



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 2024/057

Région des Maritimes

### Information actualisée sur la population de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'intérieur de la baie de Fundy (zones de pêche du saumon 22 et 23) pertinente pour l'élaboration d'un deuxième rapport de situation du COSEPAC

Jeffrey M. Reader<sup>1</sup>, David C. Hardie<sup>2</sup>, Sherisse McWilliam<sup>1</sup>, Eric B. Brunsdon<sup>2</sup>, Daniela Notte<sup>3</sup> et Mark Gautreau<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Pêches et Océans Canada  
Centre de biodiversité de Mactaquac  
114, Fish Hatchery Lane  
French Village (Nouveau-Brunswick) E3E 2C6

<sup>2</sup> Pêches et Océans Canada  
Institut océanographique de Bedford  
C.P. 1006, 1, promenade Challenger  
Darmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

<sup>3</sup> Université Dalhousie  
Département de biologie  
1355, rue Oxford  
Halifax (Nouvelle-Écosse) B3H 4R2

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien des avis scientifiques  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

[https://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/  
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](https://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 978-0-660-72540-6 N° cat. Fs70-5/2024-057F-PDF

### La présente publication doit être citée comme suit :

Reader, J.M., Hardie, D.C., McWilliam, S., Brunsdon, E.B., Notte, D. et Gautreau, M. 2024.  
Information actualisée sur la population de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'intérieur de  
la baie de Fundy (zones de pêche du saumon 22 et 23) pertinente pour l'élaboration d'un  
deuxième rapport de situation du COSEPAC. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de  
rech. 2024/057. vi + 111 p.

### **Also available in English:**

*Reader, J.M., Hardie, D.C., McWilliam, S., Brunsdon, E.B., Notte, D. and Gautreau, M. 2024.  
Updated Information on Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Inner Bay of Fundy Populations  
(IBoF; part of Salmon Fishing Areas 22 and 23) of Relevance to the Development of a 2<sup>nd</sup>  
COSEWIC Status Report. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2024/057. vi + 99 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	vi
INTRODUCTION .....	1
CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE BIOLOGIQUE.....	2
CARACTÉRISTIQUES DES SMOLTS.....	3
Rivière Big Salmon.....	3
Rivière Stewiacke.....	4
Rivière Gaspereau .....	4
Période de la dévalaison des smolts de l'IBF .....	5
CARACTÉRISTIQUES DES ADULTES.....	5
Rivière Big Salmon.....	5
Rivière Gaspereau .....	7
Période de la montaison des saumons adultes de l'IBF .....	8
EXAMEN DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE 15 – INTÉRIEUR DE LA BAIE DE FUNDY .....	8
ÉTAT ET TENDANCES DE LA POPULATION .....	10
LE POINT SUR LA PONTE NÉCESSAIRE À LA CONSERVATION .....	10
Rivière Big Salmon.....	10
Rivière Gaspereau .....	11
UD 15 – saumon atlantique de l'IBF .....	12
TENDANCES DE L'ABONDANCE ET DES ÉCHAPPÉES.....	12
ZONE D'OCCUPATION.....	13
CONSIDÉRATIONS LIÉES À L'HABITAT .....	14
PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES.....	14
Milieu dulcicole.....	14
Milieux estuarien et marin .....	15
ÉTENDUE SPATIALE ET CONTRAINTES.....	16
Milieu dulcicole.....	16
Milieux estuarien et marin .....	17
MENACES .....	19
DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET COMMERCIAL.....	19
Zones résidentielles et urbaines .....	19
Zones commerciales et industrielles .....	19
Tourisme et loisirs .....	19
AGRICULTURE ET AQUACULTURE.....	19
Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois .....	19
Élevage et élevage à grande échelle .....	19
Aquaculture en mer et en eau douce .....	20
PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE.....	21
Exploitation de mines et de carrières .....	21
Corridors de transport et de service .....	21

---

Routes et chemins de fer .....	21
Lignes de services publics .....	21
Transport par eau.....	22
UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES.....	22
Exploitation forestière et coupe du bois .....	22
Pêche et récolte de ressources aquatiques.....	22
INTRUSIONS HUMAINES ET PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE .....	24
Activités récréatives .....	24
SYSTÈMES NATURELS ET MODIFICATIONS .....	24
Incendies et lutte contre les incendies .....	24
Barrages, gestion et utilisation de l'eau .....	24
Autres modifications de l'écosystème .....	25
INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES.....	25
Espèces exotiques/non indigènes envahissantes.....	25
Interactions négatives avec les espèces indigènes .....	25
Maladies et parasites .....	27
Matériel génétique introduit.....	27
POLLUTION ET CONTAMINANTS.....	28
Eaux usées domestiques et urbaines .....	28
Effluents industriels et militaires.....	28
Effluents agricoles et forestiers .....	28
Détritus et déchets solides.....	29
Pollution atmosphérique.....	29
Énergie excédentaire .....	29
PHÉNOMÈNES GÉOLOGIQUES .....	29
Volcans .....	29
Tremblements de terre et tsunamis .....	29
Avalanches et glissements de terrain .....	29
CHANGEMENTS CLIMATIQUES .....	29
Déplacement et altération de l'habitat.....	29
Sécheresse .....	30
Températures extrêmes.....	30
Tempêtes et inondations.....	30
AUTRES.....	30
Phénomène de dépression de consanguinité au sein de la population .....	30
POPULATIONS MANIPULÉES .....	31
AUTRES INDICATEURS .....	32
SURVIE EN MER.....	32
Rivière Big Salmon.....	32
Rivière Gaspereau .....	32
RÉFÉRENCES CITÉES .....	33

---

---

TABLEAUX .....	42
FIGURES .....	67
ANNEXE .....	91

---

## RÉSUMÉ

Ce document de recherche a pour objet de présenter de l'information actualisée de Pêches et Océans Canada (MPO) sur la population de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'intérieur de la baie de Fundy (IBF; unité désignable 15) à l'appui de l'élaboration d'un deuxième rapport de situation sur le saumon atlantique dans l'est du Canada par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Il contient les renseignements sur la population de saumon atlantique de l'IBF dans les zones de pêche du saumon 22 et 23 qui ont été compilés, y compris des renseignements sur l'état de la population, les tendances, les caractéristiques du cycle biologique, l'habitat et les menaces.

L'abondance du saumon atlantique de l'IBF est actuellement à un niveau critique bas. Cette population est classée comme étant en voie de disparition et donc protégée par la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral. La persistance de la population est actuellement assurée par un programme de banque de gènes vivants (BGV) axé sur trois rivières : les rivières Stewiacke et Gaspereau en Nouvelle-Écosse et la rivière Big Salmon au Nouveau-Brunswick. Les activités d'évaluation et de surveillance du saumon de l'IBF que le Secteur des sciences du MPO a principalement entreprises dans les rivières Big Salmon et Gaspereau au cours des 20 dernières années ont été associées au programme BGV et intégraient toutes des analyses génétiques. L'abondance estimée des adultes dans la rivière Big Salmon est actuellement inférieure à 4 % de la valeur nécessaire à la conservation, et la ponte estimée a diminué à un taux supérieur à 60 % au cours des trois dernières générations (13 ans). Depuis 2006, les pontes annuelles de cette espèce anadrome dans la rivière Gaspereau n'ont jamais dépassé 10 % de la valeur nécessaire à la conservation. Une grande majorité des adultes qui retournent dans la rivière Big Salmon poursuivent leur maturation en tant que petits saumons (moins de 63 cm de longueur à la fourche) après un hiver en mer et comptent un pourcentage élevé de femelles, mais la présence de géniteurs ayant déjà frayé est beaucoup moins fréquente que les années précédentes (années 1960 et 1970). Les remontes dans la rivière Gaspereau sont composées d'une plus grande proportion de dibermarins vierges par rapport aux remontes dans la rivière Big Salmon. La plupart des adultes qui retournent dans la rivière Gaspereau sont des descendants de poissons issus du programme BGV, tandis que plus de 75 % des individus remontant la rivière Big Salmon proviennent de la population sauvage résiduelle ou sont d'origine inconnue. Le taux moyen de retour des petits saumons des différentes origines combinées dans la rivière Big Salmon au cours des 13 dernières années est extrêmement faible, à 0,29 %.

Dans l'ensemble, les données récentes du MPO sur le saumon atlantique de l'IBF indiquent que l'abondance de la population ne s'est pas améliorée et qu'elle a peut-être encore diminué au cours des trois dernières générations, malgré les importants efforts de conservation et d'ensemencement qui ont été déployés. Compte tenu du manque actuel de recrues issues d'une fraie naturelle et de la mortalité très élevée en milieu marin, le programme BGV restera essentiel pour le rétablissement de la population jusqu'à ce que les taux de survie en mer augmentent à un niveau lui permettant d'être autosuffisante.

---

## INTRODUCTION

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné l'assemblage des populations de saumon atlantique (*Salmo salar*) de l'intérieur de la baie de Fundy (IBF; unité désignable [UD] 15) comme étant en voie de disparition en mai 2001 (COSEPAC 2001). De plus, cette population a été inscrite comme espèce en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) lorsque cette dernière est entrée en vigueur en juin 2003. Le COSEPAC a réexaminé et confirmé ce statut en 2006 (COSEPAC 2006) et à nouveau en 2010, l'abondance de la population ayant chuté à moins de 200 individus matures par rapport aux 40 000 estimés au début du 20<sup>e</sup> siècle (COSEPAC 2010). Conformément à l'article 37 de la LEP, un programme de rétablissement (MPO 2010) et un plan d'action (MPO 2019) ont été établis. Le rapport de situation du COSEPAC, le programme de rétablissement et le plan d'action sont une série de documents qui sont liés et qui doivent être pris en considération ensemble.

L'aire de répartition de l'UD de saumon atlantique de l'IBF comprend toutes les rivières qui se jettent dans la baie de Fundy, entre la rivière Pereaux, en Nouvelle-Écosse, et la rivière Mispec, au Nouveau-Brunswick (figure 1). Cette zone géographique a été désignée comme l'unité de conservation 16 dans le Rapport sur l'état de conservation (MPO et MRNF 2008). Cette région compte de nombreuses rivières, mais seules 50 sont indiquées sur la figure 2, conformément au programme de rétablissement (MPO 2010). Ces rivières se trouvent dans la zone de pêche du saumon (ZPS) 22, la zone de la baie de Fundy de la Nouvelle-Écosse et dans la ZPS 23, à l'est du fleuve Saint-Jean, qui sont deux des cinq zones de gestion utilisées par Pêches et Océans Canada (MPO) dans la région des Maritimes pour la gestion et l'évaluation des pêches du saumon (figure 1).

