicité aiguë découlerait de déversements ou de défaillances du confinement (Bowlby et coll. 2014) qui entraînent des afflux soudains, et normalement importants, de produits chimiques dans un environnement et qui, si les concentrations sont suffisamment élevées, peuvent entraîner la mort de nombreux poissons. L'exposition chronique se caractérise par une exposition à long terme à des concentrations sublétales qui affectent le comportement

et la physiologie des poissons, entraînant une réduction de la survie et de la durée de vie (Fairchild et coll. 2002). Les produits chimiques les plus préoccupants proviennent de composés organiques fabriqués par l'homme, car les moyens par lesquels l'environnement naturel les dégrade sont limités (Bowlby et coll. 2014). Il est difficile de déterminer les effets d'un seul produit chimique, car de multiples contaminants chimiques sont généralement présents et agissent en synergie (Currie et Malley 1998). Les zones les plus concernées par la contamination chimique sont les zones urbaines et les zones fortement utilisées pour la sylviculture et l'agriculture (Bowlby et coll. 2014).

Dans le parc national de Kejimikujik dans les HTS, l'acidification a été liée aux niveaux élevés de mercure trouvés dans les poissons et dans le plongeon huard (*Gavia immer*) (Beauchamp et coll. 1997, Nocera et Taylor 1998). Compte tenu de l'acidification de l'eau douce de l'UD des HTS, il est possible que les concentrations de mercure dans les animaux soient plus répandues qu'on ne le pense (Bowlby et coll. 2014). Les insecticides utilisés en foresterie contiennent le solvant 4 nonylphénol et ont réduit la survie des saumoneaux et les retours d'adultes dans la rivière Restigouche, au N.-B. (Fairchild et coll. 1999) et des produits chimiques similaires ont été utilisés dans l'UD des HTS et le 4 nonylphénol est associé aux effluents industriels et aux eaux usées municipales (Bowlby et coll. 2014).

Les usines de pâtes et papiers sont une autre source de contamination. Les effluents sont riches en composés organiques et en produits chimiques liés à la perturbation endocrinienne chez les poissons, ce qui entraîne une diminution de la taille des gonades, une baisse de la production d'œufs et une modification des caractères sexuels secondaires (Hewitt et coll. 2008), cependant, ces effets n'ont pas été démontrés chez le saumon atlantique (MPO et MRNF 2009), mais il est prouvé qu'ils ont une incidence sur l'abondance (Fairchild et coll. 1999). Comme il n'y a que deux usines de pâte à papier dans l'UD des HTS (la plus grande étant située dans la rivière Mersey), l'étendue de cette menace est faible (Bowlby et coll. 2014).

Les opérations minières sont une autre façon courante pour les contaminants de pénétrer dans une rivière par le drainage minier. Dans l'UD des HTS, les ouvertures de mines abandonnées sont principalement des mines d'or qui peuvent conduire à des concentrations élevées d'arsenic (Cavanagh et coll. 2010). Le drainage minier peut entraîner une mortalité aiguë immédiate ou des effets sur la reproduction à long terme. Dans l'UD des HTS, comme indiqué dans la section sur les mines et les carrières, la rivière Mersey contient le plus grand nombre d'ouvertures de mines abandonnées, suivie par les bassins versants de Gegogan, Tangier, Ship Harbor, Salmon (L. Major) et Gold, qui sont probablement les plus touchés par la contamination due à l'exploitation minière.

Les estuaires et le milieu marin peuvent également être affectés par des rivières contaminées qui se jettent dans l'estuaire et le milieu marin, ou par des déversements ou des contaminations directs. Les contaminants peuvent précipiter et influencer les sédiments de fond, rester dans la colonne d'eau ou être absorbés par le réseau alimentaire (Bowlby et coll. 2014). Compte tenu de la connectivité de l'environnement marin, l'étendue de la contamination peut être très large, avec des effets semblables à ceux observés dans l'environnement d'eau douce (Bowlby et coll. 2014). Une étude portant sur l'eutrophisation le long des environnements proches du rivage de la plate-forme Scotia (de l'île du Cap de Sable au Cap Nord) a révélé que les concentrations de nutriments étaient relativement stables dans les eaux de surface tout au long de l'année, mais que les eaux de fond présentaient un potentiel d'eutrophisation plus élevé dans les estuaires de la ZPS 20 en automne (Bowlby et coll. 2014). Cependant, il n'y a pas de lien entre l'eutrophisation et le déclin du saumon atlantique dans l'UD des HTS (Bowlby et coll. 2014).

7.9.3. Effluents agricoles et forestiers

Aucune donnée du MPO.

7.9.4. Détritus et déchets solides

Aucune donnée du MPO.

7.9.5. Pollution atmosphérique

La région des HTS a été fortement touchée par l'acidification. Provenant de sources industrielles nord-américaines, les pluies acides ont entraîné une baisse légère à importante du pH des rivières, les rivières de la partie sud-ouest de l'UD étant les plus touchées (MPO 2013b). Bien que le pH de la plupart des rivières ne soit pas encore en baisse, elles ne montrent pas de signes de rétablissement et devraient rester affectées pendant plus de 60 ans (MPO, 2013b). L'acidification a la capacité d'affecter les populations par la mortalité directe des juvéniles ou par la réduction de la capacité de fourrage ou de compétition et d'évitement des prédateurs, par l'augmentation de la susceptibilité aux maladies et peut interférer avec le processus de smoltification (MPO 2013b). À un pH de 5,3, la mortalité des alevins devrait être de 50 %, et les valeurs < 4,7 sont insuffisantes pour maintenir les populations (MPO, 2013b). Korman et coll. (1994) ont élaboré des fonctions de toxicité pour estimer la survie des œufs aux saumoneaux et ont constaté que la mortalité des alevins était de 100 %, 57 %, 42 % et 18 % à des pH de 4,75, 5,00, 5,25 et 5,50, respectivement.

Dans les rivières Medway et LaHave, lorsque le pH saisonnier variait entre 4,7 et 5,4, par rapport à 5,6-6,3, les densités de tacons âgés de 0 an étaient inférieures de 70 % (Lacroix 1989a). La mortalité hivernale était également plus que doublée dans un affluent de la Medway lorsque le pH tombait en dessous de 5,0 (décembre-mai) par rapport à la rivière LaHave qui connaissait des niveaux de pH plus élevés (Lacroix 1989b).

Dans la précédente évaluation de la menace par le MPO (2013b), 60 rivières étaient classées en fonction des niveaux de pH annuels moyens. Parmi les 60 rivières, on pensait que les populations de saumon atlantique avaient disparu dans 13 rivières (pH < 4,7), qu'elles avaient été réduites de 90 % dans 20 rivières (pH = 4,7-5,0), qu'elles avaient été réduites d'environ 10 % dans 14 rivières (pH = 5,1-5,4) et qu'elles n'avaient pas été affectées dans 13 rivières (pH > 5,4), et les estimations suggèrent que 49,8 % de la production totale d'adultes dans l'UD des HTS avait été perdue à cause de l'acidification dans les années 1980 (Watt 1986). Cependant, cette recherche était basée sur des données des années 1980 et des données plus récentes sur la pêche à l'électricité (2008/2009) suggèrent que les réductions de productivité pourraient être de 95 % et 58 % pour les systèmes modérément et légèrement touchés, respectivement (Bowlby et coll. 2014). Bowlby et coll. (2014) ont conclu qu'entre 316 726 et 334 322 sur un total de 351 918 unités d'habitat provenant de systèmes modérément impactés, et entre 19 431 et 112 701 sur un total de 194 312 unités d'habitat dans des systèmes légèrement impactés seraient impropres à la production de juvéniles. En d'autres termes, 90 % à 95 % et 10 % à 58 % de l'habitat est inadapté aux juvéniles dans les systèmes modérément ou légèrement impactés, respectivement.

7.9.6. Énergie excessive

Aucune donnée du MPO.

7.10. ÉVÉNEMENTS GÉOLOGIQUES

7.10.1. Volcans

Aucune donnée du MPO.

7.10.2. Tremblements de terre et tsunamis

Aucune donnée du MPO.

7.10.3. Avalanches et glissements de terrain

Aucune donnée du MPO.

7.11. CHANGEMENT CLIMATIQUE

7.11.1. Déplacement et altération de l'habitat

Ces dernières années, les conditions océanographiques et le climat atmosphérique ont connu d'importants changements dans toute l'aire de répartition du saumon atlantique en Amérique du Nord (Bowlby et coll. 2014). Le plateau de l'ouest de la Nouvelle-Écosse a connu des fluctuations, passant de périodes froides dans les années 1960 à des températures plus chaudes jusqu'en 1998, avant de se refroidir à nouveau par la suite (Zwanenburg et coll. 2002). L'est de la plate-forme Scotia s'est refroidi de 1983 à 1990, et les températures minimales sont restées fraîches depuis (Zwanenburg et coll. 2002). L'oscillation de l'Atlantique Nord (NAO) est également passée de valeurs négatives à des valeurs plus positives depuis les années 1970 jusqu'au début des années 2000 (Visbeck et coll. 2001) provoquant des basses pressions, de forts vents d'ouest, une température de l'air plus élevée en Europe continentale et une intrusion plus importante du courant de l'Atlantique Nord dans les mers nordiques (Bowlby et coll. 2014). Ces dernières années, les valeurs de la NAO ont à nouveau baissé, mais les modèles prévoient toujours une évolution vers des valeurs moyennes plus positives (Osborne 2011). Les valeurs hivernales de la NAO sont négativement corrélées avec les températures de la surface de la mer et sont susceptibles d'affecter le comportement et la mortalité du saumon atlantique en mer (Bowlby et coll. 2014). Les effets des valeurs de la NAO sur les captures de saumon atlantique en milieu marin ont été faiblement corrélés. Toutefois, une étude de Hubley et Gibson (2011) a révélé que la répartition de la mortalité en mer entre la première année (environnements proches du rivage/en eau douce) et la deuxième année (environnements marins éloignés) montrait une forte corrélation avec les valeurs de la NAO et la survie en mer de la deuxième année pour le saumon de la rivière LaHave (Bowlby et coll. 2014).

Il existe des preuves d'un changement de régime de l'ensemble de l'écosystème dans l'est du plateau néo-écossais, ce qui témoigne d'un changement important de la communauté écologique (Bowlby et coll. 2014). On pense également qu'un changement similaire se produit le long du plateau néo-écossais occidental, les petits poissons pélagiques et démersaux et les macro-invertébrés devenant des espèces dominantes par opposition aux poissons démersaux à gros corps (Bowlby et coll. 2014). Le saumon atlantique pourrait être affecté par la diminution de la disponibilité des proies et l'augmentation de la prédation par les phoques gris (*Halichoerus grypus*), mais rien ne prouve que ce soit le cas pour les populations des HTS (Bowlby et coll. 2014). Les taux de mortalité sont probablement les plus élevés chez les poissons immatures au cours de leurs premiers mois en mer. Une hypothèse est que le taux de mortalité est lié à l'abondance des poissons larvaires et donc que les mécanismes qui influencent la disponibilité de ces ressources ont probablement un impact significatif sur la mortalité marine précoce (Bowlby et coll. 2014).

7.11.2. Sécheresses

Aucune donnée du MPO.

7.11.3. Températures extrêmes

Les températures extrêmes peuvent affecter la survie, le comportement et la croissance du saumon de l'Atlantique à tous les stades de sa vie et modifier la quantité d'habitat utilisable (Bowlby et coll. 2013). Les températures extrêmes élevées peuvent affecter indirectement la survie des saumons juvéniles en altérant la croissance, en augmentant la susceptibilité aux maladies ou en diminuant l'évitement des prédateurs (Bowlby et coll. 2014). Les températures élevées peuvent aussi provoquer plus directement la mortalité des juvéniles par échouage. La mortalité due aux températures plus basses peut provenir du gel des nids de frai ou de leur perturbation par les affouillements de la glace (Cunjak et Therrein 1998) et réduire les taux de développement (Crisp 1981).

La suppression de la végétation riveraine et la modification des régimes hydrologiques sont deux sources de changement thermique direct dans les bassins versants (Bowlby et coll. 2013). L'élimination de la végétation riveraine est associée à l'urbanisation, à l'agriculture et à la foresterie. La modification des régimes hydrologiques peut résulter de l'extraction d'eau, de réservoirs et de barrages. Toutes ces activités peuvent influencer sur la température de l'eau dans un système et, lorsqu'elles sont combinées au changement climatique, elles peuvent avoir des effets importants sur les populations, les petits cours d'eau étant les plus vulnérables (Bowlby et coll. 2014).

7.11.4. Tempêtes et inondations

Aucune donnée du MPO.

7.12. AUTRES

7.12.1. Effets génétiques sur les petites populations

Une faible abondance de la population peut entraîner une dépression de consanguinité et l'accumulation d'allèles délétères au sein de la population tandis que d'autres allèles, peut-être bénéfiques, sont perdus. Les recherches suggèrent que les populations de saumon atlantique au sein de l'UD des HTS connaissent une dépression consanguine (Bowlby et coll. 2014). Les populations des HTS sont actuellement à des niveaux d'abondance historiquement bas, la variation génétique est plus faible par rapport aux populations de référence et la variation génétique au sein de la population a diminué au cours des trois ou quatre dernières générations (O'Reilly et coll. 2012, Bowlby et coll. 2014).