Le présent document a pour but de fournir de l'information actualisée du MPO sur la population de saumon atlantique de l'IBF (UD 15) afin d'étayer l'élaboration par le COSEPAC d'un deuxième rapport de situation sur le saumon atlantique dans l'est du Canada. Il contient l'information relative à la population de saumon de l'IBF dans les ZPS 22 et 23 qui a été compilée, en particulier des données sur les efforts dirigés par le Secteur des sciences du MPO dans les rivières Big Salmon (Nouveau-Brunswick), Stewiacke (Nouvelle-Écosse) et Gaspereau (Nouvelle-Écosse) [figures 3, 4 et 5]. Le document résume les dernières activités de surveillance et d'évaluation de la population de l'IBF qui ont fait l'objet d'un examen approfondi dans Jones *et al.* (2020) à l'appui de l'élaboration d'un avis scientifique pour l'examen de la science associée à la banque de gènes vivants (BGV) du saumon de l'IBF et aux programmes d'ensemencement (MPO 2018). On examine également l'information actualisée sur l'abondance des adultes en montaison qui comprend les données découlant de l'évaluation du potentiel de rétablissement de 2008 (MPO 2008b; MPO 2020).

Le saumon atlantique de l'IBF, comme la plupart des saumons présents dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, est une espèce anadrome qui utilise le milieu marin et le milieu dulcicole à différents stades de son cycle biologique. Les jeunes de l'année se développent jusqu'en mai ou juin dans des nids de gravier, émergent en tant qu'alevins et grandissent en tant que tacons en se nourrissant d'invertébrés en dérive (COSEPAC 2006). Les tacons d'origine sauvage subissent finalement après deux à quatre ans un changement physiologique (appelé smoltification) en vue de la migration vers l'océan, où ils atteignent la maturité. Les adultes remontent leur rivière natale de mai à novembre, et la fraie a lieu d'octobre à décembre. Les adultes géniteurs sont soit de petits saumons (longueur à la fourche inférieure à 63 cm, appelés castillons ou madeleineaux), soit de grands saumons (longueur à la fourche d'au moins 63 cm). Les petits saumons sont des unibermarins qui retournent dans leur rivière pour frayer pour la première fois (vierges) ou non. Les grands saumons sont des géniteurs qui reviennent

---

après deux hivers en mer (dibermarins) ou plus pour frayer pour la première fois (vierges) ou non. Les grands saumons sont également collectivement appelés pluribermarins.

La population de saumon atlantique de l'IBF est en déclin depuis les années 1980 et a connu des périodes de faible abondance et de rétablissement au fil du temps (Amiro et Jefferson 1997, Amiro 2003, Gibson et Amiro 2003, Gibson *et al.* 2003c, MPO 2008b). Cela dit, par rapport à la baisse du recrutement de cette population entre 1958 et 1965, le déclin actuel est plus marqué (Amiro 2003). Gibson et ses collaborateurs ont signalé des baisses de l'abondance du saumon de l'IBF de plus de 95 à 99 % depuis le début des années 1970 (Gibson et Amiro 2003, Gibson *et al.* 2003a, 2003b). Toutes les pêches commerciales du saumon dans les provinces maritimes (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Écosse et Île-du-Prince-Édouard) ont été fermées en 1985 et, les années suivantes, les pêches récréatives du saumon dans les rivières de l'IBF ont été soumises à des restrictions successives en cours de saison afin de réduire davantage l'exploitation. Toutes les pêches récréatives et autochtones du saumon sont fermées dans les rivières de l'IBF des ZPS 22 et 23 depuis 1990, à l'exception de la rivière Gaspereau, qui a été fermée après la saison 1997 (Amiro 2003, MPO 2010).

Lancé en 1998 (donc avant l'inscription de la population de saumon atlantique de l'IBF sur la liste de la LEP), le programme de BGV élaboré par le MPO assure actuellement la persistance de la population au moyen d'individus provenant de trois rivières principales (Big Salmon, Stewiacke et Gaspereau) [MPO 2018]. Son objectif est d'utiliser des technologies de reproduction et d'élevage en captivité tenant compte de la généalogie et spécialement conçues pour conserver la diversité génétique et maintenir la population jusqu'à ce qu'un rétablissement soit possible (MPO 2008a). Le programme de BGV s'inscrit dans le programme de rétablissement du saumon de l'IBF, plus vaste, qui prévoit également un ensemencement de la population par des lâchers de juvéniles et d'adultes dans l'habitat de la rivière d'origine (figure 6). En 2008, l'évaluation du potentiel de rétablissement a permis de conclure avec une très forte certitude que, dans les conditions actuelles, sans intervention humaine et sans le soutien du programme de BGV, le saumon atlantique de l'IBF serait disparu (MPO 2008b, Gibson *et al.* 2009).

## **CARACTÉRISTIQUES DU CYCLE BIOLOGIQUE**

La population de saumon atlantique de l'IBF était généralement évaluée à l'aide de données provenant de deux rivières-repères, soit les rivières Big Salmon et Stewiacke. Historiquement, les données biologiques nécessaires à des fins d'évaluation et tirées des saumons échantillonnés dans ces rivières présentaient des similitudes dans des caractéristiques telles que l'âge des smolts, l'âge à la maturité, la taille selon l'âge, la fréquence des géniteurs multifraie et la période de la dévalaison des smolts vers la mer et de la montaison des géniteurs adultes (Jessop 1975, 1986; Amiro et McNeill 1986). À l'exception de la rivière Gaspereau et des rivières Black, Mosher et Irish au Nouveau-Brunswick, on pensait que toutes les populations de saumon de l'IBF présentaient des caractéristiques similaires du cycle biologique (Amiro 2003). Plus récemment (de 2001 à 2019), le Secteur des sciences du MPO a mené des activités de surveillance et d'évaluation du saumon de l'IBF en association avec le programme de BGV (MPO 2018, Jones *et al.* 2020). Les activités d'évaluation comportent toutes des analyses génétiques visant à estimer le succès du programme de BGV et de divers programmes de rétablissement. Afin de faciliter la collecte de smolts pour chacun des programmes de BGV et d'estimer l'abondance des smolts par origine (sauvage ou BGV), on a commencé à effectuer des évaluations annuelles des smolts dans les rivières Big Salmon, Gaspereau et, plus récemment, Stewiacke. Les données provenant de la surveillance des smolts servent aussi à évaluer le taux de survie en eau douce et en mer des descendants issus du programme de BGV et des adultes géniteurs de la population sauvage restante (Jones *et al.*

---

2020). Les deux rivières-repères de l'UD de l'IBF dans lesquelles on surveille actuellement l'abondance des adultes sont les rivières Big Salmon et Gaspereau, ces deux populations étant soutenues par des lâchers d'ensemencement provenant de leur programme de BGV respectif (tableaux 1, 2; MPO 2018).

## CARACTÉRISTIQUES DES SMOLTS

### Rivière Big Salmon

Les smolts en dévalaison sont capturés dans la rivière Big Salmon au moyen d'un piège à vis rotatif (Flanagan *et al.* 2006) qui est installé chaque année (depuis 2001) près de l'embouchure de la rivière dans la fosse à saumon Amateur (45.42240 °N, 65.40984 °O; tableau 3, figure 3).

L'objectif de l'évaluation des smolts dans la rivière Big Salmon est d'estimer leur abondance annuelle et de prélever des smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée pour les intégrer dans la BGV du Centre de biodiversité de Mactaquac. Les smolts et les tacons relâchés dans le cadre du programme de BGV étaient faciles à distinguer des alevins sauvages ou issus de la BGV grâce à l'absence de la nageoire adipeuse. Toutefois, il fallait recourir à la génétique pour établir l'origine (adultes géniteurs ou alevins vésiculés de la BGV) des smolts dont la nageoire adipeuse n'avait pas été retirée. Combinées aux données d'évaluation, les données de l'analyse génétique (ou processus d'attribution de la parenté) des échantillons de tissu prélevés au hasard sur des smolts en dévalaison dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée permettent d'estimer l'abondance des smolts selon leur origine (tableau 4; figure 7). Les smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée et qui n'ont pas été associés à des parents issus du programme de BGV forment le groupe des « adultes géniteurs » et comprennent les descendants de la population sauvage restante (tableau 5; figure 8). Les considérations génétiques pour les années 2001 à 2016 sont décrites dans Jones *et al.* (2020). Les estimations de l'abondance des smolts et les résultats des analyses génétiques de 2001 à 2005 sont résumés dans Flanagan *et al.* (2006) et les comparaisons des caractéristiques biologiques entre les smolts de différentes origines de la classe de smolts de 2003 ont été évaluées de façon préliminaire dans de Mestral *et al.* (2013).

La longueur annuelle moyenne des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> (classes d'âge combinées, origine génétique non prise en compte) échantillonnés pendant le fonctionnement du piège à vis rotatif au printemps depuis le début de la surveillance en 2001 (figure 9) varie de 14,6 (2009) à 15,9 cm (2016). La longueur moyenne des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> ou des smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée échantillonnés dans la rivière Big Salmon en 2018 et 2019 était de 14,9 cm, soit seulement 0,3 cm de moins que la moyenne des cinq années précédentes. La longueur moyenne plus grande des smolts en 2016 reflète probablement la proportion plus forte de smolts d'âge 3 ou d'âge 4 dans la cohorte par rapport aux smolts en dévalaison plus précoces ou plus « jeunes » observés en 2009 (tableau 4; figure 10), année où on a relevé la plus petite valeur (14,6 cm) de la série chronologique (figure 9).

La distribution selon l'âge a fluctué dans les 19 dernières années, bien que les dévalaisons de smolts dans la rivière Big Salmon demeurent principalement dominées par des poissons d'âge 2 (tableau 4; figure 10). En 2019, les analyses des échantillons d'écaillés (n = 410) prélevés sur des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> dans la rivière Big Salmon ont indiqué que 81 % étaient des poissons d'âge 2, soit seulement 1,1 % de moins que la moyenne sur les cinq années précédentes (82,1 %, de 2014 à 2018). Les autres étaient des poissons d'âge 3 (19,0 %), car aucun smolt d'âge 4 n'a été échantillonné en 2019. Les smolts d'âge 2 représentaient 70 % ou plus du total des smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée échantillonnés toutes les années, sauf trois depuis 2001 : 2011 (52,4 %), 2012 (63,6 %) et 2016 (63,9 %) [tableau 4; figure 10].

---

## Rivière Stewiacke

En 2014, le Mi'kmaw Conservation Group a, avec l'appui du MPO, rétabli un programme d'évaluation des smolts comportant l'exploitation d'un piège à vis rotatif dans la rivière Stewiacke. En raison d'interruptions logistiques (par exemple, débit élevé, inondation par la marée, changement d'emplacement), d'une mauvaise efficacité de capture et de faibles prises, on n'a pu produire une estimation fiable des smolts que pendant une seule des six années d'exploitation (2017). Durant la majorité de ces années, le piège à vis rotatif a été installé en aval du confluent de la rivière Little, à la fosse Rock Pile (45.162362 °N, 63.286669 °O; figure 4), et a fonctionné de la mi-mai à la fin juin.