8. POPULATIONS MANIPULÉES

L'UD des HTS connaît l'empoisonnement depuis longtemps, y compris des efforts récents pour ralentir le déclin de certaines populations en situation critique dans l'UD. Bowlby et coll. (2014) fournissent un aperçu détaillé des pratiques historiques de stockage dans l'UD jusqu'en 2007.

Les inquiétudes concernant la possible disparition du saumon atlantique des HTS ont conduit à la collecte de saumons d'origine sauvage dans les rivières St. Mary's et LaHave, en commençant par la collecte de saumoneaux en 2016. En 2018, des saumoneaux de la rivière St. Mary's, ainsi que des saumoneaux et des saumons adultes de la rivière LaHave, ont été recueillis pour un projet pilote provisoire d'élevage en captivité au Coldbrook Biodiversity

Facility, avec pour objectif principal de conserver une diversité génétique représentative de l'UD (MPO 2020a). Dans le cadre de cet effort, des saumons atlantiques élevés en captivité (principalement au stade d'alevins non nourris) ont été relâchés chaque année dans leurs rivières d'origine afin d'exposer les stocks élevés en captivité dans la nature. Les adultes détenus en captivité ont été relâchés en petit nombre lorsqu'ils étaient excédentaires par rapport aux besoins du programme. Les rejets annuels dans les rivières des HTS depuis 2010 sont répertoriés dans le tableau 13.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Amiro, P.G. 1993. Habitat measurement and population estimation of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences 118:81-97.
- Amiro, P.G. 2000. [Assessment of the status, vulnerability and prognosis for Atlantic salmon stocks of the Southern Upland of Nova Scotia](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 2000/062.
- Amiro. 2006. [A synthesis of fresh water habitat requirements and status for Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/017
- Amiro, P.G., A.J.F. Gibson, and H.D. Bowlby. 2006. [Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) overview for eastern Cape Breton, Eastern Shore, Southwest Nova Scotia and inner Bay of Fundy rivers \(SFA 19 to 22\) in 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/024.
- Amiro, P., B. Hubley, J. Gibson and R. Jones. 2008. Estimates of returns and escapements of Atlantic salmon to Salmon Fishing Areas 19, 20 and 21, Nova Scotia, and update of returns and escapements to SFA 23, southern New Brunswick, 1970 to 2007. International Council for the Exploration of the Sea North Atlantic Salmon Working Group Working Paper 2008/014.
- Amiro, P.G., D.A. Longard, and E.M. Jefferson. 2000. [Assessments of Atlantic salmon stocks of Salmon Fishing Areas 20 and 21, the Southern Upland of Nova Scotia for 1999](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2000/009.
- Amiro, P.G., E.M. Jefferson, and C.J. Harvie. 1996. [Status of Atlantic salmon in Salmon Fishing Area 21, in 1995, with emphasis on the upper LaHave River, Lunenburg. Co., Nova Scotia](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 96/126.
- Anonymous. 1980. Blueprint for the future of Atlantic salmon. A discussion paper prepared by Department of Fisheries and Oceans. Government of Canada.
- Beauchamp, S., N. Burgess, A. D'Entremont, R. Tordon, G. Brun, D. Leger, W. Schroeder, and J. Abraham. 1997. Mercury in air, water and biota in Kejimikujik National Park, Nova Scotia, Canada. Proceedings of the Third International Conference of Science and the Management of Protected Areas, 12-16 May 1997. Calgary, Alberta, Canada.
- Beck M., R. Evans, S.W. Feist, P. Stebbing, M. Longshaw, and E. Harris. 2008. Anisakis simplex sensu lato associated with red vent syndrome in wild Atlantic salmon *Salmo salar* in England and Wales. Diseases of Aquatic Organisms 82:61-65.
- Blanchet, S. J.J. Dodson, and S. Brosse. 2006. Influence of habitat structure and fish density on Atlantic salmon *Salmo salar* L. territorial behaviour. Journal of Fish Biology 68:951-957.
- Bonaventura, R., A.M. Pedro, J. Coimbra, and E. Lencastre. 1997. Trout farm effluents: Characterization and impact on the receiving streams. Environmental Pollution 95:379-387.

-
- Bowlby, H.D., and A.J.F. Gibson. 2011. Reduction in fitness limits the useful duration of supplementary rearing in an endangered salmon population. *Ecological Applications* 21:3032-3048.
- Bowlby, H.D., A.J.F. Gibson, and A. Levy. 2013. [Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic salmon: Status, past and present abundance, life history and trends](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/005.
- Bowlby, H.D., Horsman, T., Mitchell, S.C., and Gibson, A.J.F. 2014. [Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Habitat Requirements and Availability, Threats to Populations, and Feasibility of Habitat Restoration](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/006. vi + 155 p.
- Bothwell, M.L., and S.A. Spaulding. 2008. Synopsis. Proceedings of the 2007 international workshop on *Didymosphenia geminata*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2795.
- Caissie, D. 2006. The thermal regime of rivers: A review. *Freshwater Biology* 51:1389-1406.
- Caissie, D., S. Jolicoeur, M. Bouchard, and E. Poncet. 2002. Comparison of streamflow between pre and post timber harvesting in Catamaran Brook (Canada). *Journal of Hydrology* 258:232-248.
- Camargo J.A., C. Gonzalo, and A. Alonso. 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators* 11:911-917.
- Carr, J. 2001. Downstream movements of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the dam-impacted Saint John River drainage. Canadian Management Report in Fisheries and Aquatic Sciences 2573.
- Cavanagh, J.E., J. Pope, J.S. Harding, D. Trumm, D. Craw, R. Rait, H. Greig, D. Niyogi, R. Buxton, O. Champeau, and A. Clemens. 2010. A framework for predicting and managing water quality impacts of mining on streams: appendices. Landcare Research. New Zealand. 156 p.
- Chaput, G., J.B. Dempson, F. Caron, R. Jones, and J. Gibson. 2006. [A synthesis of life history characteristics and stock groupings of Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) in eastern Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/015.
- COSEWIC. 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 pp.
- Crisp, D.T. 1981. A desk study of the relationship between temperature and hatching time for the eggs of five species of salmonid fishes. *Freshwater Biology* 11:361-368.
- Cunjak, R.A., and J. Therrein. 1998. Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries Management and Ecology* 5:209-223.

-
- Cunjak, R.A., R.A. Curry, D.A. Scruton, and K.D. Clarke. 2004. Fish-forestry interactions in freshwaters of Atlantic Canada. In: T.G. Northcote and G.F. Hartman [eds.]. *Fishes and Forestry: Worldwide Watershed Interactions and Management*. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK. pp. 439-462.
- Currie, R. and D.F. Malley. 1998. Inland freshwater ecosystems. In: R.C. Pierce, D.M. Whittle and J.B. Bramwell [eds.]. *Chemical contaminants in Canadian aquatic ecosystems*. Canadian Government Publishing – PWGSC. Ottawa, ON, Canada. pp. 137-188.
- Cutting, R.E., E.M. Jefferson, and S.F. O’Neil. 1987. [Status of the Atlantic salmon of the LaHave River, Nova Scotia, in 1986 and forecast of returns in 1987](#). Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee. Research Document 87/106.
- Deschenes, J., M.A. Rodriguez, and R. Berube. 2007. Context-dependent responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to forestry activities at multiple scales within a river basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64:1069-1079.
- DFO. 2009. A Fishery Decision-Making Framework Incorporating the Precautionary Approach. (Accessed July 2014)
- DFO and MRNF. 2009. Conservation status report, Atlantic salmon in Atlantic Canada and Quebec: PART II – Anthropogenic considerations. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2870.
- Dickison, R.B.B., D.A. Daugharty, and D.R. Randall. 1981. Some preliminary results of the hydrological effects of clearcutting a small watershed in central New Brunswick. In: *Proceedings of the 5th Canadian Hydrotechnical Conference*. Canadian Society of Civil Engineering, Fredericton, NB, Canada. pp. 59-75.
- Dumbauld, B.R., J.L. Ruesink, and S.S. Rumrill. 2009. The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment: A review with application to oyster and clam culture in West Coast (USA) estuaries. *Aquaculture* 290:196-223.
- Elson, P.F. 1967. Effects on Wild Young Salmon of Spraying DDT over New Brunswick Forests. *J. Fish. Res. Board. Can.* 24: 731-767.
- Fairchild, W.L., S.B. Brown, and A. Moore. 2002. Effects of freshwater contaminants on marine survival in Atlantic salmon. North Pacific Anadromous Fish Commission (NPAFC) Technical Report Number 4:30-32.
- Fairchild, W.L., E.O Swansburg, J.T. Arsenault, and S.B. Brown. 1999. Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon (*Salmo salar*) represent a case of endocrine disruption? *Environmental Health Perspectives* 107:349-357.
- Finstad, B. P.A. Bjorn, C.D. Todd, F. Whoriskey, P.G. Gargan, G. Forde, and C.W. Revie. 2011. The effect of sea lice on Atlantic salmon and other salmonid species. In: O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal [eds.] *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Limited, Oxford, UK. pp. 253-276.
- Fraser, D.J. 2008. How well can captive breeding programs conserve biodiversity? A review of salmonids. *Evolutionary Applications* 1:535-586.
- Gibson, A.J.F., and Bowlby, H.D. 2013. [Recovery Potential Assessment for Southern Upland Atlantic Salmon: Population Dynamics and Viability](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/142. iv + 129 p.

-
- Gibson, A.J.F., and R.R. Claytor. 2012. [What is 2.4? Placing Atlantic Salmon conservation requirements in the context of the Precautionary Approach to fisheries management in the Maritimes Region](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/043. iv + 21 p.
- Gibson, A.J.F., and R.A. Myers. 2002. A logistic regression model for estimating turbine mortality at hydroelectric generating stations. *Transactions of the American Fisheries Society* 131:623-633.
- Gibson, A.J.F., H.D. Bowlby, D.C. Hardie, and P.T. O'Reilly. 2011. Populations on the brink: low abundance of Southern Upland Atlantic salmon in Nova Scotia, Canada. *North American Journal of Fisheries Management* 31:733-741.
- Gibson, A.J.F., H.D. Bowlby, D.L. Sam, and P.G. Amiro. 2010. [Review of DFO Science information for Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) populations in the Southern Upland region of Nova Scotia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/081. vi + 83 p.
- Gibson, R.J. 1988. Mechanisms regulating species composition, population structure, and production of stream salmonids; a review. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 35(3-4):469-495.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3:39-73.
- Gibson, R.J., R.L. Haedrich, and C.M. Wernerheim. 2005. Loss of fish habitat as a consequence of inappropriately constructed stream crossings. *Fisheries* 30:10-17.
- Grant, J., A. Hatcher, D.B. Scott, P. Pocklington, C.T. Schafer, and G.V. Winters. 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries and Coasts* 18:124-144.
- Halfyard, E.A., A.J.F. Gibson, D.E. Ruzzante, M.J.W. Stokesbury, and F.G. Whoriskey. 2012. Estuarine migratory behaviour and survival of Atlantic salmon smolts from the Southern Upland, Nova Scotia, Canada. *Journal of Fish Biology* 81:1626-1645.
- Harris, P.D., L. Bachmann, and T.A. Bakke. 2011. The parasites and pathogens of the Atlantic salmon: lessons from *Gyrodactylus salaris*. In: O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal [eds.] *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Limited, Oxford, UK. pp. 221-252.
- Harwood, A.J., J.D. Armstrong, S.W. Griffiths, and N.B. Mecalfe. 2002. Sympatric association influences within-species dominance relations among juvenile Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour* 64:85-95.
- Hearn, W.E. 1987. Interspecific competition and habitat segregation among stream-dwelling trout and salmon: A review. *Fisheries* 12(5):24-31.
- Hewitt, L.M., T.G. Kovacs, M.G. Dube, D.L. MacLatchy, P.H. Martel, M.E. McMaster, M.G. Paice, J.L. Parrott, M.R. van den Heuvel, and G.J. van der Kraak. 2008. Altered reproduction in fish exposed to pulp and paper mill effluents: roles of individual compounds and mill operating conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27:682-697.
- Hubley, P.B., and A.J.F. Gibson. 2011. A model for estimating mortality of Atlantic salmon, *Salmo salar*, between spawning events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68:1635-1650.
- Hutchings, J.A., and M.E.B. Jones. 1998. Life history variation and growth rate thresholds for maturity in Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55 (Suppl. 1): 22-47.
- ICES. 2000. Report of the working group on North Atlantic salmon (WGNAS). ICES Advisory Committee. ICES CM 2000/ACFM:13. 301 p.

-
- ICES. 2011. Report of the working group on North Atlantic salmon (WGNAS). ICES Advisory Committee. ICES 2011/ACOM:09. 286 p.
- ICES. 2019. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). ICES Scientific Reports. 1:16. 368 pp.
- ICES. 2020. [Working Group on North Atlantic Salmon \(WGNAS\)](#). ICES Scientific Reports. 2:21. 358 pp.
- Jarvi, T. 1989. Synergistic effect on mortality in Atlantic salmon, *Salmo salar*, smolt caused by osmotic stress and presence of predators. *Environmental Biology of Fishes* 26:149-152.
- Jarvi, T. 1990. Cumulative acute physiological stress in Atlantic salmon smolts: the effect of osmotic imbalance and the presence of predators. *Aquaculture* 89:337-350.
- Jonsson, I.R., G.S. Jonsson, J.S. Olafsson, S.M. Einarsson, and T.H. Antonsson. 2008. Occurrence and colonization pattern of *Didymosphenia geminata* in Icelandic streams. Proceedings of the 2007 international workshop on *Didymosphenia geminata*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2795.
- Julien, H.P., and N.E. Bergeron. 2006. Effect of fine sediment infiltration during the incubation period on Atlantic salmon (*Salmo salar*) embryo survival. *Hydrobiologia*. 563:61-71.
- Korman, J., D.R. Marmorek, G.L Lacroix, P.G. Amiro, J.A. Ritter, W.D. Watt R.E. Cutting, and D.C.E. Robinson. 1994. Development and evaluation of a biological model to assess regional-scale effects of acidification on Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51:662-680.
- Krueger, C.C., and B. May. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48 (Supplement 1):66-77.
- Lacroix, G.L. 1989a. Ecological and physiological responses of Atlantic salmon in acidic organic rivers of Nova Scotia, Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 46:375-386.
- Lacroix, G.L. 1989b. Production of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in two acidic rivers of Nova Scotia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:2003-2018.
- Langill, D.A., and P.J. Zamora. 2002. An audit of small culvert installations in Nova Scotia: habitat loss and habitat fragmentation. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2422.
- Lisle, T. E. 1989. Sediment transport and resulting deposition in spawning gravels, north coastal California. *Water Resources Research* 25:1303-1319.
- Lynch, M., and M. O'Hely. 2001. Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics* 2:363-378.
- Marshall, T.L. 1986. [Estimated spawning requirements and indices of stock status of Atlantic salmon in the St. Mary's River, Nova Scotia](#). CAFSAC Res. Doc. 1986/22.
- McCormick, S.D., L.P. Hansen, T.P. Quinn, and R.L. Saunders. 1998. Movement, migration and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55 (Supplement 1):77-92.
- Michael, J.H. 2003. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture* 226:213-225.
- Milton, G.R., P.J. Austin-Smith, and G.L. Farmer. 2002. Shouting at shags: A case study of cormorant management in Nova Scotia. *Colonial Waterbirds* 18:91-98.
-

-
- Morris, M.R.J., D. J. Fraser, A. J. Heggelin, F.G. Whoriskey, J.W. Carr, S.F. O'Neil, and J.A. Hutchings. 2008. Prevalence and recurrence of escaped farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) in eastern North American rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:2807-2826.
- MPO. 2010. [État du saumon atlantique dans les zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2010/002.
- MPO. 2011. [État des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2011/005.
- MPO. 2012a. [État des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2012/014.
- MPO. 2012b. [Points de référence conformes à l'approche de précaution pour une variété de stocks dans la région des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/035.
- MPO. 2013a. [État des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2013/013.
- MPO. 2013b. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique des hautes terres du Sud](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/009.
- MPO. 2014. [État des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/037. (Erratum : novembre 2023).
- MPO. 2015. [État des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19-21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2015/021. (Erratum : novembre 2023).
- MPO. 2016. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon de l'Atlantique des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/029. (Erratum : novembre 2023).
- MPO. 2017. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon de l'Atlantique des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Rép. des Sci. 2017/020. (Erratum : novembre 2023).
- MPO. 2018. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon de l'Atlantique des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/038. (Erratum : novembre 2023).
- MPO. 2020a. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon atlantique des zones de pêche du saumon \(ZPS\) 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/002. (Erratum : novembre 2023).
- MPO. 2020. [Mise à jour de l'état du stock des populations de saumon de l'Atlantique \(*Salmo salar*\) des ZPS 19 à 21 et 23](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2020/031. (Erratum : novembre 2023).
- National Research Council. 2003. Atlantic Salmon in Maine. The Committee on Atlantic Salmon in Maine, Board on Environmental Studies and Toxicology, Ocean Studies Board, Division on Earth and Life Sciences. National Research Council of the National Academies. National Academy Press. Washington, DC, USA. 260 p.
- Nocera, J.J., and P.D. Taylor. 1998. In situ behavioral response of common loons associated with elevated mercury (Hg) exposure. *Conservation Ecology* 2(2):10. (Last accessed August 30, 2013).

-
- O'Connell, M.F., J.B. Dempson, and G. Chaput. 2006. [Aspects of the life history, biology, and population dynamics of Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) in Eastern Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/014.
- O'Connell, M.F., D.G. Reddin, P.G. Amiro, F. Caron, T.L. Marshall, G. Chaput, C.C. Mullins, A. Locke, S.F. O'Neil, and D.K. Cairns. 1997. [Estimates of conservation spawner requirements for Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) for Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 1997/100.
- O'Connor, W.C.K., and T.E. Andrew. 1998. The effects of siltation on Atlantic salmon, *Salmo salar* L., embryos in the River Bush. *Fisheries Management and Ecology* 5:393-401.
- O'Neil, S.F., C.J. Harvie, D.A. Longard, and P.G. Amiro. 1998. [Stock status of Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\) on the Eastern Shore of Nova Scotia, Salmon Fishing Area 20, in 1997](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 1998/37.
- O'Reilly, P., S. Rafferty, and J. Gibson. 2012. [Within- and among-population genetic variation in the Southern Upland designatable unit of Maritime Atlantic salmon \(*Salmo salar* L.\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/077.
- O'Reilly, P. T., R. Wissink, M. Cassista-Da Ros, C. Clarke, and A. Caissie. 2009. Use of molecular genetic marker data and pedigree inference to evaluate the efficacy of an adult-release stocking program on the Point Wolfe River, New Brunswick. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2896.
- Osborn, T.J. 2011. Variability and changes in the North Atlantic Oscillation Index. *Advances in Global Change Research* 46:9-22.
- Paul, M.J., and J.L. Meyer. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:333-65.
- Rodriguez, M.A. 1995. Habitat-specific estimates of competition among stream salmonids: A field test of the isodar model of habitat selection. *Evolutionary Ecology* 9:169-184.
- Soulsby, C., A.F. Youngson, H.J. Moir, and I.A. Malcolm. 2001. Fine sediment influence on salmonid spawning habitat in a lowland agricultural stream: a preliminary assessment. *Swcience of the Total Environment* 265:295-307.
- Symons, P.E.K. 1979. Estimated Escapement of Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.) for Maximum Smolt Production in Rivers of Different Productivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 132-140.
- Thorstad, E.B., R. Whorisky, A.H. Rikardsen, and K. Aarestrup. 2011. Aquatic nomads: the life and migrations of the Atlantic salmon. In: O. Aas, S. Einum, A. Klemetsen, and J. Skurdal [eds.] *Atlantic Salmon Ecology*. Blackwell Publishing Limited, Oxford, UK. pp. 1-32.
- Vaidya, O.C., T.P. Smith, H. Fernand, and N.R. McInnis Leek. 2008. Forestry best management practices: evaluation of alternate streamside management zones on stream water quality in Pockwock Lake and File Mile Lake watersheds in central Nova Scotia, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment* 137:1-14.
- Verspoor, E. 2005. Regional differentiation of North American Atlantic salmon at allozyme loci. *Journal of Fish Biology* 67:80-103.
- Verspoor, E., .M. O'Sullivan, A.L. Arnold, D. Knox, A. Curry, G. Lacroix and P. Amiro. 2005. The nature and distribution of genetic variation at the mitochondrial ND1 gene of the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) within and among rivers associated with the Bay of Fundy and Southern Upland of Nova Scotia. Fisheries Research Scotland, Research Service Internal Report. No 18/05, 8p.+Figs.+Tables.

-
- Visbeck, M.H., J.W. Hurrell, L. Polvani, and H.M. Cullen. 2001. The North Atlantic Oscillation: past, present and future. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:12876-12877.
- Watt, W.D. 1986. The case for liming some Nova Scotia salmon rivers. *Water, Air and Soil Pollution* 31:775-789.
- Watt, W.D. 1987. A summary of the impact of acid rain on Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Canada. *Water, Air, and Soil Pollution* 35:27-35.
- Watt, W.D. 1997. [The Atlantic Region Acid Rain Monitoring program in acidified Atlantic salmon rivers: trends and present status.](#) DFO Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 97/28.
- Watt, W.D., C.D. Scott, and W.J. White. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotia rivers and its impact on Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40:462-473.
- Zwanenburg, K.C.T., D. Bowen, A. Bundy, K. Frank, K. Drinkwater, R. O'Boyle, D. Sameoto, and M. Sinclair. 2002. Decadal changes in the Scotian Shelf large marine ecosystem. *Large Marine Ecosystems* 10:105-150.

TABLEAUX

Tableau 1. Proportions de la composition par âge en eau douce et de la composition par âge en mer des premiers géniteurs, déterminées à partir d'échantillons d'écailles de saumons atlantiques adultes prélevés dans la rivière LaHave (Morgan Falls) au cours de la période 1970-2019. N=nombre total

Année	âge en eau douce 2	âge en eau douce 3	âge en eau douce 4	N	âge en mer 1	âge en mer 2	âge en mer 3	âge en mer 4	âge en mer 5	âge en mer 6	N
1970	1,00	0,00	0,00	2	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2
1973	0,96	0,04	0,00	92	0,85	0,14	0,01	0,00	0,00	0,00	92
1974	0,99	0,01	0,00	149	0,97	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	149
1975	0,97	0,03	0,00	115	0,54	0,44	0,01	0,01	0,00	0,00	115
1976	1,00	0,00	0,00	81	0,63	0,35	0,02	0,00	0,00	0,00	81
1977	1,00	0,00	0,00	57	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	57
1978	0,94	0,06	0,00	47	0,60	0,23	0,15	0,02	0,00	0,00	47
1979	0,94	0,06	0,00	163	0,96	0,03	0,01	0,01	0,00	0,00	163
1980	0,98	0,02	0,00	234	0,59	0,36	0,01	0,02	0,01	0,00	234
1981	0,92	0,08	0,00	386	0,67	0,28	0,05	0,00	0,00	0,00	386
1982	0,91	0,09	0,00	55	0,87	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	55
1983	0,98	0,02	0,00	225	0,46	0,33	0,16	0,04	0,00	0,00	225
1984	0,99	0,01	0,00	152	0,19	0,66	0,08	0,05	0,01	0,01	152
1985	0,95	0,05	0,00	589	0,33	0,57	0,08	0,02	0,00	0,00	589
1986	0,88	0,12	0,00	663	0,37	0,38	0,11	0,13	0,00	0,01	663
1987	0,95	0,05	0,00	841	0,57	0,27	0,11	0,05	0,00	0,00	841
1988	0,94	0,06	0,00	913	0,66	0,22	0,08	0,03	0,01	0,00	913
1989	0,87	0,13	0,00	1052	0,73	0,16	0,08	0,01	0,01	0,00	1 052
1990	0,87	0,13	0,00	999	0,69	0,18	0,12	0,01	0,00	0,00	999
1991	0,86	0,14	0,00	407	0,50	0,34	0,10	0,04	0,01	0,00	407
1992	0,82	0,18	0,00	1161	0,82	0,13	0,04	0,00	0,00	0,00	1 161
1993	0,81	0,19	0,00	439	0,73	0,22	0,03	0,02	0,00	0,00	439
1994	0,87	0,13	0,00	273	0,55	0,32	0,10	0,03	0,00	0,00	273
1995	0,78	0,21	0,01	329	0,56	0,38	0,05	0,01	0,00	0,00	329
1996	0,81	0,19	0,00	297	0,63	0,29	0,06	0,02	0,00	0,00	297
1997	0,82	0,18	0,00	222	0,71	0,19	0,07	0,03	0,00	0,00	222
1998	0,81	0,19	0,01	370	0,81	0,11	0,08	0,00	0,00	0,00	370
1999	0,91	0,09	0,00	241	0,60	0,37	0,02	0,00	0,00	0,00	241
2000	0,83	0,17	0,00	242	0,72	0,21	0,06	0,00	0,00	0,00	242
2001	0,86	0,14	0,00	199	0,49	0,46	0,04	0,01	0,00	0,00	199
2002	0,90	0,10	0,00	182	0,80	0,08	0,10	0,02	0,01	0,00	182
2003	0,89	0,11	0,00	175	0,45	0,50	0,02	0,02	0,01	0,00	175
2004	0,84	0,16	0,00	144	0,54	0,38	0,08	0,00	0,01	0,00	144
2005	0,76	0,24	0,00	246	0,83	0,13	0,02	0,01	0,00	0,00	246
2006	0,75	0,25	0,00	424	0,83	0,14	0,03	0,00	0,00	0,00	424
2007	0,81	0,19	0,00	362	0,90	0,09	0,00	0,01	0,00	0,00	362
2008	0,79	0,21	0,00	677	0,86	0,13	0,01	0,00	0,00	0,00	677
2009	0,81	0,19	0,00	220	0,75	0,21	0,04	0,00	0,00	0,00	220
2010	0,84	0,16	0,01	346	0,84	0,14	0,01	0,01	0,00	0,00	346
2011	0,84	0,16	0,00	366	0,79	0,21	0,00	0,00	0,00	0,00	366
2012	0,87	0,13	0,00	67	0,43	0,48	0,07	0,01	0,00	0,00	67
2013	0,77	0,23	0,00	182	0,41	0,58	0,01	0,01	0,00	0,00	182
2014	0,77	0,21	0,02	61	0,67	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	61
2015	0,90	0,10	0,00	173	0,90	0,09	0,01	0,00	0,00	0,00	173

Année	âge en eau douce 2	âge en eau douce 3	âge en eau douce 4	N	âge en mer 1	âge en mer 2	âge en mer 3	âge en mer 4	âge en mer 5	âge en mer 6	N
2016	0,54	0,46	0,00	67	0,33	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00	67
2017	0,69	0,31	0,00	209	0,88	0,11	0,01	0,00	0,00	0,00	209
2018	0,91	0,09	0,00	11	0,09	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	11
2019	0,92	0,08	0,00	148	0,93	0,07	0,01	0,00	0,00	0,00	148

Tableau 2. Longueur à la fourche (cm) à l'âge des premiers géniteurs, déterminée à partir d'échantillons d'écailles de saumons atlantiques adultes prélevés dans la rivière LaHave (Morgan Falls) de 1970 à 2019 et au cours des trois dernières générations (2005-2019), et dans la rivière St. Mary's (bras ouest) de 1999 à 2011.