Les caractéristiques biologiques ont été recueillies pour la majorité des smolts capturés entre 2014 et 2019. La longueur moyenne annuelle des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> (classes d'âge combinées, origine génétique non prise en compte) échantillonnés pendant le fonctionnement du piège à vis rotatif au printemps depuis 2014 était de 13,7 cm, allant de 12,7 (2019) à 15,1 cm (2014) [figure 11].

La distribution selon l'âge des smolts est demeurée constante durant les quatre premières années d'échantillonnage, où elle est principalement dominée par les smolts d'âge 2. L'analyse des échantillons d'écaillés (n = 358) prélevés sur des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> dans la rivière Stewiacke de 2014 à 2017 a révélé qu'en moyenne, 93,6 % (fourchette : de 85,7 à 95,8 %) étaient des poissons d'âge 2. Les autres étaient des smolts d'âge 3 (4,5 %; fourchette : de 1,7 à 14,3 %) et quelques smolts d'âge 1 (2 %; fourchette : de 0 à 3,4 %). Tous les smolts d'âge 1 ont été observés en 2015, deux ans après le dernier lâcher de tacons d'automne d'âge 0 de la BGV dans la rivière Stewiacke.

## Rivière Gaspereau

La rivière Gaspereau est un bassin hydroélectrique régulé qui comprend les réseaux hydrographiques des rivières Black et Gaspereau et compte cinq centrales (Amiro et Jefferson 1996) [figure 5]. En aval du passage du poisson au barrage de White Rock (figure 5), les smolts doivent traverser trois structures de dérivation en surface comportant des pièges pour l'évaluation, qui sont généralement surveillés (dénombrement des smolts) entre le 15 avril et le 31 mai, quoique ces dates soient modifiées en fonction de la période de dévalaison des smolts, qui varie selon la température de l'eau et les débits saisonniers. L'échantillonnage a lieu à cet endroit depuis 2002 (permis DFO-MAR-2012-07 émis en vertu de la LEP), où les smolts sont dénombrés et finalement transférés au Centre de biodiversité de Coldbrook pour marquage (étiquette à transpondeur passif intégré), échantillonnage de tissus, mesures et inclusion dans le programme de BGV de la rivière Gaspereau. Depuis 2007 (sauf en 2011), on utilise des smolts marqués provenant de la BGV (lâchés en amont du barrage de White Rock) ou des smolts sauvages (c'est-à-dire des smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée ou non marqués) capturés dans les dérivations et lâchés en amont du barrage de White Rock pour évaluer l'efficacité des trois dérivations et estimer l'abondance des smolts (tableau 6). L'analyse génétique (ou l'attribution de la parenté) d'échantillons de tissus prélevés au hasard sur des smolts sortants dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée, combinée aux données d'évaluation, donne des estimations de l'abondance des smolts selon leur origine (lâchers de juvéniles issus de la BGV ou géniteurs adultes [montaisons de poissons issus de la BGV ou anadromes non ciblés; tableau 7; figure 12]). Les smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée qui n'avaient pas de parents du programme de BGV sont classés dans la catégorie de la progéniture des géniteurs adultes et comprennent la descendance des saumons sauvages restants et un petit nombre de saumons adultes matures issus de la BGV lâchés en amont du barrage de White Rock pour se reproduire naturellement (tableau 8). Depuis 2008, tous les lâchers de tacons d'automne issus de la BGV sont marqués par le retrait de leur nageoire

---

adipeuse, ce qui permet d'estimer séparément la production de smolts pour les alevins vésiculés issus de la BGV et pour les tacons d'automne dévalant comme smolts à partir de 2011 (tableau 7; figure 12).

Un programme d'échantillonnage des smolts a débuté dans la rivière Gaspereau en 2014. La plupart des années antérieures à 2014, les caractéristiques biologiques des smolts capturés dans les dérivations n'ont pas été recueillies au moment de la capture, car ces poissons étaient collectés principalement pour le programme de BGV; on s'efforçait de minimiser les manipulations en vue de réduire le stress et la mortalité. De 2014 à 2019, la longueur moyenne des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> (classes d'âge combinées, origine génétique non prise en compte) échantillonnés dans les dérivations était de 18,6 cm, allant de 18,2 (2016) à 19,1 cm (2018). Le pourcentage moyen de smolts d'âge 2 d'origine sauvage ou de BGV<sub>ALEVIN</sub> échantillonnés était de 80,8 % (fourchette : de 68,5 à 90 %) et celui des smolts d'âge 3 sauvages ou BGV<sub>ALEVIN</sub> était de 18,4 % (fourchette : de 11,1 à 30,7 %), avec seulement quelques smolts d'âge 4 (0,7 %, fourchette : de 0 à 2,2 %) [figure 13].

### **Période de la dévalaison des smolts de l'IBF**

Avec une certaine incertitude, on peut déduire la période de la dévalaison des saumons atlantiques de l'IBF de la surveillance des smolts d'origine sauvage dans les pièges à vis rotatifs près de la limite de marée dans les rivières Big Salmon et Stewiacke (figures 3 et 4) et les installations de dérivation de la centrale de White Rock, à environ 5 km en amont de la limite de marée sur la rivière Gaspereau (figure 5). De 2010 à 2019, les dates moyennes correspondant à l'observation de 10 % et de 90 % des dévalaisons de smolts d'origine sauvage dans la rivière Big Salmon (moyenne sur 10 ans) étaient le 12 et le 27 mai, mais elles vont plus généralement de la première semaine de mai à la première semaine de juin (tableau 9). Les dates de la première et de la dernière capture dans la rivière Big Salmon tombaient principalement dans la première semaine de mai et la deuxième semaine de juin. La date de la première capture a eu tendance à être légèrement plus tardive ces dernières années par rapport aux 10 années précédentes de la série chronologique (voir Marshall 2014). Les smolts passant par le piège à vis rotatif de la rivière Stewiacke arrivaient près de la limite de marée entre la troisième semaine de mai (10<sup>e</sup> centile) et la deuxième semaine de juin (90<sup>e</sup> centile) [tableau 9]. Ceux qui dévalent la rivière Gaspereau contournaient le barrage de White Rock entre la première (10<sup>e</sup> centile) et la troisième (90<sup>e</sup> centile) semaine de mai (tableau 9).

## **CARACTÉRISTIQUES DES ADULTES**

### **Rivière Big Salmon**

L'abondance des adultes dans la rivière Big Salmon est évaluée chaque année depuis 2000 selon les méthodes décrites dans Gibson *et al.* (2009) [tableau 10]. Ces méthodes comprennent un dénombrement en plongée des saumons retenus dans les plus grandes fosses en début de saison (août), un dénombrement en milieu de saison (septembre) habituellement dans ces mêmes fosses, suivi d'une activité de pêche à la senne/marquage des adultes capturés, et enfin un relevé en apnée dans trois sections au mois d'octobre. En général, pendant le dénombrement du début du mois de septembre, on détermine les fosses où se trouvent les bancs d'adultes puis, si ces fosses se prêtent bien à une pêche à la senne, on échantillonne les saumons capturés pour obtenir des données sur leurs caractéristiques biologiques (tableau 11) et on les marque avant de les relâcher afin de pouvoir les identifier ou les recapturer lors du relevé en apnée à la fin de la saison.

La proportion relative de petits saumons (classes d'âge combinées, origine génétique non prise en compte) échantillonnés dans la rivière Big Salmon dans les 20 dernières années est

---

supérieure à 90 % (tableau 11). Appliqué à l'estimation de l'abondance annuelle modélisée, le pourcentage moyen de petits saumons est légèrement inférieur à 80 % de la remonte totale estimée (tableau 12). Les femelles représentent 58,5 % et 81,0 % des petits et grands saumons, respectivement (tableaux 11 et 12). La longueur moyenne des femelles adultes capturées dans la rivière Big Salmon est de 55,1 cm pour les petits saumons et de 69,2 cm pour les grands saumons (tableaux 11 et 12).

Les estimations de la ponte pour la population de la rivière Big Salmon ont été déterminées selon une relation longueur-fécondité établie pour le saumon atlantique de la rivière Stewiacke (œufs =  $431,3 * e^{0,0368 * LF}$ ; Amiro et MacNeill 1986), la rivière-repère de l'IBF qui représente le mieux les saumons de l'UD de l'IBF. La fécondité des remontes de petits et grands saumons dans la rivière Big Salmon est ainsi respectivement de 3 276 et 5 505 œufs en moyenne. Pour estimer la contribution totale à la ponte des lâchers d'adultes issus de la BGV non ciblés de 2003 à 2005, Jones et ses collaborateurs (2006) ont élaboré une relation longueur-fécondité à partir de 29 saumons atlantiques femelles d'âge 2 élevés en captivité provenant du programme de stock de géniteurs du fleuve Saint-Jean (compensation) du Centre de biodiversité de Mactaquac en 2005.

De 2003 à 2019 (aucun adulte n'a été échantillonné en 2004, 2012, 2013 et 2017), 196 petits saumons ont été capturés (au filet ou à la ligne) dans la rivière Big Salmon et été l'objet d'un prélèvement d'échantillon de tissu (tableau 13). D'après l'analyse de parenté des petits saumons échantillonnés, 49 des 196 échantillons traités peuvent être attribués à des lâchers de poissons issus de la BGV. Trente-huit avaient été lâchés en tant qu'alevins vésiculés et les 11 autres, en tant que tacons d'automne dont la nageoire adipeuse avait été retirée. Trente-sept autres petits saumons étaient des descendants d'adultes échantillonnés lors de montaisons antérieures. Deux petits saumons dont la nageoire adipeuse a été retirée n'ont pas été attribués au programme de BGV de la rivière Big Salmon et, par conséquent, étaient probablement des errants provenant d'une écloserie d'une rivière voisine (tableau 13). Le nombre de petits saumons échantillonnés chaque année était en moyenne d'environ 25 %, mais variait entre 0 et 66 % des estimations de l'abondance totale (tableau 13). En tenant compte de la proportion annuelle du total des remontes réelles (petits et grands saumons) et en ajustant les résultats génétiques au total des remontes de petits saumons, les remontes réelles depuis 2005 sont réparties comme suit : 106 poissons issus de lâchers d'alevins de la BGV, 22 provenant de lâchers de tacons de la BGV, 120 adultes géniteurs sauvages et 3 poissons errants dont la nageoire adipeuse a été retirée (tableau 14). De 2005 à 2019, alors que l'on attendait de petits saumons provenant de la BGV d'après les lâchers précédents dans la rivière Big Salmon, la descendance des alevins et des tacons de la BGV lâchés représentait 24 % du total des remontes de petits saumons (tableau 14). Les échantillons de grands saumons analysés (n = 22) permettent d'attribuer trois autres adultes à la BGV (deux lâchés au stade d'alevin et un lâché au stade de tacon) et à un autre errant dont la nageoire adipeuse a été retirée (tableau 15). Étant donné le petit nombre d'échantillons, on n'a pas tenté d'appliquer les résultats génétiques aux remontes totales de grands saumons.

Une analyse de 220 échantillons d'écaillés (prélevés sur de petits et grands saumons sauvages ou d'origine inconnue capturés dans la rivière Big Salmon entre 2000 et 2019) indique que la majorité des adultes en montaison poursuivent leur maturité après un hiver en mer (98,2 %), mais que les géniteurs multifraie sont beaucoup plus rares (9,5 %) qu'à la fin des années 1960 et dans les années 1970 (Jessop 1986, Amiro 2003). Seuls quatre grands saumons avaient atteint la maturité en tant que dibermarins vierges (tableau 16). Comme pour les échantillons historiques résumés par Amiro (2003), il y avait un pourcentage élevé (58,3 %) de femelles parmi les saumons unibermarins échantillonnés depuis 2000. Les données recueillies sur les 50 petits et grands saumons issus de la BGV durant la période la plus récente ont révélé des

---

résultats similaires (94 % d'unibermarins, dont 59,6 % de femelles) à ceux des saumons sauvages ou d'origine inconnue (tableau 16).

Le groupe des unibermarins vierges contient proportionnellement plus de saumons sauvages dans les années d'âge 2 que dans les années d'âge 3 des smolts (tableau 16). Sur l'ensemble des années échantillonnées, de 2000 à 2019, les proportions d'unibermarins à l'âge 2 et à l'âge 3 des smolts pour les remontes d'unibermarins vierges sont respectivement de 80,4 % et 18,9 %. Dans la rivière Big Salmon, de 2000 à 2019, la durée moyenne de génération, définie comme l'âge moyen des remontes de saumons d'une classe d'âge (de la ponte à la ponte), est de 4,3 ans pour les remontes de saumons sauvages. À titre de comparaison, la durée moyenne de génération des remontes de BGV<sub>ALEVIN</sub> était également de 4,3 ans, mais la durée moyenne de génération pour tous les poissons issus de la BGV (stades biologiques des lâchers issus de la BGV combinés) était plus faible, à 3,8 ans (tableau 16).

## Rivière Gaspereau

Les saumons adultes qui remontent la rivière Gaspereau rencontrent plusieurs obstacles (figure 5), bien qu'il existe des passages vers l'amont et l'aval à la station hydroélectrique de White Rock, à Lanes Mills (lac Gaspereau) et au lac Aylesford (Meade 2000). Depuis 1995, les saumons sont comptés au barrage de White Rock, qui comprend maintenant un piège pour l'évaluation après sa modernisation en 2002 (tableau 17). Des échantillons d'écaillés et de tissus sont prélevés sur les individus capturés à la passe migratoire; on détermine leur sexe, on mesure leur longueur et on les munit d'une étiquette à transpondeur passif intégré pour les identifier.

Depuis que le programme de BGV a été lancé dans la rivière Gaspereau, on échantillonne les tissus des adultes en montaison capturés dans la fosse et la passe migratoire du barrage de White Rock pour déterminer leur origine. D'après l'analyse génétique, et pour les années où l'on attendait des adultes provenant de la BGV, l'analyse de la parenté attribue la plupart des adultes en montaison à des parents provenant de la BGV issus soit d'une fraie en captivité dans le programme de BGV au Centre de biodiversité de Coldbrook, soit d'une fraie naturelle d'adultes issus de la BGV lâchés dans la rivière Gaspereau et donc, en fait, à des poissons provenant de la BGV. On présume que les saumons qui ne sont pas attribués à des parents issus de la BGV proviennent soit de la population sauvage résiduelle, soit d'adultes de la BGV non génotypés, lâchés dans la rivière Gaspereau. De 2005 à 2019, 3,5 % et 18,6 % des remontes de petits saumons et 3,2 % et 16,1 % des remontes de grands saumons étaient des descendants d'adultes sauvages ou issus de la BGV (non génotypés).

La ponte des poissons anadromes lâchés est calculée à l'aide de la courbe longueur-fécondité, où le nombre d'œufs correspond à  $446,54 * e^{0,0362 * LF}$  (Cutting *et al.* 1987), et a été dérivée des adultes de la rivière LaHave. La courbe de longueur-fécondité où le nombre d'œufs correspond à  $309,8 * e^{0,045 * LF}$  pour les lâchers d'adultes élevés en captivité dans la rivière Gaspereau a été établie à partir d'un décompte en 2006 des œufs d'un stock de 14 femelles génitrices d'une longueur de 44 à 85 cm (B. Lenentine, Secteur des sciences du MPO, données inédites).

D'après les données sur les caractéristiques biologiques tirées des remontes d'adultes sauvages, d'origine inconnue et issus de la BGV dans la rivière Gaspereau de 2001 à 2016, la longueur moyenne et la fécondité moyenne (nombre d'œufs) des femelles reproductrices unibermarines sont de 53,6 cm et de 3 100 œufs, respectivement (Jones *et al.* 2020; tableau 18). La longueur moyenne (68,6 cm) et la fécondité (5 385 œufs) des dibermarins vierges sauvages et d'origine inconnue sont toutes deux légèrement inférieures à ces valeurs respectives pour les remontes de poissons dibermarins vierges issus de la BGV (tableau 18).

---

L'analyse de 125 échantillons d'écaillés prélevés sur de petits et grands saumons sauvages ou d'origine inconnue capturés dans la rivière Gaspereau entre 2001 et 2016 indique qu'environ 60 % étaient des unibermarins vierges, 36 % des dibermarins vierges et 3 % des géniteurs multifraie (tableau 18). L'analyse des écaillés des petits et grands saumons d'écloserie et issus de la BGV était très semblable (63 % d'unibermarins, 33 % de dibermarins et 3 % de géniteurs multifraie) à celle des poissons d'origine sauvage, avec l'ajout d'un saumon tribermarin. Les remontes dans la rivière Gaspereau comprennent une proportion plus élevée de dibermarins vierges que les remontes dans la rivière Big Salmon (tableaux 16 et 18). Étant donné que ces données n'ont pas été mises à jour depuis 2016, une différence importante notée par Jones et ses collaborateurs (2020) est toujours évidente, à savoir une plus faible proportion de femelles dans le groupe des petits saumons issus de la BGV par rapport aux remontes récentes (tableau 18) et historiques de petits saumons sauvages (Amiro et Jefferson 1996).

Dans la rivière Gaspereau, de 2000 à 2016, la durée moyenne de génération (ponte à ponte) est de 4,7 ans pour les remontes de poissons sauvages ou d'origine inconnue. À titre de comparaison, la durée moyenne de génération des remontes issues de la BGV était de 4 ans.

### **Période de la montaison des saumons adultes de l'IBF**

La plupart des géniteurs multifraie et vierges de l'IBF entrent dans les rivières à la fin de l'été et à l'automne (Amiro 1987, Amiro et Jefferson 1996); dans le passé, les pêches récréatives ouvraient en août et fermaient en octobre (Amiro 2003). Les exceptions notables sont les rivières Gaspereau et Big Salmon (Amiro et Jefferson 1997). Les saumons de la rivière Gaspereau retournent en eau douce plus tôt dans l'année (mai et juin) et sont considérés comme ayant des tendances migratoires lointaines, avec une incidence plus élevée de recrutement de dibermarins (Amiro et Jefferson 1997). Les saumons de la rivière Big Salmon présentent des caractéristiques biologiques typiques de l'UD, mais une partie d'entre eux remontent la rivière en juillet et août, voire plus tôt, étant donné qu'une pêche récréative avait autrefois lieu en juin et juillet (Amiro 2003). Marshall (2014) a utilisé les données provenant de la barrière de dénombrement de la rivière Big Salmon (Jessop 1986) et les données de la pêche récréative (O'Neil et Swetnam 1984, Swetnam et O'Neil 1985) pour établir la distribution temporelle des saumons de la rivière Big Salmon, de la rivière Upper Salmon (Alma) et de la rivière Gaspereau dans les couloirs estuariens côtiers et fluviaux de la baie de Fundy, de la baie extérieure de Chignectou, de la baie Cobequid, du chenal Minas et du bassin Minas (figure 14).

### **EXAMEN DE L'UNITÉ DÉSIGNABLE 15 – INTÉRIEUR DE LA BAIE DE FUNDY**

Le COSEPAC considère la population de saumon atlantique de l'IBF comme une UD unique, distincte des groupes voisins dans la région, notamment ceux de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud de la Nouvelle-Écosse, d'après un examen des données génétiques, phylogéographiques, de sélection locale, du cycle biologique, du comportement et de la démographie (COSEPAC 2006, 2010). Les saumons de l'IBF sont génétiquement distincts (Verspoor *et al.* 2002, Verspoor 2005, Moore *et al.* 2014, O'Reilly *et al.* 2014, Jeffery *et al.* 2018) et possèdent certaines caractéristiques uniques du cycle biologique par rapport aux saumons de l'extérieur de la baie de Fundy, en particulier un âge à la maturité plus bas avec une forte proportion de femelles parmi les individus qui atteignent la maturité après un hiver en mer, une migration locale en mer hypothétique, une plus grande incidence de la reproduction répétée (généralement consécutive) et, jusqu'à récemment, un taux de survie plus élevé entre les fraies (Amiro 1987, Amiro et Jefferson 1996, Amiro 2003, MPO 2008b). Il existe également des preuves limitées de découplage démographique avec d'autres UD proches (Amiro 1987, 1990, 2003). Une exception notable est la population de la rivière Gaspereau qui, bien que génétiquement semblable aux populations du bassin Minas (Verspoor *et al.* 2002, Verspoor

---

2005), présente des caractéristiques du cycle biologique plus typiques de la population de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud, qui migrent dans des zones océaniques éloignées dans l'Atlantique Nord (Amiro et Jefferson 1996, Amiro 2003, MPO 2008b). Cependant, la rivière Big Salmon a également connu des incidences plus élevées de dibermarins, peut-être en raison des introductions de saumons d'écloserie (Amiro et Jefferson 1997).