Rivière	Âge	Longueur moyenne	Longueur maximale	Proportion de femelles	N
LaHave (1970 à 2019)	1	54,4	77,9	0,38	10 170
LaHave (1970 à 2019)	2	72,1	87,8	0,87	3 490
LaHave (1970 à 2019)	3	82,9	90,4	0,89	9
LaHave (2005 à 2019)	1	54,1	63,5	0,41	2 853
LaHave (2005 à 2019)	2	72,7	87,8	0,95	623
LaHave (2005 à 2019)	3	74	76,3	0,67	3
St. Mary's	1	54,1	74,1	0,55	906
St. Mary's	2	73,2	81	0,98	84

Tableau 3. Proportions de la composition par âge en eau douce et de la composition par âge en mer des premiers géniteurs, déterminées à partir d'échantillons d'écailles de saumons atlantiques adultes prélevés dans la rivière St. Mary's (bras ouest) au cours de la période 1999-2011. N=nombre total

Année	âge en eau douce 2	âge en eau douce 3	âge en eau douce 4	N	âge en mer 1	âge en mer 2	âge en mer 3	âge en mer 4	N
1999	0,92	0,08	0,00	95	0,74	0,24	0,02	0,00	95
2000	0,52	0,47	0,01	173	0,92	0,04	0,03	0,01	173
2001	0,84	0,16	0,00	83	0,73	0,20	0,05	0,01	83
2002	0,80	0,20	0,00	25	0,84	0,16	0,00	0,00	25
2003	0,80	0,20	0,00	79	0,84	0,16	0,00	0,00	79
2004	0,68	0,32	0,00	57	0,95	0,05	0,00	0,00	57
2005	0,55	0,45	0,00	31	0,96	0,04	0,00	0,00	25
2006	0,76	0,24	0,00	148	0,94	0,06	0,00	0,00	148
2007	0,86	0,14	0,00	144	0,85	0,14	0,01	0,00	144

Année	âge en eau douce 2	âge en eau douce 3	âge en eau douce 4	N	âge en mer 1	âge en mer 2	âge en mer 3	âge en mer 4	N
2008	0,86	0,14	0,00	95	0,91	0,08	0,01	0,00	95
2010	0,82	0,18	0,00	44	0,82	0,16	0,02	0,00	44
2011	0,83	0,17	0,00	70	0,96	0,04	0,00	0,00	70

Tableau 4. Densité moyenne des juvéniles par classe d'âge dans la rivière LaHave, estimée à partir des relevés de pêche électrique par marquage-recapture pour les années 1990-2019. Ces dernières années (2009 - aujourd'hui), la capturabilité moyenne de 2007 et 2008 (0,214) est utilisée pour estimer les densités de juvéniles au lieu des enquêtes de marquage-recapture. « - » = aucune donnée.

Année	N	Âge 0 Alevins	Âge 1 Tacons	Âge 2 Tacons
1990	11	3,40	7,76	0,89
1991	9	3,41	5,39	0,56
1992	14	6,72	2,87	0,70
1993	3	34,65	7,71	0,56
1994	11	2,12	6,12	0,33
1995	-	-	-	-
1996	-	-	-	-
1997	-	-	-	-
1998	-	-	-	-
1999	13	10,77	12,23	1,78
2000	20	4,40	8,20	0,40
2001	21	5,30	7,50	0,40
2002	22	5,50	6,00	0,70
2003	15	5,10	11,10	0,20
2004	16	17,91	6,75	0,57
2005	11	14,17	15,12	1,08
2006	11	20,76	15,06	1,71
2007	6	14,41	10,73	0,88
2008	8	24,20	9,20	0,70
2009	9	29,50	4,00	0,60
2010	9	17,00	11,90	0,50
2011	11	3,00	3,30	0,90
2012	9	15,10	5,00	0,50
2013	8	6,00	8,10	0,10
2014	10	19,64	1,88	1,34
2015	9	0,82	6,84	0,97
2016	5	10,72	0,69	0,98
2017	11	4,91	3,25	0,25
2018	7	4,95	2,55	0,64
2019	6	9,30	2,53	0,10

Tableau 5. Production estimée (IC à 90 %), densité et taux de retour des saumoneaux sauvages (calculés directement à partir des données de surveillance) pour la population de saumon atlantique de la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) de 1996 à 2016. « - » = aucune donnée.

Année des saumoneaux (t)	Estimation de saumoneaux sauvages	Intervalle de confiance de 95 %	Production par unité de surface (saumoneaux/100 m ²)	Taux de retour (%) UBM (t+1)	Taux de retour (%) UBM (t+1)
1996	20 511	19 886 – 21 086	0,79	1,47	0,23
1997	16 550	16 000 – 17 100	0,63	4,33	0,43
1998	15 600	14 675 – 16 600	0,60	2,04	0,34
1999	10 420	9 760 – 11 060	0,40	4,82	0,86
2000	16 300	15 950 – 16 700	0,63	1,16	0,11
2001	15 700	15 230 – 16 070	0,60	2,70	0,59
2002	11 860	11 510 – 12 210	0,46	1,95	0,45
2003	17 845	8 821 – 26 870	0,68	1,75	0,17
2004	20 613	19 613 – 21 513	0,79	1,13	0,33
2005	5 270	4 670 – 5 920	0,20	7,95	0,54
2006	22 971	20 166 – 26 271	0,88	1,48	0,40
2007	24 430	23 000 – 28 460	0,98	2,33	0,16
2008	14 450	13 500 – 15 500	0,55	1,16	0,30
2009	8 644	7 763 – 9 659	0,33	3,47	0,88
2010	16 215	15 160 – 17 270	0,62	1,81	0,19
2011	-	-	-	-	-
2012	-	-	-	-	-
2013	7 159	5 237 – 10 259	0,27	0,60	0,24
2014	29 175	23 387 – 37 419	1,12	0,55	0,15
2015	6 664	6 011 – 7 413	0,26	0,35	0,35
2016	25 849	23 311 – 28 750	0,99	0,74	0,20

Tableau 6. Dépôts d'œufs estimés (en milliers) de saumon atlantique dans la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) et pourcentage du besoin en œufs pour la conservation (BOC), 1973 - 2019. Le BOC pour la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) est de 6 223 795 œufs.

Année	Nombre d'œufs (en milliers) Sauvage	Nombre d'œufs (en milliers) Écloserie	Nombre d'œufs (en milliers) Total	% BOC
1973	50	87	137	2,2 %
1974	25	372	397	6,4 %
1975	91	501	592	9,5 %
1976	190	727	917	14,7 %
1977	396	1 086	1 482	23,8 %
1978	452	1 367	1 819	29,2 %
1979	1 292	1 284	2 576	41,4 %
1980	2 698	1 680	4 378	70,3 %
1981	3 263	1 641	4 904	78,8 %
1982	1 683	1 779	3 462	55,6 %
1983	1 968	335	2 303	37,0 %
1984	3 059	248	3 307	53,1 %
1985	3 421	413	3 834	61,6 %
1986	4 079	499	4 578	73,6 %
1987	4 899	720	5 619	90,3 %
1988	4 381	958	5 339	85,8 %
1989	4 315	1 024	5 339	85,8 %
1990	3 414	652	4 066	65,3 %
1991	1 354	376	1 730	27,8 %
1992	2 867	508	3 375	54,2 %
1993	1 140	522	1 662	26,7 %
1994	1 177	455	1 632	26,2 %
1995	926	446	1 372	22,0 %
1996	1 085	519	1 604	25,8 %
1997	507	440	946	15,2 %
1998	903	431	1 334	21,4 %
1999	717	359	1 076	17,3 %
2000	926	499	1 425	22,9 %
2001	829	785	1 614	25,9 %
2002	870	972	1 842	29,6 %
2003	878	1 071	1 950	31,3 %
2004	1 027	926	1 953	31,4 %
2005	628	515	1 143	18,4 %
2006	915	216	1 131	18,2 %
2007	540	20	561	9,0 %
2008	1 078	0	1 078	17,3 %

Année	Nombre d'œufs (en milliers) Sauvage	Nombre d'œufs (en milliers) Écloserie	Nombre d'œufs (en milliers) Total	% BOC
2009	474	0	474	7,6 %
2010	687	0	687	11,0 %
2011	1 049	0	1 049	16,9 %
2012	287	0	287	4,6 %
2013	785	0	785	12,6 %
2014	191	0	191	3,1 %
2015	461	0	461	7,4 %
2016	268	0	268	4,3 %
2017	460	0	460	7,4 %
2018	228	0	228	3,7 %
2019	254	0	254	4,1 %

Tableau 7. Densité moyenne de juvéniles par classe d'âge sur les bras ouest et est de la rivière St. Mary's, telle qu'estimée à partir des relevés de pêche électrique par marquage-recapture pour les années 1990-2019. N=nombre total.

Année	N	BRAS EST Âge 0 Alevins	BRAS EST Âge 1 Tacons	BRAS EST Âge 2 Tacons	N	BRAS OUEST Âge 0 Alevins	BRAS OUEST Âge 1 Tacons	BRAS OUEST Âge 2 Tacons
1990*	11	3,40	7,76	0,89	3	4,70	7,80	0,90
1991*	9	3,41	5,39	0,56	5	25,80	4,20	0,40
1992*	14	6,72	2,87	0,70	8	22,00	5,40	0,90
1993*	3	34,65	7,71	0,56	3	143,70	10,20	0,60
1994*	9	2,54	7,33	0,41	5	1,40	2,80	0,20
1995	11	19,99	4,13	1,00	4	16,60	2,61	0,36
1996	8	14,50	3,71	1,40	3	11,15	3,23	0,46
1997	7	32,67	3,01	0,36	8	25,22	10,44	0,80
1998	7	6,06	5,89	0,32	8	23,41	6,88	1,75
1999	7	14,29	1,68	1,18	8	12,37	3,44	1,53
2000	6	19,37	1,81	0,14	8	6,66	4,06	0,32
2001	4	24,02	9,51	0,60	5	5,91	5,43	0,71
2002	8	2,85	5,28	1,33	6	3,92	2,14	0,72
2003	6	4,85	2,23	2,58	6	4,23	5,27	0,48
2004	6	2,53	2,63	0,39	6	3,63	0,63	0,36
2005	5	13,98	5,23	1,18	4	7,72	5,58	0,87
2006	5	5,95	2,87	0,23	6	3,78	0,78	0,43
2007	6	17,06	6,25	0,24	7	4,02	2,51	0,06
2008	6	7,58	2,29	0,24	6	6,15	2,51	0,33
2009	7	8,86	4,30	0,37	9	13,13	2,01	0,03

Année	N	BRAS EST Âge 0 Alevins	BRAS EST Âge 1 Tacons	BRAS EST Âge 2 Tacons	N	BRAS OUEST Âge 0 Alevins	BRAS OUEST Âge 1 Tacons	BRAS OUEST Âge 2 Tacons
2010	6	8,66	2,82	0,46	7	6,93	8,27	0,17
2011	5	17,30	6,97	0,45	7	9,76	3,70	0,24
2012	5	45,44	6,68	0,62	5	9,33	4,98	1,33
2013	5	12,45	19,13	0,50	9	2,16	2,93	0,22
2014	5	10,50	3,34	0,71	5	8,38	1,85	0,85
2015	4	11,60	4,88	0,43	8	2,36	4,00	0,07
2016	4	13,26	3,01	0	5	7,32	1,56	0,37
2017	5	10,07	4,46	0,55	7	4,62	6,24	0,45
2018	3	33,02	5,58	0,25	3	15,55	3,21	0,78
2019	4	14,08	2,65	0,18	6	4,32	1,99	0,04

Remarque :

* Les relevés effectués par la St. Mary's River Association et l'âge des juvéniles capturés ont été estimés à partir des informations sur la longueur et la fréquence.

Tableau 8. La production estimée, les intervalles de confiance (IC) à 90 %, la production par unité de surface (densité) et le taux de retour des saumoneaux sauvages (calculés directement à partir des données de surveillance - tableau 10) pour la population de saumon atlantique de la rivière St. Mary's pour les années échantillonnées de 2005 à 2019. « - » = aucune donnée.

Bras de la rivière St. Mary's	Année	Efficacité des roues	Estimation de l'abondance	IC à 90 %	IC à 90 %	Production par unité de surface (saumoneaux/100 m ²)	Taux de retour (%) UBM	Taux de retour (%) DBM
Bras ouest	2005	0,103*	7 350	6 000	9 100	0,43	3,02	0,32
Bras ouest	2006	0,028	25 100	18 700	40 300	1,48	0,73	0,14
Bras ouest	2007	0,054	16 110	12 735	20 835	0,95	2,24	0,10
Bras ouest	2008	0,031	15 217	9 451	24 154	0,90	0,63	0,09
Bras ouest	2009	0,026	14 820	8 600***	28 001***	0,88	0,51	0,05
Bras ouest	2011	0,0315**	8 066	4 402	14 216	0,48	-	-
Bras ouest	2016	0,0315**	4 394	2 073	8 451	0,26	-	-
Bras ouest	2017	0,013	15 190	6 175	30 380	0,90	-	-
Bras ouest	2018	0,0315**	4 171	1 943	8 067	0,25	-	-
Bras ouest	2019	0,037	1 742	708	3 485	0,10	-	-
Bras est	2019	0,045	6823	4176	10 971	0,38	-	-

Remarques

* Deux roues ont été déployées côte à côte.

** Efficacité moyenne des roues utilisées (hors 2005)

*** Intervalle de confiance à 95 %

Tableau 9. Abondance d'adultes dans la rivière St. Mary's (bras ouest), 1997-2011, calculée à l'aide d'expériences de marquage-recapture par senne (1997-2001, 2006-2008, 2010), d'estimations de l'efficacité de la senne et du senneur (2002-2005, 2011), ou du rapport moyen des estimations des échappées pour le bras ouest de la rivière St. Mary's par rapport à la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan; 2009), et du pourcentage des besoins de conservation (CR). Le BC pour la rivière St. Mary's (bras ouest) est de 5,3 millions d'œufs (1 735 saumons adultes selon les données historiques sur le cycle biologique).

Année	Retours des UBM	Retours des PBM	% BOC
1997	390	61	26,0 %
1998	1059	41	63,4 %
1999	307	83	22,5 %
2000	315	25	19,6 %
2001	319	106	24,5 %
2002	220	16	13,6 %
2003	600	122	41,6 %
2004	464	23	28,1 %
2005	192	8	11,5 %
2006	222	18	13,8 %
2007	182	23	11,8 %
2008	361	36	22,9 %
2009	96	15	6,4 %
2010	75	14	5,1 %
2011	182	8	11,0 %

Tableau 10. Estimations de l'évasion des saumons unibermarins et pluribermarins dans les quatre rivières des HST dans lesquelles un suivi des adultes a été effectué. Les valeurs des montaisons d'origine sauvage et d'éclosion (combinées) pour la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan), la rivière East (Sheet Harbour) et la rivière Liscomb sont fondées sur les dénombrements totaux à une passe migratoire. Les valeurs pour la population de la rivière St. Mary's (bras ouest) sont dérivées d'expériences de marquage-recapture d'adultes et de données sur les prises récréatives, comme décrit dans Gibson et Bowlby (2013). « - » = aucune donnée.

Année	ZPS 21 LaHave en amont des chutes M organ UBM	ZPS 21 LaHave en amont des chutes M organ PBM	ZPS 20 East, Sheet Harbour UBM	ZPS 20 East, Sheet Harbour PBM	ZPS 20 Liscomb UBM	ZPS 20 Bras ouest St. Mary's PBM	ZPS 20 Bras ouest St. Mary's UBM	PBM
1970	2	4	31	0	-	-	-	-
1971	3	0	19	1	-	-	-	-
1972	17	2	111	0	-	-	-	-
1973	152	16	29	4	-	-	-	-
1974	471	21	87	0	-	-	2 226	278
1975	504	73	89	4	-	-	305	93
1976	646	131	120	6	-	-	1 779	164
1977	1 266	109	83	1	-	-	776	203
1978	842	276	13	3	-	-	256	164
1979	1 920	166	19	0	60	0	1 951	112
1980	1 973	777	53	6	111	0	2 527	257
1981	3 047	592	59	1	76	6	1 454	461
1982	1 420	486	5	0	252	10	959	103
1983	1 156	313	59	3	520	15	994	339
1984	2 293	420	66	4	606	48	1 284	384
1985	1 445	715	26	1	507	87	1 999	1 551
1986	1 724	662	9	2	736	117	1 969	1 712
1987	3 102	611	46	4	1 614	88	832	581
1988	3 520	449	32	3	477	76	1 637	1 047
1989	2 530	694	57	9	532	75	697	661
1990	2 476	508	16	1	955	44	2 509	431
1991	604	326	31	5	586	38	1 149	400
1992	2 489	273	22	4	145	27	377	243
1993	1 158	205	33	1	134	11	1 251	715
1994	848	247	17	2	134	10	52	42
1995	948	228	27	2	150	6	627	192
1996	1 130	196	11	1	85	9	1 002	297
1997	449	131	4	1	27	1	390	61
1998	919	137	1	0	9	0	1 059	41
1999	452	132	15	0	9	0	307	83
2000	794	120	1	0	-	-	315	25
2001	379	182	1	0	-	-	319	106
2002	1 133	71	0	0	-	-	220**	16**
2003	437	207	1	0	-	-	600**	122**
2004	638	122	1	0	-	-	464**	23**
2005	416	84	-	-	-	-	192**	8**
2006	425	115	-	-	-	-	222	18
2007	341	41	-	-	-	-	182	23
2008	593	98	3*	0	-	-	361	36
2009	168	53	0	0	-	-	96***	15***
2010	300	53	1*	0	-	-	75	14

Année	ZPS 21 LaHave en amont des chutes M organ UBM	ZPS 21 LaHave en amont des chutes M organ PBM	ZPS 20 East, Sheet Harbour UBM	ZPS 20 East, Sheet Harbour PBM	ZPS 20 Liscomb UBM	ZPS 20 Bras ouest St. Mary's PBM	ZPS 20 Bras ouest St. Mary's UBM	PBM
2011	294	76	-	-	-	-	182**	8**
2012	28	39	-	-	-	-	-	-
2013	75	111	-	-	-	-	-	-
2014	43	21	-	-	-	-	-	-
2015	160	19	-	-	-	-	-	-
2016	23	45	-	-	-	-	-	-
2017	192	26	-	-	-	-	-	-
2018	37	58	-	-	-	-	-	-
2019	142	11	-	-	-	-	-	-

Remarques

* Le comptage n'a pas été séparé par classe de taille.

** En raison du faible nombre d'adultes capturés lors de la passe de recapture, la capturabilité moyenne a été utilisée pour calculer l'estimation de l'échappée.

*** L'estimation du ratio moyen d'évasion pour le bras ouest de la rivière St. Mary's par rapport à la rivière LaHave (en amont des chutes Morgan) pour les cinq dernières années (0,52) a été utilisé pour estimer l'échappée, car la pêche à la senne a été infructueuse.

Tableau 11. Résumé des déclin de l'abondance du saumon atlantique adulte (catégories de taille grande et petite combinées) pour quatre populations des HTS, estimés à l'aide d'une régression logarithmique linéaire ajustée par les moindres carrés. Les erreurs standard (pour la pente) et l'IC à 95 % (pour les baisses) sont indiqués entre parenthèses. Les modèles ont été ajustés pour deux périodes de temps : les 3 dernières générations et à partir de l'abondance maximale pendant la période. L'estimation de la pente correspond à l'estimation du taux de déclin de 3 générations. Les données à cet égard sont fournies au tableau1.

Zone de pêche	Population	Nombre d'années	Période	Pente	3 générations	Du maximum
20	Liscomb	10	1989-1999	-0,805 (0,120)	98,2* (94,3, 99,8)	99,5 (98,5, 93,4)
20	East (Sheet Harbour)	15	1995-2010	-0,152 (0,061)	91,3* (40,3, 98,7)	99,1 (96,8, 99,7)
20	St. Mary's (bras ouest)	13	1998-2011	-0,120 (0,032)	79,0 (52,6, 90,7)	94,6 (87,1, 97,8)
21	LaHave (en amont des chutes Morgan)	14	2005-2019	-0,127 (0,034)	83,1 (56,7, 93,4)	97,0 (94,7, 98,3)

Remarque :

* Temps pour 3 générations défini comme 15 ans pour la rivière Liscomb et East (Sheet Harbour)

Tableau 12. Évasion totale de géniteurs pour la région des HTS (ZPS 20 et 21), telle qu'estimée à partir des données sur les prises récréatives à l'aide du modèle de vraisemblance maximale décrit dans Amiro et coll. (2008). Les valeurs minimales et maximales représentent les limites de confiance à 90 % du modèle.

Année	Abondance UBM minimum	Abondance UBM maximum	Abondance PBM minimum	Abondance PBM maximum
1970	8 660	15 943	1 833	3 250
1 971	6 778	12 477	1 193	2 116
1972	6 860	12 629	1 307	2 318
1973	8 690	15 998	1 780	3 156
1974	15 711	28 923	1 768	3 135
1975	5 546	10 209	1 585	2 811
1976	13 548	24 940	1 155	2 048
1977	13 332	24 544	2 275	4 035
1978	2 258	4 157	1 605	2 847
1979	13 565	24 973	1 370	2 429
1980	16 555	30 476	3 349	5 938
1981	18 152	33 417	3 972	7 043
1982	9 249	17 026	1 477	2 620
1983	4 805	8 845	1 735	3 077
1984	11 282	20 769	1 214	2 152
1985	15 163	27 913	6 657	11 805
1986	15 809	29 102	6 505	11 535
1987	17 606	32 412	3 014	5 345
1988	15 716	28 932	4 130	7 324

Année	Abondance UBM minimum	Abondance UBM maximum	Abondance PBM minimum	Abondance PBM maximum
1989	17 023	31 338	4 301	7 626
1990	19 286	35 504	3 306	5 863
1991	5 924	10 905	1 861	3 300
1992	8 680	15 980	1 520	2 696
1993	8 978	16 529	2 145	3 804
1994	2 071	3 812	759	1 346
1995	5 721	10 532	1 634	2 897
1996	9 730	17 911	2 068	3 667
1997	2 544	4 683	828	1 468
1998	7 623	10 346	802	1 127
1999	3 367	4 569	1 011	1 421
2000	5 315	7 213	779	1 094
2001	2 001	2 716	1 174	1 650
2002	4 479	6 078	442	621
2003	2 446	3 319	1 150	1 617
2004	3 314	4 498	767	1 078
2005	2 467	3 348	500	702
2006	4 426	6 006	918	1 290
2007	3 610	4 900	407	572
2008	6 279	8 521	1 139	1 601
2009	1 779	2 414	604	849
2010	3 176	4 311	616	866
2011	3 113	4 225	883	1 241
2012	296	402	453	637
2013	794	1 078	1 290	1 813
2014	455	618	244	343
2015	1 694	2 299	221	310
2016	244	330	523	735
2017	2 033	2 759	302	425
2018	392	532	674	947
2019	1 503	2 040	128	180

Tableau 13 Résumé annuel des rejets de saumon atlantique dans les rivières des HTS entre 2010 et 2020, y compris le nombre total de chaque étape du cycle biologiqueensemencé et l'origine du stock de géniteurs. Indigène est défini comme un stock de géniteurs provenant de la rivière d'origine. Les données proviennent de la base de données sur la répartition des écloséries maintenue par les Sciences du MPO.