Le COSEPAC (2006) a examiné de façon interprétative les mesures de la divergence génétique entre le saumon de l'IBF et celui des autres régions, en se fondant sur les résultats combinés d'études visant à résoudre la structure des populations dans l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce dans l'Atlantique Nord. Les données sur les allozymes, l'ADN mitochondrial et les microsatellites suggèrent une divergence entre les UD 14, 15 et 16 (Verspoor 2005, Verspoor *et al.* 2005, O'Reilly 2006, COSEPAC 2010). L'analyse de l'ADN mitochondrial a permis d'identifier un haplotype génétique unique aux populations du bassin Minas (y compris la rivière Gaspereau) et un haplotype rare commun aux populations de saumon des autres rivières de l'IBF (Verspoor *et al.* 2002). De ce fait, les groupes de populations de saumons du bassin Minas et de la baie de Chignectou, connus collectivement sous le nom de population de l'IBF, peuvent être considérés comme génétiquement et géographiquement distincts (MPO 2008b). L'analyse des microsatellites et du polymorphisme mononucléotidique (SNP) présentée dans Moore *et al.* (2014) était également conforme aux études antérieures selon lesquelles la population de l'IBF étaient distinctes sur le plan de l'évolution (McConnell *et al.* 1997, Verspoor *et al.* 2002, Vandersteen Tymchuk *et al.* 2010) et qu'il existait une différenciation entre les populations de la baie de Chignectou et du bassin Minas (Verspoor *et al.* 2002, Vandersteen Tymchuk *et al.* 2010). Un panel de polymorphismes mononucléotidiques développé par Jeffery et ses collaborateurs (2018) a également permis de différencier très précisément les populations de l'IBF, de l'ouest de la Nouvelle-Écosse et du fleuve Saint-Jean.

L'évaluation du potentiel de rétablissement (MPO 2008b) a soulevé des inquiétudes quant au fait que le développement rapide de l'élevage du saumon atlantique dans la baie de Fundy pouvait limiter le rétablissement du saumon de l'IBF en raison des impacts génétiques négatifs des saumons d'élevage fugitifs sur la valeur adaptative des saumons sauvages résultant des croisements. Une ascendance de saumons d'élevage européens, qui semble constituer la source immédiate de l'industrie locale (baie de Fundy/golfe du Maine), a été décelée dans les saumons capturés dans la rivière Upper Salmon et d'autres rivières de l'IBF (MPO 2018). Ces résultats, ainsi que d'autres résultats présentés dans O'Reilly *et al.* (2019), indiquent que les fugitifs des sites d'élevage locaux d'ascendance européenne ou leur progéniture hybride d'élevage, européenne et nord-américaine, semblent avoir frayé dans presque toutes les rivières de l'IBF pendant toutes les années, ou la plupart, de la période d'examen entre 1997 et 2012. De plus, les résultats de plusieurs analyses sont tous cohérents avec la diminution de la structuration génétique entre les populations de l'extérieur de la baie de Fundy et de la rivière Big Salmon au fil du temps, qui pourrait représenter un risque pour la conservation des caractéristiques génétiques de l'IBF dans la population de la rivière Big Salmon issue de la BGV (MPO 2018).

L'approche utilisée pour conserver la variation génétique et minimiser la perte de valeur adaptative dans le programme de BGV de l'IBF a été examinée dans O'Reilly et Doyle (2007), O'Reilly et Harvie (2010) et O'Reilly et Kozfkay (2014). On a récemment procédé à une analyse et un examen complets des données scientifiques sur le saumon atlantique de l'IBF associées au programme de BGV (MPO 2018). L'objectif premier de cet exercice était d'évaluer la réussite de la conservation des caractéristiques génétiques de la population de saumon de l'IBF sur trois générations de reproduction et d'élevage en captivité. D'autres études publiées résultant de l'examen évaluent certains des effets de la reproduction et de l'élevage en captivité sur la

---

performance dans la nature et les caractéristiques phénotypiques des saumons de l'IBF (Harvie *et al.* 2020) et décrivent les changements génétiques (perte de variation génétique, y compris l'accumulation de la consanguinité, et changements induits par la dérive dans les distributions de fréquences des allèles) associés aux processus neutres au cours du programme (O'Reilly *et al.* 2019).

## ÉTAT ET TENDANCES DE LA POPULATION

L'évaluation de l'état du saumon atlantique dans la région des Maritimes repose sur la surveillance de l'abondance d'un certain nombre de populations indicatrices. Pour la plupart des populations indicatrices dont les remontes d'adultes ont été observées, on évalue l'état en comparant la ponte estimée (calculée à partir de l'abondance estimée et des caractéristiques biologiques des saumons adultes en montaison) à un point de référence appelé « ponte nécessaire à la conservation ». La ponte nécessaire à la conservation propre à une rivière correspond à une ponte de 2,4 œufs/m<sup>2</sup> (Eison 1975, CSCPCA 1991) multipliée par l'étendue de l'habitat de croissance fluvial accessible d'un gradient adéquat (Amiro 1993). Une ponte de 2,4 œufs/m<sup>2</sup> est considérée comme un point de référence limite dans le contexte du Cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2009, MPO 2012, Gibson et Claytor 2013) pour la région des Maritimes du MPO.

Les valeurs de la ponte nécessaire à la conservation propres à de nombreuses rivières de l'UD de l'IBF sont indiquées dans Gibson *et al.* (2009). Il est impossible de surveiller l'abondance des adultes dans chaque rivière de l'IBF soutenue par le programme de BGV en raison de la taille du programme et de l'étendue de la zone géographique entre les rivières de l'UD où les poissons du programme sont lâchés. Pendant la durée du programme de BGV, au moins 15 rivières soutenues par le programme n'ont pas fait l'objet d'une évaluation annuelle des saumons adultes. Actuellement, le MPO effectue une évaluation et une surveillance annuelles des saumons adultes dans deux des trois principales rivières du programme de BGV, à savoir les rivières Big Salmon et Gaspereau. Étant donné que le programme de BGV a été lancé dans les rivières Big Salmon et Gaspereau, la plupart des adultes en montaison capturés dans l'une ou l'autre de ces rivières ont fait l'objet d'un échantillonnage de tissus visant à déterminer leur origine.

## LE POINT SUR LA PONTE NÉCESSAIRE À LA CONSERVATION

### Rivière Big Salmon

Chaque année, des relevés en apnée permettent d'estimer, à l'aide de méthodes de marquage-recapture, le nombre de saumons adultes remontant la rivière Big Salmon (Gibson *et al.* 2004). Si un nombre suffisant de saumons est marqué, une estimation de l'abondance est générée (2007 et 2010) à l'aide d'un modèle bayésien d'agrégation en supposant une distribution binomiale. Si ce n'est pas le cas, on applique une valeur unique de marquage-recapture de dénombrement (0,57 selon Gibson *et al.* 2004) au plus grand nombre observé pour la saison en question. Comme la pêche à la senne n'a pas permis de capturer un bon échantillon représentatif des adultes en montaison chaque année, les estimations annuelles de l'abondance des adultes ont été divisées en petits et grands géniteurs en fonction des observations des plongeurs (le rapport entre les petits et les grands).

Depuis 2003, la première année où l'on attendait des montaisons d'adultes provenant du programme de BGV, l'abondance moyenne combinée des petits et grands saumons a été estimée à 44 poissons, allant de 11 (2013) à 118 (2011) [tableau 10; figure 15]. Les données sur les caractéristiques biologiques (sex-ratio et longueur moyenne) recueillies depuis 2000 ont

---

servi à calculer les estimations annuelles de la ponte, bien que l'on n'ait pas obtenu suffisamment d'échantillons pour chaque catégorie de taille chaque année (tableau 12). Pour les années où il y avait moins de six poissons (par groupe de taille), on a utilisé les données moyennes pour la série chronologique. Dans le cas des petits saumons, la taille minimale de l'échantillon a été prélevée 11 des 20 années et il n'y a eu aucune année au cours de laquelle on a capturé au moins six grands saumons pour les échantillonner et obtenir leurs caractéristiques biologiques (tableaux 11 et 12).

Environ 280 petits saumons et 420 grands saumons sont nécessaires pour atteindre la ponte nécessaire à la conservation de 2,2 millions d'œufs établie pour la rivière Big Salmon par Marshall et ses collaborateurs (1992). D'après la relation longueur-fécondité établie par Amiro et MacNeill (1986), et en utilisant le sex-ratio moyen et la longueur moyenne des femelles (de 2000 à 2019), les estimations de la ponte en 2019 étaient de 49 828 œufs pour les petits saumons et de 31 213 œufs pour les grands (tableau 12). Ensemble, cela représente 3,7 % de la ponte nécessaire à la conservation pour la rivière Big Salmon en 2019. Depuis 2000, les estimations annuelles de la ponte dans la rivière Big Salmon ont été inférieures à 10 % de la ponte nécessaire à la conservation 18 des 20 années évaluées et se situent en moyenne à 4,4 % sur l'ensemble de la série chronologique (figure 16). D'après la relation longueur-fécondité chez les adultes élevés en captivité (Jones *et al.* 2006) et à l'aide des données annuelles sur le sex-ratio et la longueur moyenne (femelles), les estimations de la ponte entre 2003 et 2005 pour les lâchers d'adultes issus de la BGV non ciblés variaient de 138 814 à 283 646 (tableau 13). Les estimations de la ponte de ces adultes issus de la BGV lâchés dans les eaux d'amont de la rivière Big Salmon ont plus que doublé la ponte totale estimée pendant ces années (figure 16).

## Rivière Gaspereau

On surveille les remontes d'adultes dans la rivière Gaspereau en comptant le nombre de petits et de grands saumons passant par la fosse et la passe migratoire permettant d'accéder aux eaux en amont du barrage de White Rock. Depuis 2002, les individus capturés dans le piège d'évaluation de la passe migratoire étaient retenus pour être intégrés au programme de BGV de la rivière Gaspereau ou relâchés en amont afin de leur permettre de frayer naturellement si plus de dix adultes étaient capturés. En 2019, 14 petits saumons et 8 grands saumons ont été capturés dans le piège de la passe migratoire et transportés au Centre de biodiversité de Coldbrook en vue d'une éventuelle inclusion dans le programme de BGV (tableau 17). Cependant, parmi les grands saumons en montaison capturés en 2019, il y avait huit poissons issus de la BGV qui avaient été lâchés au printemps de la même année en tant que charognards reconditionnés munis de deux types d'émetteurs acoustiques pour déterminer leur répartition et leur survie dans les eaux côtières et océaniques (tableau 17). Le nombre moyen de poissons depuis le début du programme de BGV de la rivière Gaspereau en 2005 est de huit poissons, allant de 2 à 22, et les nombres annuels récents restent parmi les plus bas de la série chronologique (tableau 17; figure 17).