Nom de la rivière	Année	Total des rejets par étape du cycle de vie Alevins	Total des rejets par étape du cycle de vie Tacons	Total des rejets par étape du cycle de vie Saumoneaux	Total des rejets par étape du cycle de vie Adultes	Origine du stock
Rivière LaHave	2017	0	0	0	37	Indigène
Rivière LaHave	2018	126 717	0	0	171	Indigène
Rivière LaHave	2019	271 140	0	0	84	Indigène
Rivière LaHave	2020	270 219	0	274	93	Indigène
Rivière Saint Mary's	2010	0	0	0	114	Indigène
Rivière Saint Mary's	2017	57 538	0	0	23	Indigène
Rivière Saint Mary's	2018	168 270	327	0	76	Indigène
Rivière Saint Mary's	2019	198 686	0	0	25	Indigène
Rivière Saint Mary's	2020	146 004	0	82	18	Indigène
Rivière West (Sheet Harbour)	2010	0	0	0	19	Indigène
Rivière West (Sheet Harbour)	2011	0	0	0	162	Indigène
Rivière West (Sheet Harbour)	2012	0	0	0	19	Indigène

FIGURES

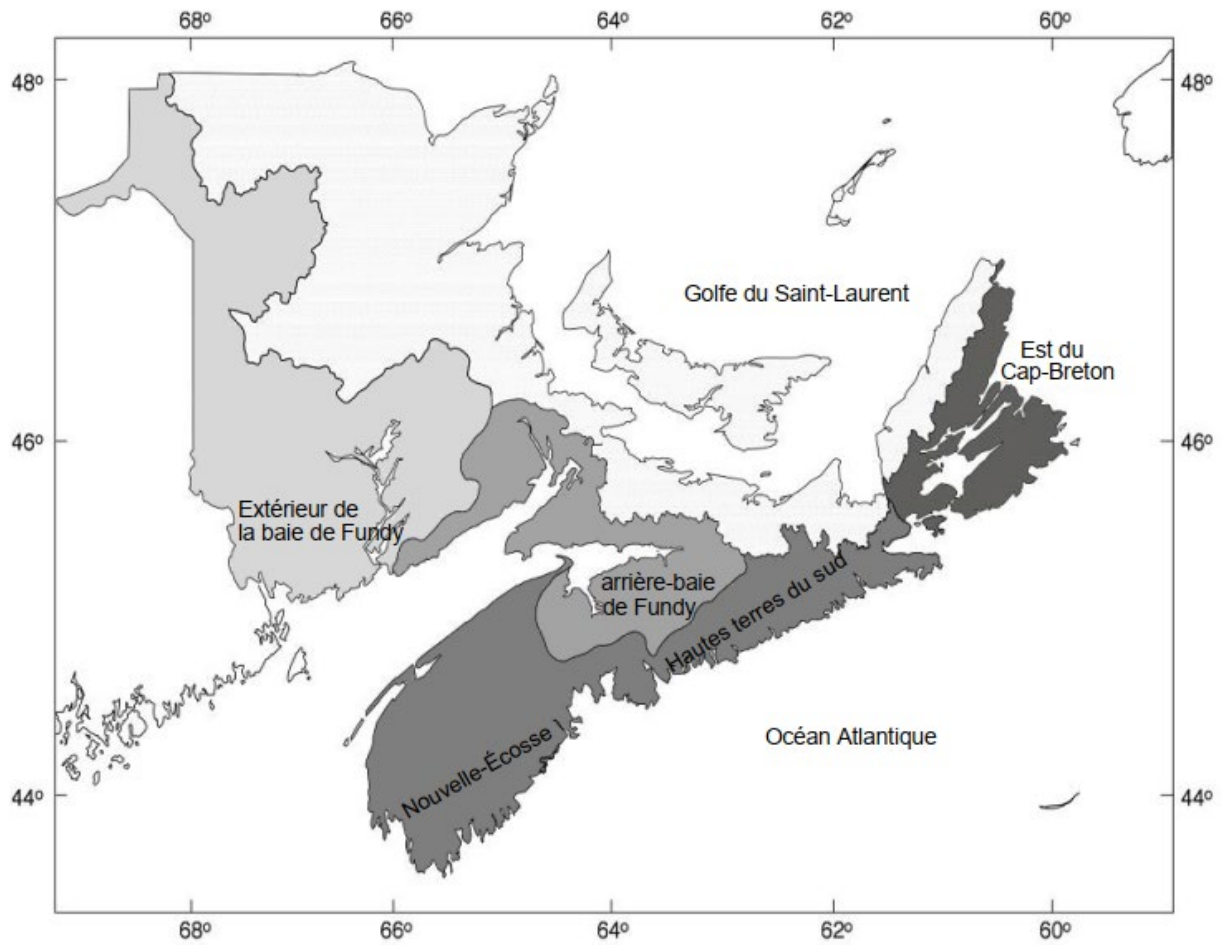


Figure 1. Carte montrant l'emplacement des HTS par rapport aux trois autres UD pour le saumon atlantique dans les Maritimes.

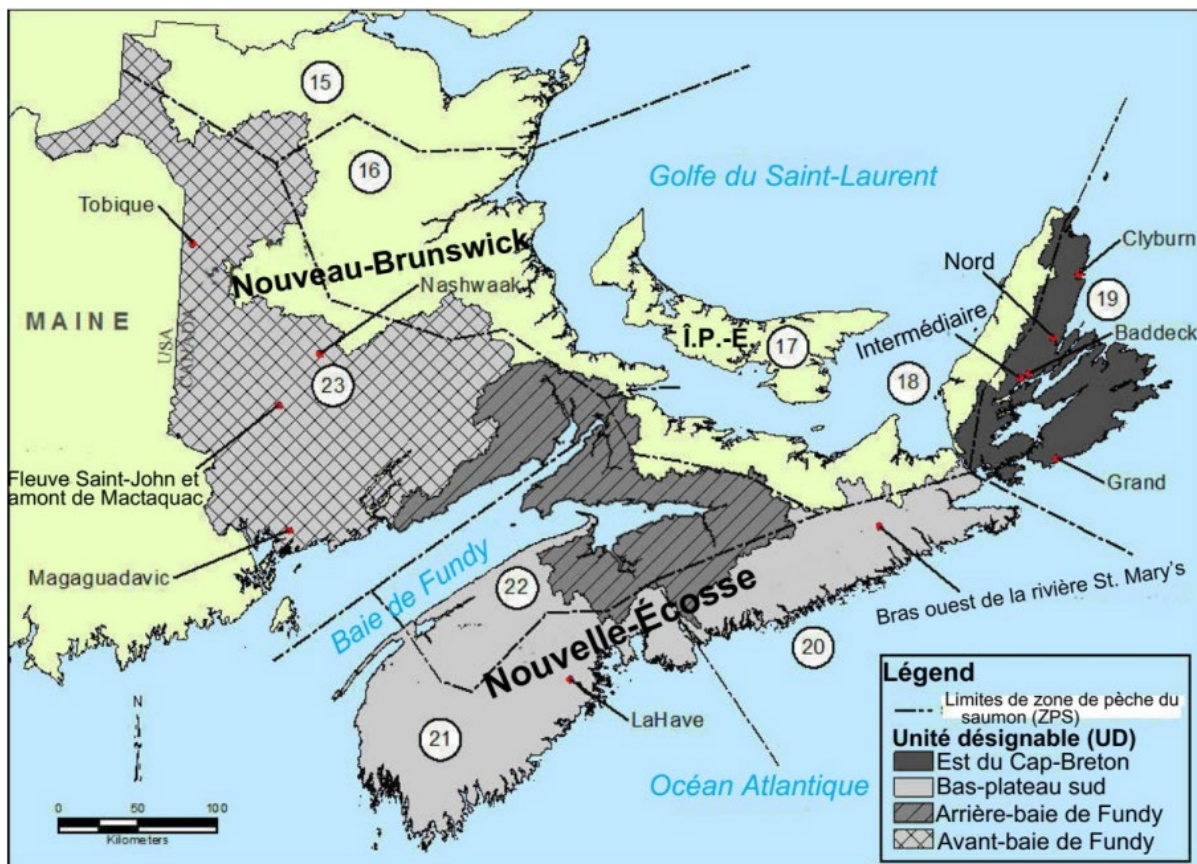


Figure 2. Carte montrant les limites des zones de pêche au saumon (ZPS) dans les régions des Maritimes et du Golfe, et les unités désignables (UD) du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Les numéros de ZPS sont donnés à l'intérieur des cercles blancs. Source de données : Les unités désignables mentionnées sont dérivées de la couche des bassins hydrographiques secondaires de la Nouvelle-Écosse (ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse) et de la couche des bassins hydrographiques de niveau 1 du Nouveau-Brunswick (ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick).

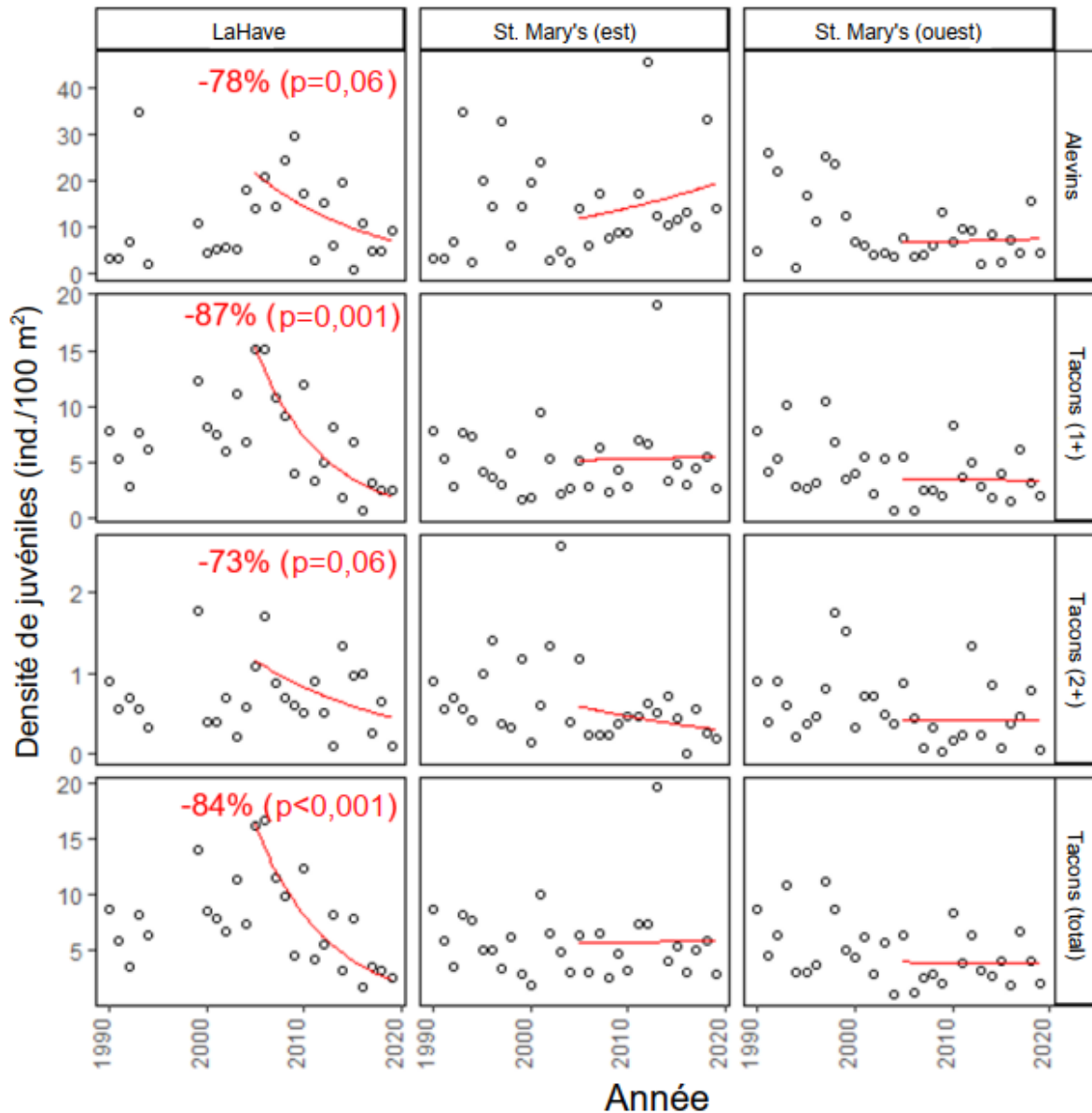


Figure 3. Estimations annuelles de saumons atlantiques juvéniles (alevins et tacons) provenant de relevés par la pêche à l'électricité dans la rivière LaHave et la rivière St. Mary's (bras Est et Ouest), 1990-2019. Les points représentent les densités moyennes ($n = 3-22$ sites par année). Les lignes pleines représentent les tendances logarithmiques linéaires sur 14 ans (3 générations). Lorsque les pourcentages de baisse sont significatifs, ils sont indiqués sur les panneaux des parcelles.

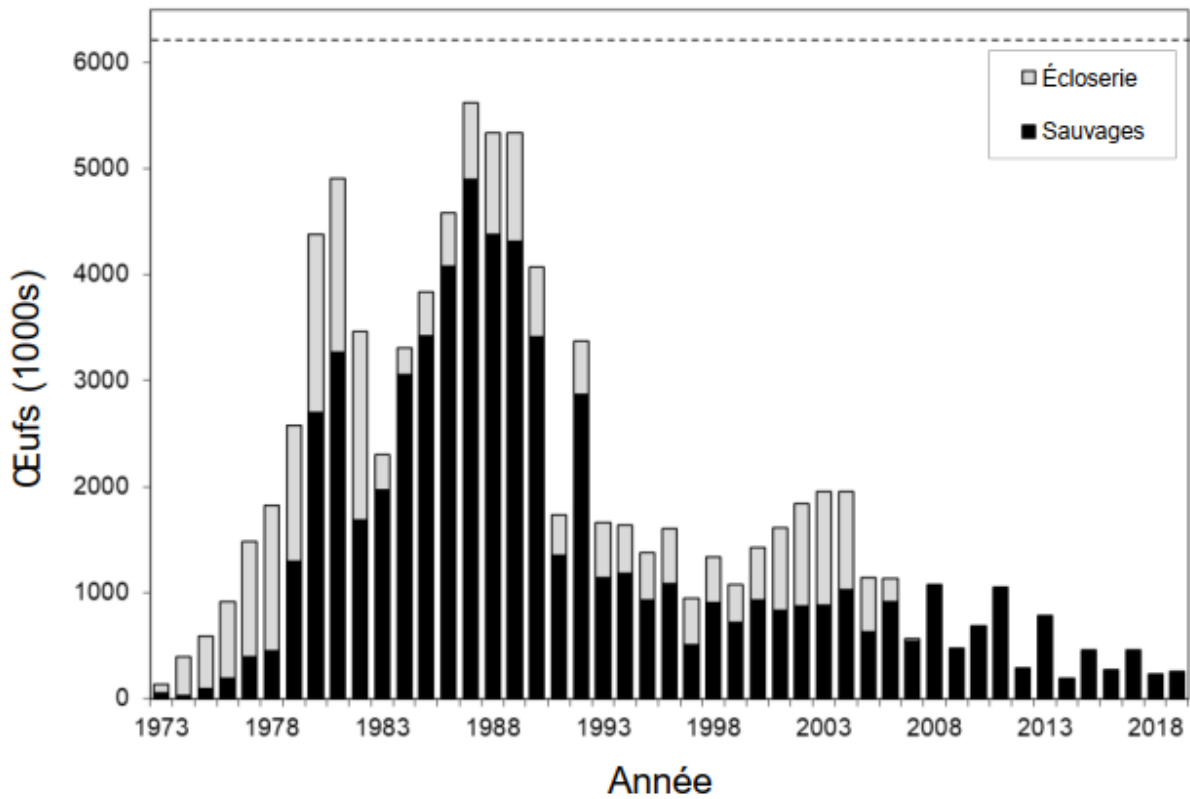


Figure 4. Estimation de la ponte (en milliers) par rapport aux besoins en œufs pour la conservation du saumon atlantique sauvage et d'élevage au passage des poissons des chutes Morgan dans la rivière LaHave, de 1973 à 2019. La ligne horizontale discontinue correspond à la ponte nécessaire à la conservation en amont des chutes Morgan.