La zone en amont de White Rock et en aval de Lane Mills (y compris la rivière Trout) représente 86 % de l'habitat disponible du saumon dans le réseau hydrographique de la rivière Gaspereau. La ponte nécessaire à la conservation dans ces 332 500 m<sup>2</sup> d'habitat est de 798 216 œufs (Gibson *et al.* 2009). Les estimations de l'habitat disponible et des cibles de conservation excluent l'habitat en amont de Lanes Mills, étant donné que l'entente de gestion actuelle limite le saumon à l'aval de Lanes Mills pour éviter la mortalité causée par les turbines dans les autres secteurs du bassin versant (Gibson *et al.* 2009). Gibson et ses collaborateurs (2004) ont estimé les échappées de géniteurs de 1997 à 2001. Aucun géniteur n'a été relâché en amont de White Rock de 2002 à 2005 et la ponte depuis 2006 a été estimée lorsque des remontes de poissons

---

anadromes, du stock de géniteurs multifraie « retraités » (poissons qui ne sont plus utilisés dans le programme de BGV) ou des adultes issus de la BGV non ciblés du programme de la rivière Gaspereau ont été relâchés pour se reproduire naturellement (Jones *et al.* 2020). Si elles étaient accessibles, on a utilisé les données biologiques (sexe et longueur des femelles) des différents poissons manipulés et relâchés dans le cours supérieur de la rivière pour estimer la ponte. Dans le cas des adultes issus de la BGV non ciblés, on a utilisé un sous-échantillon du nombre total de poissons relâchés. En utilisant la courbe de longueur-fécondité où le nombre d'œufs correspond à  $446,54 * e^{0,0362 * LF}$  (Cutting *et al.* 1987) pour les géniteurs anadromes et la courbe de longueur-fécondité où le nombre d'œufs correspond à  $309,8 * e^{0,045 * LF}$  pour les lâchers d'adultes issus de la BGV, on estime la ponte depuis 2006 entre 33 821 et 513 649 œufs pour les trois groupes combinés de géniteurs (figure 18). Depuis 2006, les pontes des remontes de poissons anadromes n'ont jamais dépassé 80 000 œufs, soit 10 % de la ponte nécessaire à la conservation. En 2006, 2007 et 2012, la ponte estimée des adultes issus de la BGV non ciblés relâchés en amont du barrage de White Rock était proche de la ponte nécessaire à la conservation (figure 18).

### **UD 15 – saumon atlantique de l'IBF**

Il n'y a pas eu d'évaluation complète de l'état de l'UD de saumon atlantique de l'IBF depuis 2008 (Gibson *et al.* 2009, MPO 2008b). Les estimations de l'abondance des adultes en montaison dans les rivières soutenues par la BGV dans l'UD 15 de 2013 à 2017 ont été présentées dans MPO (2020). Les auteurs ont conclu que, même en tenant compte de l'incertitude entourant les estimations annuelles de la population, l'abondance récente des saumons atlantiques adultes dans l'UD de l'IBF est toujours restée inférieure à l'estimation de 1999, soit moins de 250 adultes en montaison, malgré la contribution du programme de BGV et les efforts d'ensemencement correspondants. En outre, l'estimation de la population de 1999 comprenait principalement des poissons sauvages, tandis que les estimations actuelles (moins de 105 adultes en montaison quatre des cinq années) proviennent principalement de l'ensemencement par la BGV. Les rivières de l'IBF demeurent bien en deçà de la valeur nécessaire à la conservation en raison de la faible survie en mer (MPO 2008b, 2018, 2020, Jones *et al.* 2020) [voir la section Autres indicateurs].

### **TENDANCES DE L'ABONDANCE ET DES ÉCHAPPÉES**

Les tendances de l'abondance des adultes ont été analysées pour la population de saumon atlantique de la rivière Big Salmon à partir du total des remontes combinées de petits et de grands poissons ainsi que de la ponte totale par les géniteurs sauvages et issus de la BGV (tableau 12). À l'aide d'une méthode similaire à celle décrite dans Gibson *et al.* (2011), on a analysé les tendances de l'âge en mer et de l'origine dans les remontes et les échappées sur les trois dernières générations ou la période de 13 ans la plus récente selon un modèle log-linéaire :

$$N_t = N_0 e^{zt}$$

où  $N_0$ , la taille estimée de la population au début de la série chronologique, et  $z$ , le taux instantané de variation de l'abondance, sont des paramètres estimés. Pour une valeur donnée de  $z$ , la variation en pourcentage de la taille de la population sur un nombre d'années donné,  $t$ , est de  $(e^{z*t} - 1) * 100$ . Ce modèle a été ajusté en utilisant les moindres carrés après transformation des données à l'échelle logarithmique.

Les graphiques de l'abondance et l'ajustement log-linéaire pour les remontes totales et la ponte totale indiquent tous deux des déclin au cours des trois dernières générations ou des 13 dernières années (figures 19 et 20), avec des taux de déclin prévus de 59 % et 61 %,

---

respectivement (tableau 19). Malgré les contributions d'une moyenne de 46 géniteurs anadromes (tableau 10), ainsi que les lâchers importants de juvéniles du programme de BGV (tableau 1) qui ont entraîné une production d'environ 10 000 smolts par an entre 2006 et 2019 (tableau 4, figure 7), la rivière Big Salmon reste encore bien en deçà des niveaux de conservation et cela semble être dû à une faible survie en mer (voir la section Autres indicateurs).

Les tendances des remontes et des échappées dans la rivière Gaspereau ont été analysées à l'aide du modèle log-linéaire décrit pour la population de la rivière Big Salmon. Les deux ensembles de données analysés pour la rivière Gaspereau étaient les remontes totales (petits et grands saumons combinés) et la ponte totale des géniteurs sauvages et issus de la BGV (tableau 9). Les tracés de l'abondance et l'ajustement du modèle log-linéaire pour les remontes totales d'adultes suggèrent une augmentation de la taille de la population dans les 10 dernières années, comme le montre la valeur négative du taux de déclin (-29,95 %) [tableau 19; figure 21]. Le taux de déclin prédit par le modèle log-linéaire sur les 10 dernières années pour l'échappée de géniteurs était de 43,73 % (tableau 19). Cependant, les intervalles de confiance de cet ajustement du modèle comprennent une valeur négative, dénotant que la régression n'est pas importante et qu'il est possible qu'il y ait eu un changement nul, voire une augmentation de la ponte dans les 10 dernières années (figure 22). Cela est probablement dû à l'estimation relativement plus élevée de la ponte en 2012, plus de 95 % des œufs de cette année-là provenant d'adultes issus de la BGV (figure 18), en supposant qu'ils ont réussi à se reproduire. Il est également important de considérer que les remontes de saumons anadromes de la rivière Gaspereau sont probablement influencées par les barrages hydroélectriques installés tout au long de la rivière, qui modifient diverses conditions hydrologiques (par exemple, débit, niveau et température de l'eau), surtout en aval de White Rock.

## **ZONE D'OCCUPATION**

Le Programme de rétablissement du saumon atlantique (*Salmo salar*), populations de l'intérieur de la baie de Fundy (MPO 2010) désigne dix rivières contenant des populations indigènes résiduelles essentielles à la survie du saumon de l'IBF : Big Salmon, Upper Salmon, Point Wolfe, Economy, Portapique, Great Village, Folly, Debert, Stewiacke et Gaspereau. Sur ces 10 rivières essentielles, seule la rivière Portapique n'est pasensemencée par le programme de BGV. Depuis 2010, des saumons atlantiques juvéniles et adultes ont été lâchés dans au moins 15 rivières soutenues par la BGV (tableaux A1 et A2).

Les premiers relevés à grande échelle par pêche à l'électricité des saumons atlantiques juvéniles dans les rivières de l'IBF ont été effectués en 2000, 2002 et 2003 (Gibson *et al.* 2003a, 2004). Selon ces auteurs, même si les densités augmentaient (tout en restant faibles) dans les rivières soutenues par la BGV, les disparitions dans certaines rivières non soutenues par la BGV se sont poursuivies. Les relevés actualisés par pêche à l'électricité des juvéniles de l'IBF en 2013 et 2014 cherchaient à traiter certains objectifs de l'examen du programme de BGV et sa contribution au rétablissement de la population de saumon de l'IBF (MPO 2018). Le relevé dirigé par pêche à l'électricité dans la rivière Stewiacke (2013) et le relevé à grande échelle par pêche à l'électricité dans l'IBF (2014) avaient été conçus pour évaluer l'état récent de l'abondance des juvéniles et pour étudier la montaison et le succès de la reproduction des géniteurs anadromes dans les rivières visées par la BGV (Stewiacke en 2013 et Salmon [Colchester] en 2014) et, surtout, dans celles non mises en valeur actuellement (33 rivières dans l'IBF).

Au total, le relevé par pêche à l'électricité dans la rivière Stewiacke en 2013 a porté sur 40 emplacements, dont 11 sites de référence historiques qui avaient déjà été échantillonnés pour surveiller les tendances de l'abondance des juvéniles. En tout, 402 juvéniles ont été

---

collectés et leurs tissus ont été échantillonnés. L'analyse génétique des juvéniles capturés a permis de détecter la présence estimée de seulement deux génitrices « inconnues » (sauvages ou non génotypées issues de la BGV) dans l'attribution de la parenté. Un résumé et une analyse détaillés des résultats sont présentés dans les annexes 9 et 10, les figures 32 et 33 et les tableaux 28 à 30 de Jones *et al.* (2020).

Le relevé à grande échelle par pêche à l'électricité de 2014 a échantillonné un total de 34 rivières et 85 sites composés d'habitats principaux du saumon accessibles. Des saumons juvéniles n'ont été détectés que dans sept rivières (fourchette : 1 à 31 saumons capturés par rivière, un à six sites relevés par rivière). Des saumons juvéniles étaient présents, et en faibles densités, dans seulement cinq rivières non soutenues par la BGV : quatre rivières du Nouveau-Brunswick (les rivières Irish, Mosher, Black et Mispic) et la rivière Portapique en Nouvelle-Écosse. L'analyse génétique des saumons capturés dans la partie nord de la baie de Chignectou, dans l'IBF, à proximité du fleuve Saint-Jean (UD de l'extérieur de la baie de Fundy), a indiqué que ces poissons ne sont probablement pas originaires de l'IBF (O'Reilly *et al.* 2019, Jones *et al.* 2020).

Si l'on considère la répartition des saumons issus de la BGV au cours des 10 dernières années et les résultats des relevés dirigés et à grande échelle par pêche à l'électricité de 2013 et 2014, la répartition en eau douce de la population de saumon de l'IBF restante est probablement limitée à 20 rivières (15 soutenues par la BGV, cinq non soutenues par la BGV), avec une contribution minimale ou inexistante de géniteurs réellement sauvages.

L'étendue de l'occupation et de l'occurrence en milieu marin comprend au moins la baie de Fundy et les eaux océaniques périphériques (COSEPAC 2006). Le MPO (2013) a proposé d'inclure dans l'habitat estuarien et marin important du saumon de l'IBF les eaux à marée de 19 rivières à saumon de la baie de Fundy ainsi que l'ensemble de la baie de Fundy jusqu'au nord du golfe du Maine et à la frontière canado-américaine vers l'extérieur, et jusqu'à la latitude 43° 46' 51 vers le sud.