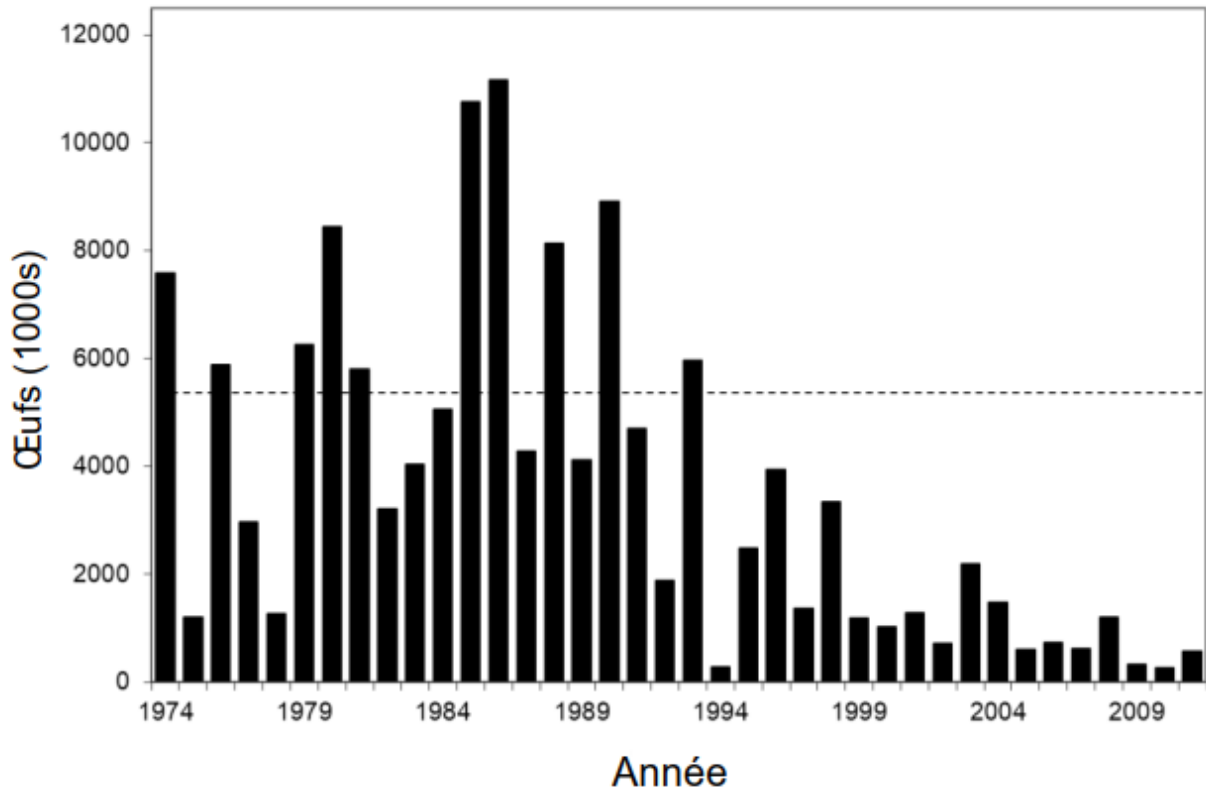


Figure 5. Estimation de la ponte (en milliers) par rapport aux besoins en œufs pour la conservation du saumon atlantique sauvage et d'élevage dans la rivière St. Mary's (bras ouest), de 1974 à 2011. La ligne horizontale correspond à l'exigence de conservation des œufs pour le bras ouest.

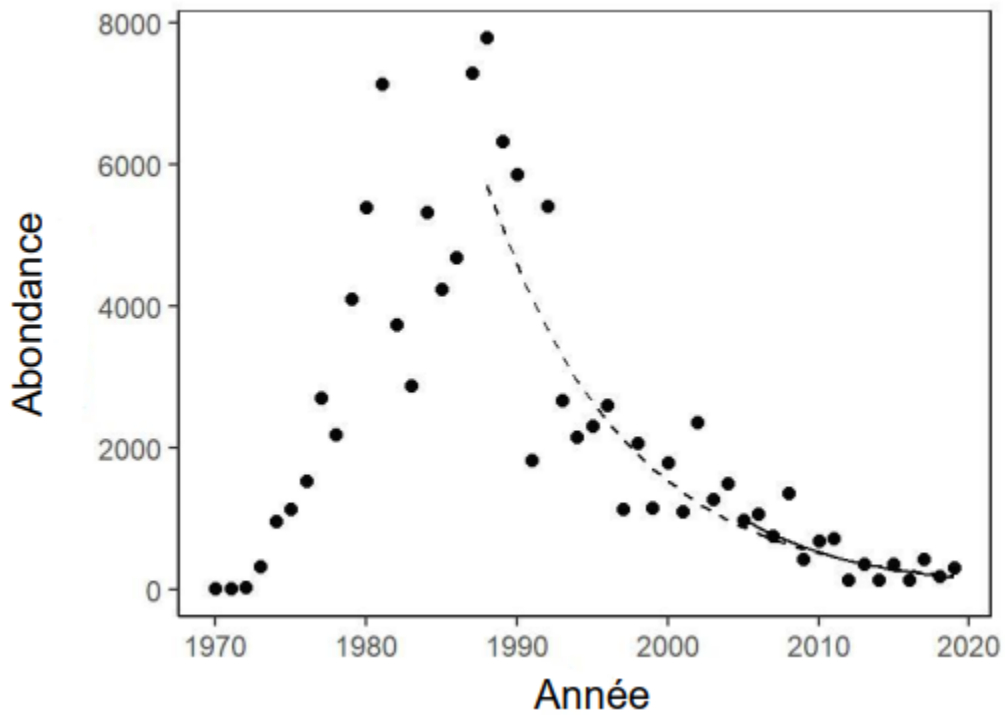


Figure 6. L'évasion d'adultes observée de 1970 à 2019 (points) et les déclinés prévus par le modèle logarithmique-linéaire au cours des trois dernières générations (14 ans; ligne continue) et par rapport à l'abondance maximale (ligne pointillée) pour la rivière LaHave (en amont de Morgan Falls).

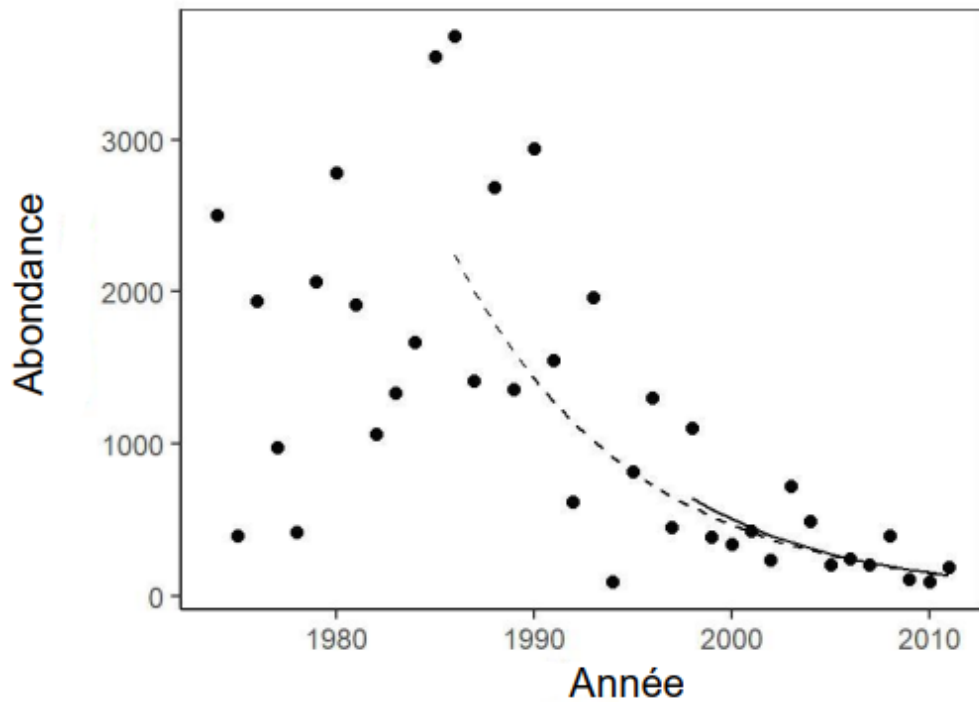


Figure 7. L'évasion d'adultes observée de 1974 à 2011 (points) et les déclinés prévus par le modèle logarithmique-linéaire au cours des trois dernières générations (13 ans; ligne continue) et par rapport à l'abondance maximale (ligne pointillée) pour la rivière St. Mary's (bras ouest).

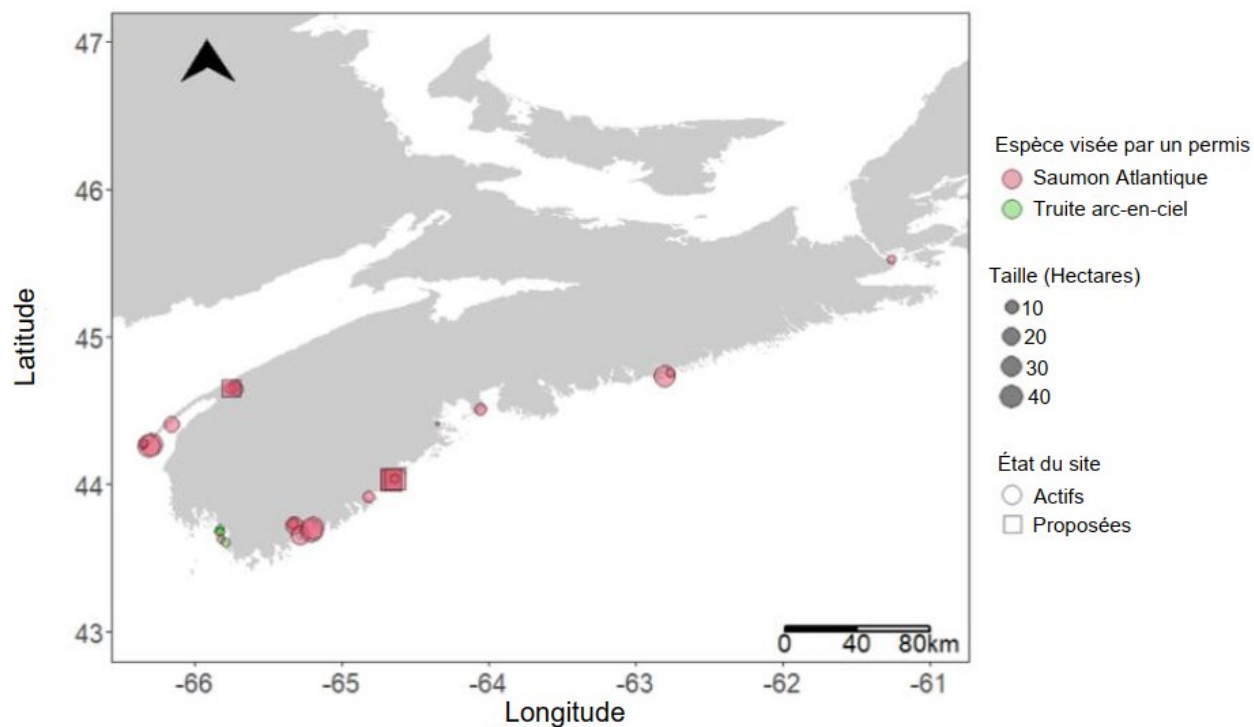


Figure 8. Emplacements, tailles, espèces autorisées et état des sites d'aquaculture de poissons à nageoires dans l'unité désignable des HTS. Les sites autorisés pour le saumon de l'Atlantique peuvent également être autorisés pour d'autres espèces de poissons.

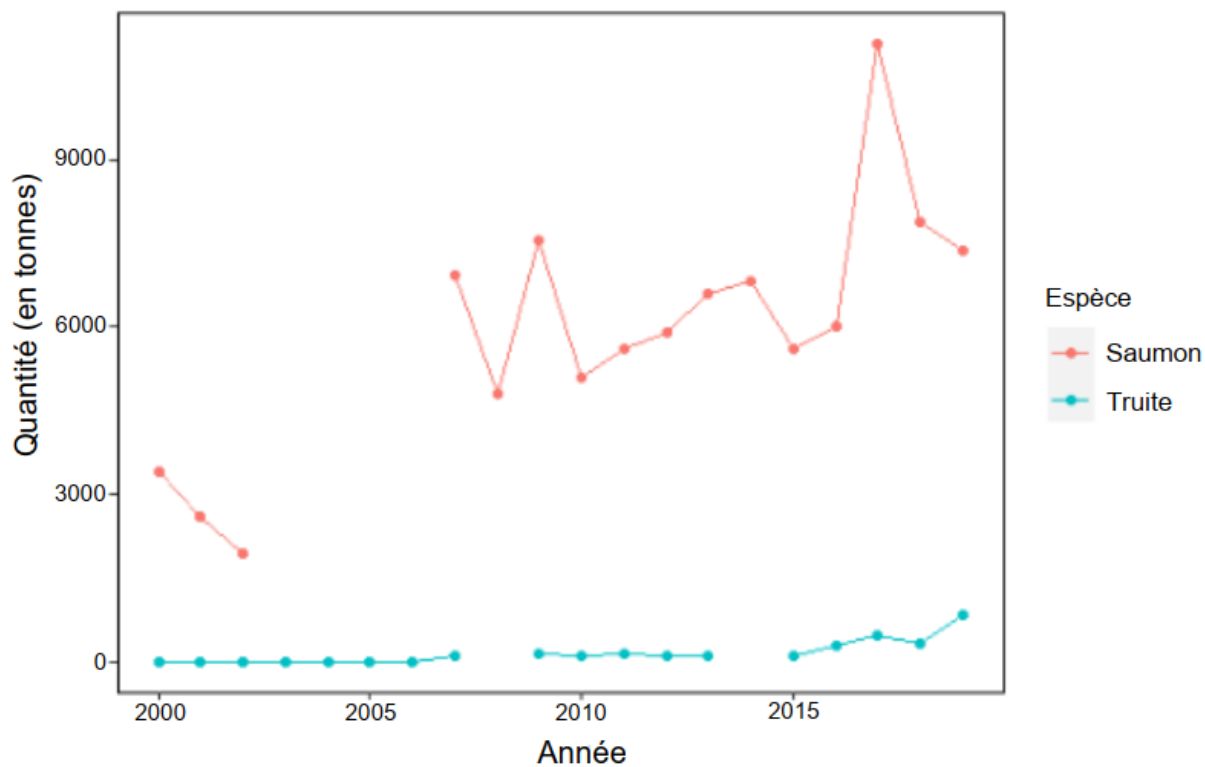


Figure 9. Production aquacole des espèces de saumon et de truite pour la province de la Nouvelle-Écosse de 2000 à 2019.

ANNEXE

Tableau A1. Menaces pour les populations de saumon atlantique dans l'environnement d'eau douce de l'UD des HTS (MPO 2013b).

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce	Environnement d'eau douce
Qualité et quantité d'eau	Acidification	Élevé	Très élevé (78 % des populations évaluées sont touchées)	H, C et A Continu et récurrent	Extrême	Très élevé	Très élevé
Qualité et quantité d'eau	Températures extrêmes	Moyen	Élevé à très élevé (des informations anecdotiques suggèrent que la majorité des rivières sont touchées)	H, C et A saisonnier	Élevé	Élevé	Moyen
Qualité et quantité d'eau	Modification des conditions	Élevé	Élevé à très élevé	H, C et A saisonnier	Élevé	Élevé	Moyen

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
	hydrologiques						
Qualité et quantité d'eau	Extraction eau	Faible	Faible	H, C et A récurrent	Négligeable à élevé (selon le moment et l'ampleur de l'extraction/altération)	Élevé	Faible
Qualité et quantité d'eau	Contaminants chimiques	Faible	Inconnu (des informations anecdotiques suggèrent que la majorité des populations sont touchées)	H, C et A saisonnier	Négligeable à élevé (selon la concentration (dose) et le temps d'exposition (durée))	Élevé	Faible
Qualité et quantité d'eau	Limon et sédiments	Moyen	Très élevé (100 %)	H et C Continu	Négligeable à élevé (selon la concentration (dose) et le temps d'exposition (durée))	Élevé	Faible

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
Changements dans les communautés biologiques	Espèces envahissantes (poissons)	Élevé	Moyen (22 % des populations évaluées)	H, C et A Continu	Élevé	Élevé	Moyen
Changements dans les communautés biologiques	Espèces envahissantes (autres)	Faible	Faible	A Continu	Faible à moyen	Moyen	Très faible
Changements dans les communautés biologiques	Empoisonnement pour l'amélioration de la pêche à l'aide de méthodes traditionnelles	Moyen	Très élevé	H et C Continu	Moyen à extrême (selon le nombre de poissons empoisonnés et la durée de la période d'empoisonnement)	Élevé (le taux de récupération de la condition physique après la fin de l'empoisonnement est inconnu)	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Empoisonnement (actuel)	Faible	Faible (plusieurs projets Fish Friends; programmes éducatifs)	C et A Continu	Faible à élevé (selon le nombre de juvéniles stockés et la taille de la population réceptrice)	Élevé	Faible

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
Changements dans les communautés biologiques	Ensemencement d'autres salmonidés (truites arc-en-ciel, brunes et de ruisseau)	Faible	Moyen	H, C et A Continu	Faible à élevé (selon le nombre d'animaux stockés et le type de plan d'eau récepteur (lac ou rivière))	Moyen	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Aquaculture des salmonidés (commerciale)	Faible	Faible	H, C et A Continu	Moyen	Élevé	Faible
-	Prédateurs aviaires	Moyen	Élevé	C et A Saisonnier	Élevé	Moyen	Moyen
-	Effets génétiques d'une petite population	Moyen	Moyen (principalement dans la zone sud-ouest de l'UD)	H, C et A Continu	Négligeable à élevé (en fonction de la durée de la période pendant laquelle la population est de petite taille, de l'historique	Élevé	Aucun (non évalué)

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
					de stockage et des conditions spécifiques du site)		
-	Effets Allee (petite taille de la population)	Moyen (spécifique à l'abondance)	Très élevé (l'abondance est faible dans toutes les rivières)	H, C et A Continu	Faible à élevé (en fonction de l'abondance spécifique de la population)	Moyen	Faible
-	Activités scientifiques	Faible	Faible (deux rivières de l'index et enquêtes/échantillonnage occasionnel d'autres rivières)	H, C, A Saisonnier	Faible	Faible	Faible
Obstructions physiques	Fragmentation de l'habitat due aux barrages, ponceaux et autres	Élevé	Moyen à très élevé	H, C et A Continu	Faible à extrême (dépend de la conception de la structure et de son emplacement)	Très élevé	Très élevé

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
	structures permanentes				dans le bassin versant)		
-	Réservoirs	Moyen	Moyen	H, C et A Continu	Faible à élevé (dépend de la taille des réservoirs individuels et du nombre de réservoirs en série sur un système)	Élevé	Moyen
Altération de l'habitat	Infrastructure (routes)	Moyen	Très élevé (toutes les rivières)	H, C et A Continu	Faible à élevé (en fonction de la densité des routes dans le bassin ou le sous-bassin hydrographique)	Moyen	Faible
Altération de l'habitat	Usines de pâtes et papiers	Faible	Faible (seulement deux usines de pâte à papier)	H et C Continu	Moyen à élevé (dépend du procédé utilisé et de la qualité)	Élevé	Faible

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
			connues dans l'UD)		des effluents rejetés)		
Altération de l'habitat	Production d'énergie hydroélectrique	Moyen	Moyen	H, C et A Continu	Moyen à extrême (selon la conception de l'installation et le calendrier d'exploitation)	Élevé	Moyen
Altération de l'habitat	Urbanisation	Moyen	Moyen	H, C et A Continu	Faible à élevé (en fonction de la densité de l'urbanisation et du développement des infrastructures)	Élevé	Moyen
Altération de l'habitat	Agriculture	Moyen	Élevé	H, C et A saisonnier	Faible à élevé (selon l'étendue dans le bassin versant et les	Moyen	Faible

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
					pratiques utilisées)		
-	Exploitation forestière	Moyen	Élevé	H, C et A Continu	Faible à élevé (selon l'étendue dans le bassin versant et les pratiques utilisées)	Moyen	Faible
-	Exploitation minière	Moyen	Inconnu	H, C et A Continu	Faible à élevé (selon le type de mine, les procédés utilisés et la susceptibilité au drainage rocheux acide)	Moyen	Faible
Pêche au saumon dirigée (actuelle)	Pêche autochtone à des fins ASR	Faible	Faible	H, C et A saisonnier	Négligeable	Très élevé	Élevé
-	Pêche récréative	Faible	Faible	H et A Saisonnier	Négligeable	Très élevé	Élevé

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
	(pêche à la ligne)						
-	Pêche illégale et braconnage	Élevé	Inconnu (mais potentiellement élevé)	H, C et A saisonnier	Faible à élevé (selon le nombre de saumons retirés et la taille de la population touchée)	Élevé	Élevé
Prises accessoires dans d'autres pêcheries	Pêche autochtone ou commerciale	Faible	Faible	H, C et A saisonnier	Faible	Élevé	Élevé
-	Pêche récréative	Faible	Élevé	H, C et A saisonnier	Faible	Élevé	Élevé
-	Pêche récréative : ciblage illégal du saumon atlantique lors de la	Moyen	Élevé	H, C et A saisonnier	Faible à élevé (en fonction de la pression de pêche)	Élevé	Élevé

Catégorie de menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Catégorie de menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
	pêche avec un permis général						

Tableau A2. Menaces pour les populations de saumon atlantique dans l'environnement estuarien et marin de l'UD (MPO 2013b).

Menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien	Environnement marin ou estuarien
Changements dans les communautés biologiques	Espèces envahissantes	Faible	Très élevé (toutes les populations)	C et A Continu	Faible	Faible	Faible

Menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
Changements dans les communautés biologiques	Aquaculture des salmonidés	Élevé	Très élevé	H, C et A Continu	Moyen à élevé (selon l'emplacement des installations d'aquaculture et les pratiques d'exploitation)	Élevé	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Aquaculture d'autres espèces	Faible	Très élevé (toutes les populations)	H, C et A saisonnier	Négligeable à moyen (selon l'espèce cultivée, l'emplacement de l'installation et les pratiques d'exploitation)	Faible	Faible
Changements dans les communautés biologiques	Maladies et parasites	Moyen	Très élevé (toutes les populations)	H, C et A Continu	Faible à élevé (en fonction du comportement irruptif des	Faible	Faible

Menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
					maladies/parasites entraînant des épidémies)		
Changements dans les conditions océanographiques	Changement de l'écosystème marin (y compris les modifications des conditions océanographiques et les changements dans l'abondance des prédateurs/proies)	Élevé	Très élevé (toutes les populations)	H, C et A Continu	Faible à extrême (selon l'ampleur du changement et la sensibilité du saumon au changement)	Moyen	Faible
Changement physique ou abiotique	Navigation, transport, bruit, activité sismique	Faible	Très élevé (toutes les populations)	H, C et A saisonnier	Incertain; probablement négligeable à faible (en fonction de la proximité du	Faible	Faible

Menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
					saumon par rapport à la source de bruit/activité)		
-	Contaminants et déversements (à base de terre ou d'eau)	Faible	Très élevé (toutes les populations)	H, C, A Épisodique	Faible à extrême (selon l'identité et l'ampleur de la contamination, et l'efficacité du nettoyage)	Faible	Faible
-	Énergie marémotrice	Faible	Faible	C et A Saisonnier	Moyen à élevé (selon la conception de l'installation et le calendrier d'exploitation)	Élevé	Moyen
Pêche dirigée du saumon	Pêche de subsistance (autochtones)	Faible	Faible	H et A Saisonnier	Négligeable	Élevé	Élevé

Menace	Menace spécifique	Niveau de préoccupation	Emplacement ou étendue	Occurrence et fréquence	Gravité	Certitude causale	Certitude causale
Menace	Menace spécifique	pour l'UD dans son ensemble.	de la menace dans l'UD	de la menace dans l'UD	des répercussions au niveau de la population	preuves liant la menace aux stress en général	preuves de changements dans la viabilité des populations de saumon des HTS
	et résidents du Labrador)						
Pêche dirigée du saumon	Pêche internationale (Groenland; St. Pierre-Miquelon)	Moyen	Très élevé (composant e MSW de toutes les populations)	H, C et A saisonnier	Négligeable à élevé	Élevé	Moyen
Prises accessoires dans d'autres pêcheries	Pêches commerciales	Faible	Très élevé (toutes les populations)	H, C et A saisonnier	Faible	Élevé	Élevé
Pêche sur les espèces proies du saumon	Pêches commerciales	Faible	Très élevé (toutes les populations)	H, C et A saisonnier	Faible à élevé (selon la réduction des espèces proies et la disponibilité d'autres espèces fourragères)	Faible	Faible