## CONSIDÉRATIONS LIÉES À L'HABITAT

### PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES

#### Milieu dulcicole

L'utilisation de l'habitat dulcicole par le saumon atlantique a fait l'objet d'études approfondies (par exemple, Bjornn et Reiser 1991, Gibson 1993, Bardonnnet et Bagliniere 2000, Armstrong *et al.* 2003, Rosenfeld 2003, Amiro 2006, Bowlby *et al.* 2014, Marshall *et al.* 2014). Le saumon a besoin de plusieurs habitats différents pour accomplir son cycle biologique, car ses besoins en matière d'habitat changent lorsqu'il arrive à maturité. La connectivité entre les types d'habitat est un déterminant important de sa croissance, de sa survie et du succès de sa reproduction tout au long de sa vie. Gibson (1993) a défini trois grands types d'habitats dulcicoles :

1. l'habitat d'alimentation,
2. l'habitat d'hiver et
3. l'habitat de fraie.

Armstrong et ses collaborateurs (2003) ont ensuite séparé les besoins en matière d'habitat des premiers stades biologiques en habitats d'alevinage et de croissance, et ont déterminé les habitats utilisés pendant la montaison. La qualité de l'habitat peut être influencée par :

1. les températures saisonnières,

- 
2. le débit du cours d'eau,
  3. la chimie de l'eau (par exemple, le pH, les niveaux de nutriments, la concentration en oxygène),
  4. la turbidité,
  5. l'abondance d'invertébrés et
  6. les perturbations physiques (par exemple, les retenues d'eau, la déforestation), ainsi que par de nombreux autres facteurs (Gibson 1993, Armstrong *et al.* 2003).

Les préférences et besoins en matière d'habitat du saumon de l'IBF, présumées communes à tous les types d'habitats dulcicoles (température, gradient, etc.), ont été abordées dans Amiro *et al.* (2008a) et dans MPO (2008b). La section 2.5 du programme de rétablissement désigne, dans la mesure du possible, l'habitat essentiel du saumon de l'IBF (MPO 2010). En vertu de l'article 2 de la LEP, l'habitat essentiel s'entend de « l'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce ». Les rivières Gaspereau, Stewiacke, Debert, Folly, Great Village, Portapique, Economy, Upper Salmon, Point Wolfe et Big Salmon contiennent un habitat essentiel dulcicole pour le saumon de l'IBF. L'habitat essentiel dulcicole est constitué de radiers, de rapides sur haut-fond et de fosses de repos ou d'attente situés en aval d'obstacles naturels complets (chutes d'eau) dans ces 10 rivières (et leurs affluents). Le programme de rétablissement (MPO 2010) contient également des données détaillées sur cet habitat essentiel désigné, notamment son emplacement géographique et ses fonctions, caractéristiques et paramètres biophysiques.

### **Milieux estuarien et marin**

On connaît moins bien les besoins en matière d'habitat marin du saumon de l'IBF que ceux associés à l'habitat dulcicole. Le manque d'information est en partie dû aux défis que posent la collecte de données et le suivi des saumons pendant leur migration en mer. Néanmoins, le MPO (2006a) a passé en revue les études conventionnelles des post-smolts et, dans une moindre mesure, des saumons adultes, par marquage (Jessop 1976, Amiro et Jefferson 1996, Amiro *et al.* 2003) et télémétrie acoustique (Lacroix *et al.* 2005) qui montrent qu'il existe un ensemble de preuves indiquant que certaines zones sont utilisées depuis longtemps par certains stades biologiques et que les saumons de l'IBF se déplacent dans la majeure partie de la baie de Fundy pendant leur phase marine (MPO 2008b). Les relevés au chalut et la surveillance des smolts marqués acoustiquement, sauvages et d'écloserie, fournissent des preuves directes que certains post-smolts originaires de l'IBF utilisent l'habitat de la baie de Fundy et du nord du golfe du Maine de mai à octobre (Lacroix et Knox 2005, Lacroix *et al.* 2005, Lacroix 2008, 2013a). Cependant, on a démontré qu'une certaine proportion de smolts originaires de la rivière Big Salmon et munis d'un dispositif à ultrason quittaient la baie de Fundy tôt et rapidement sans revenir, un comportement similaire observé chez les post-smolts originaires de l'extérieur de la baie de Fundy, considérés comme des migrants lointains (Lacroix 2013a). Hubley et ses collaborateurs (2008), d'après les motifs des stries d'accroissement des écailles des post-smolts, ont déterminé que tous les poissons de la rivière Big Salmon échantillonnés entre 1999 et 2005 présentaient des stries d'accroissement plus larges similaires à celles des populations de saumons à migration lointaine de l'UD 14 (hautes terres du Sud) de la Nouvelle-Écosse.

Selon le MPO (2013), les fonctions importantes des habitats marin et estuarien pour tous les stades du cycle biologique du saumon de l'IBF (smolts, post-smolts, adultes matures et charognards) sont la migration, l'alimentation et la halte migratoire. Les caractéristiques

---

importantes déterminées sont les couloirs de migration, les fosses de rétention dans les estuaires, les eaux de surface, les remontées d'eau et la disponibilité de la nourriture. Les paramètres importants de ces caractéristiques comprennent la température, la salinité, le débit d'eau, la profondeur/le volume, les espèces fourragères et l'abondance des prédateurs. Marshall (2014) a examiné plus en détail ces fonctions, caractéristiques et attributs des habitats marin et estuarien dans l'IBF.

L'habitat d'hiver de tous les stades et les habitats d'été des résidents côtiers, des post-smolts migrants lointains et des adultes en cours de maturation provenant de l'IBF restent largement non documentés. Cependant, les trajectoires migratoires des charognards de l'IBF marqués avec des étiquettes satellites d'archivage détachables d'une durée de quatre et six mois ont révélé leurs habitats d'automne-hiver et de printemps et, par corollaire, reproduisaient peut-être celles des post-smolts et des adultes en cours de maturation d'origine similaire (Lacroix 2013b, 2014).

## ÉTENDUE SPATIALE ET CONTRAINTES

### Milieu dulcicole

Les habitats dulcicoles utilisés par le saumon atlantique de l'UD de l'IBF s'étendent dans le sud-est du Nouveau-Brunswick et le centre-nord de la Nouvelle-Écosse (figure 1) et comprennent toutes les rivières (50 rivières nommées; MPO 2010) se déversant dans l'UD, de la rivière Mispéc (première rivière au nord-est du fleuve Saint-Jean au Nouveau-Brunswick) à la rivière Pereaux (première rivière au nord-est de la rivière Annapolis en Nouvelle-Écosse) [figure 2]. Les données sur les prises de la pêche récréative depuis 1970 et les relevés historiques par pêche à l'électricité indiquent qu'au moins 32 rivières de l'IBF abritaient des populations autonomes de saumon (Amiro 2003, COSEPAC 2006). Dix autres rivières et ruisseaux sont considérés comme ayant produit des saumons, au moins de manière intermittente, autrefois (Équipe nationale de rétablissement 2002, COSEPAC 2006) : la rivière Avon en Nouvelle-Écosse et neuf réseaux hydrographiques au Nouveau-Brunswick (les rivières Memramcook, Weldon, Goose, Quiddy, Little Salmon, Tynemouth/Bains Brook, Gardner, Emmerson et Mispéc).

Dans un bassin versant donné, les frayères, les fosses de rétention des adultes, ainsi que les habitats d'alevinage des juvéniles, sont répartis dans tout le réseau, la qualité de l'habitat variant sous l'effet de facteurs tels que le débit du cours d'eau, le type de substrat, la température et la disponibilité de la nourriture (voir les détails dans Bowlby *et al.* 2014), qui peuvent tous être influencés par les activités anthropiques. Le gradient d'un cours d'eau est un paramètre de l'habitat connu pour influencer les caractéristiques de l'écoulement de l'eau, la morphologie du chenal, les processus de tri des sédiments et la quantité d'énergie nécessaire pour occuper un habitat (Gibson *et al.* 2008). Les gradients supérieurs à 0,12 % et inférieurs à 25 % sont considérés comme un habitat productif pour le saumon (Amiro 1993, O'Connell *et al.* 1997). D'après les données de télédétection accessibles sur l'habitat (gradient, largeur du cours d'eau et distance de l'embouchure mesurée à partir de cartes orthophotographiques et de photographies aériennes), on a estimé que la capacité de production de l'habitat dans 22 rivières de l'IBF est supérieure à 9 000 000 m<sup>2</sup> (Amiro 1993, Amiro *et al.* 2003). Sur les 22 rivières de l'IBF pour lesquelles des mesures de l'habitat sont accessibles, quatre présentent moins de 1 000 unités d'habitat (100 m<sup>2</sup>) dans les catégories de gradient supérieures à 0,12 % et inférieures à 5 % et 12 rivières présentent plus de 3 000 unités d'habitat (Amiro *et al.* 2003).

Les contraintes spatiales sur l'habitat dulcicole dans l'UD de saumon atlantique de l'IBF sont des facteurs liés aux activités humaines telles que la foresterie, l'agriculture, le développement routier et les obstacles (barrages, digues et chaussées) [Amiro *et al.* 2008a]. Des obstacles

---

existent sur au moins 25 rivières principales dans la baie de Fundy et ont causé ou sont présumés avoir causé de nombreux effets écologiques sur les rivières et leurs estuaires (Wells 1999). La construction de la chaussée surélevée sur la rivière Petitcodiac en 1968 (dont les vannes à Moncton, au Nouveau-Brunswick, sont ouvertes depuis le printemps 2010) a largement obstrué le passage des saumons adultes et des smolts et on estime qu'elle a réduit la production totale de saumons de l'IBF d'au moins 20 % (Équipe nationale de rétablissement 2002, Locke *et al.* 2003). À son tour, cette baisse de la production peut avoir influencé la persistance de l'ensemble de la population de l'IBF, en particulier si l'errance et le mélange de saumons sauvages entre les rivières sont importants pour la viabilité de la population (COSEPAC 2006, Fraser *et al.* 2007 et les références qu'il contient).

Les sources anthropiques de dégradation de l'eau douce ont certainement eu un impact sur l'accès aux frayères et aux zones de croissance et ont réduit la capacité de production de saumon de l'IBF depuis plus d'un siècle, mais le moment de leur occurrence ne correspond pas au taux de déclin supérieur à 95-99 % pour cette population dans les 30 dernières années (Gibson et Amiro 2003, Gibson *et al.* 2003c). Dans une étude de cas sur l'habitat essentiel du saumon atlantique de l'IBF, Trzcinski et ses collaborateurs (2004) ont conclu que la viabilité de la population et, plus précisément, son rétablissement jusqu'aux limites de conservation ne pourraient pas être atteints de façon réaliste en augmentant la quantité ou la qualité de l'habitat dulcicole dans les conditions actuelles de survie en mer. Ils ont noté que la présence de saumons dans les rivières soutenues par la BGV indique que ces rivières contiennent un habitat capable d'accueillir des saumons au moins du stade d'alevin à celui de smolt. En d'autres termes, l'habitat dulcicole ne limite pas le rétablissement à l'heure actuelle (Amiro *et al.* 2008a). On considère donc que les habitats dulcicoles des 10 rivières qui contiennent des populations indigènes résiduelles et contribuent au programme de BGV sont essentiels au rétablissement. L'annexe IVa du programme de rétablissement (2010) donne une vue détaillée des limites de l'habitat essentiel pour ces 10 bassins versants.

### **Milieux estuarien et marin**

Conformément à l'examen du MPO (2013) et de Marshall (2014), les meilleures sources d'information accessibles sur la répartition en milieu estuarien et marin de la population de saumon atlantique dans l'UD 15 permettent de conclure que les saumons de l'IBF de tous les stades biologiques migrent dans la baie de Fundy et le nord du golfe du Maine (y compris la migration dans les estuaires des rivières natales), et qu'une partie d'entre eux y établit une résidence de mai à octobre (au moins). Comparativement à d'autres populations de saumon atlantique de la région des Maritimes, y compris l'UD voisine de l'extérieur de la baie de Fundy, un nombre relativement faible de recaptures de saumons marqués de l'IBF sont venus de zones océaniques plus éloignées (Ritter 1989, Amiro 2003, CIEM 2007). Tous les post-smolts de l'IBF utilisent une partie de la baie de Fundy et du golfe du Maine pour migrer vers l'habitat d'alevinage et, certaines années, la majorité des post-smolts restent dans la baie pendant toute la saison de croissance estivale (MPO 2013, Marshall 2014). On sait que tous les adultes en montaison et, dans une certaine mesure, les charognards après la fraie, utilisent les habitats côtiers près de leur rivière natale pendant une partie de l'année comme couloir migratoire pour accéder à l'habitat de fraie (Amiro 2003) et ensuite, comme possible habitat de reconditionnement (Lacroix 2013b). Cependant, les données sur les dibermarins (par exemple, de la rivière Gaspereau) sont limitées, tout comme les données sur la période entre novembre et avril pour tous les stades biologiques (Marshall *et al.* 2014). Il est donc probable que d'autres habitats importants pour une composante migratoire lointaine du saumon de l'IBF, ainsi que des habitats d'hiver, ne sont pas limités aux zones côtières de la baie de Fundy et du golfe du Maine (MPO 2013).

---

D'après un simple composite de preuves directes et indirectes de l'occupation, Marshall (2014) a postulé que l'habitat important pour tous les stades biologiques du saumon atlantique de l'IBF est constitué des eaux à marée de ses rivières de « l'intérieur de la baie » et de l'ensemble de l'IBF jusqu'au nord du golfe du Maine. L'habitat estuarien du saumon atlantique de l'IBF (en particulier les eaux à marée des rivières natales) est relativement facile à définir; cependant, comme on pouvait s'y attendre, de nombreux habitats marins de la baie de Fundy et leur utilisation par les différents stades biologiques sont vastes, se chevauchent et sont donc difficiles à définir géospaialement, en particulier lorsque la plupart des données sur l'occupation ne sont pas continues. À partir d'une approche fondée sur la zone de délimitation, les habitats estuarien et marin importants du saumon atlantique de l'IBF sont proposés comme suit : les eaux à marée de 19 rivières à saumon de l'IBF et l'ensemble de l'IBF jusqu'au nord du golfe du Maine et à la frontière entre les États-Unis et le Canada, et vers le sud jusqu'à la latitude 43° 46' 51 (MPO 2013). La limite sud a été déterminée en fonction des recaptures au chalut de recherche de post-smolts sauvages originaires de la rivière Big Salmon dans la baie de Fundy et le golfe du Maine en mai et juin de 2001 à 2003 (Lacroix et Knox 2005). Les 19 rivières à saumon de l'IBF pour lesquelles les eaux à marée ont été considérées comme importantes sont les mêmes que celles indiquées comme cibles pour la répartition à long terme dans le programme de rétablissement; dix de ces rivières sont actuellement désignées comme contenant un habitat essentiel dulcicole (MPO 2010). Cette grande zone d'habitat marin et estuarien important a été subdivisée en huit zones plus petites de la baie de Fundy. D'après une évaluation sommaire de trois critères (nombre de stades du cycle biologique utilisant la zone, importance pour le stade du cycle biologique et existence d'autres habitats disponibles), les eaux à marée de 19 rivières à saumon de l'IBF (zone 1), le bassin Minas et la baie de Chignectou (zone 2) et la côte du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, de Port George à Hall's Harbour (zone 8), ont été déterminés comme les zones les plus prioritaires. Une approche inclusive de la délimitation des limites de l'habitat essentiel marin du saumon de l'IBF dans le bassin Minas et la baie de Chignectou est présentée dans MPO (2016a).

Malgré les incertitudes liées à la caractérisation de l'étendue de l'utilisation des habitats estuarien et marin dans la baie de Fundy par les différents stades du cycle biologique du saumon atlantique de l'UD de l'IBF à partir de données très limitées, les conditions de température observées en relation avec la récupération des étiquettes et les informations de détection permettent de penser que la qualité de l'habitat dans la baie de Fundy et de nord du golfe du Maine varie selon les saisons (Amiro *et al.* 2003, Lacroix 2013a). L'analyse spatiale de l'habitat marin potentiel, fondée sur les préférences thermiques du saumon et sur les températures moyennes mensuelles de la surface de la mer dérivées des données satellitaires entre 1981 et 2000, a indiqué que l'habitat convenable était limité aux îles de Fundy, à l'extérieur de la baie de Fundy et au large de la côte sud-ouest de la Nouvelle-Écosse d'août à septembre (Amiro *et al.* 2003). Le changement rapide de la température de la surface de la mer dans la baie de Fundy et le golfe du Maine en juin et juillet 2001 (ce profil de la température de la surface de la mer s'est reproduit en 2002), lorsque les saumons atlantiques au stade de post-smolt migraient et résidaient dans la région, a considérablement réduit la zone d'habitat contenant les eaux froides convenant au saumon (température de la surface de la mer inférieure à 15 °C), qui s'est trouvée limitée à quelques poches où l'on a observé les post-smolts résidents pendant l'été (Lacroix 2013a). La disponibilité de l'habitat marin côtier est également limitée de février à avril, lorsque les températures moyennes de la surface de la mer se situent à l'extrémité inférieure de la plage de températures (Amiro *et al.* 2003, Marshall 2014). Les résultats du marquage avec des étiquettes satellites d'archivage détachables de la population de l'IBF indiquent que les poissons évitent les habitats marins où la température de la surface de la mer est supérieure à 15 °C au printemps et en été et la couche de surface très froide en automne et en hiver, ce dont on peut déduire des contraintes saisonnières liées à la

---

température de l'eau (Lacroix 2013b). Néanmoins, la température n'est qu'une composante de l'habitat marin et un certain nombre de menaces qui influencent les conditions du milieu marin peuvent être des facteurs contribuant au déclin continu de la population de saumon de l'IBF (MPO 2006a, Amiro *et al.* 2008a).

## **MENACES**

Depuis la précédente évaluation de la situation par le COSEPAC en 2010, il n'y a pas eu de nouvelle évaluation du potentiel de rétablissement de l'UD de l'IBF. De ce fait, une grande partie de l'information sur les menaces qui pèsent sur elle repose sur les renseignements fournis dans Amiro *et al.* (2008b) et dans MPO et MRNF (2008, 2009) et est semblable à l'évaluation du COSEPAC en 2010, sauf lorsque des renseignements à jour étaient accessibles. Dans Amiro *et al.* (2008b) et dans MPO et MRNF (2008, 2009), les menaces ont été évaluées en fonction de leur ampleur et de leur gravité, mais il n'y a pas eu de détermination du niveau de préoccupation à l'époque. Par conséquent, en utilisant les cotes relatives à l'ampleur et à la gravité fournies dans Amiro *et al.* (2008b), le présent rapport a mis à jour les menaces afin d'inclure le niveau de préoccupation (tableau A3) déterminé selon la procédure uniforme indiquée dans MPO 2014.

Amiro et ses collaborateurs (2008b) concluent que l'environnement dulcicole n'entrave probablement pas actuellement le rétablissement de la population de l'IBF et que les menaces en milieu dulcicole ne pourraient devenir préoccupantes que si les menaces en milieu marin peuvent être réduites ou atténuées et la survie en mer améliorée. Dans le milieu marin, seul le changement écosystémique a reçu un niveau de préoccupation élevé. Cependant, il est possible que la gravité et l'ampleur de ces menaces aient changé depuis l'évaluation d'Amiro et ses collaborateurs (2008b).

## **DÉVELOPPEMENT RÉSIDENTIEL ET COMMERCIAL**

### **Zones résidentielles et urbaines**

Les effets de l'urbanisation sont discutés sur le plan de modification de l'hydrologie (voir la section Barrages, gestion et utilisation de l'eau).

### **Zones commerciales et industrielles**

Aucune donnée du MPO.

### **Tourisme et loisirs**

Aucune donnée du MPO.

## **AGRICULTURE ET AQUACULTURE**

### **Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois**

Bien que l'agriculture ait été définie comme une menace pour l'habitat dans les rivières de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b), l'Équipe nationale de rétablissement a conclu que l'habitat dulcicole était encore de qualité suffisante pour soutenir la population de saumon de l'IBF (MPO 2006b).

### **Élevage et élevage à grande échelle**

Aucune donnée du MPO.

---

## Aquaculture en mer et en eau douce

Le développement de la salmoniculture dans la baie de Fundy et le golfe du Maine au cours des 20 dernières années a accru la probabilité d'interactions entre les saumons sauvages et d'élevage (Amiro *et al.* 2008b). Ces interactions peuvent avoir des effets négatifs sur les populations par le biais des modifications de l'habitat, de la concurrence, de l'attraction de prédateurs, du transfert de maladies et de l'introgression génétique. L'aquaculture est pratiquée à la fois en mer et en eau douce, la première constituant probablement une menace plus importante pour la persistance de la population, car elle touche principalement les saumons plus âgés et a plus de chances d'entraîner une introgression génétique.

Dans l'environnement dulcicole, les menaces posées par l'aquaculture proviennent de la contamination et des fuitifs. La plupart des installations aquacoles utilisent un système ouvert qui détourne l'eau de la rivière ou du cours d'eau à travers des réservoirs dans l'installation et rejette les eaux usées en aval (Michael 2003). Les eaux usées sont une source de niveaux élevés en azote et en phosphore, de résidus chimiques (antibiotiques) et de matières organiques solides qui peuvent entraîner un envasement accru et une réduction de la teneur en oxygène en aval de l'installation (Michael 2003, Camargo *et al.* 2011). Des saumons peuvent également s'échapper des installations, ce qui augmente la concurrence, attire des prédateurs et facilite le transfert de maladies (Krueger et May 1991). Les effets négatifs varieraient également en fonction de la taille et de la capacité de production de l'installation, ainsi que de la taille et de la morphologie de l'environnement en aval (Bonaventure *et al.* 1997). Comme des saumons échappés d'installations en eau douce ont été observés dans d'autres UD marines (Marshall *et al.* 1999, Bowlby *et al.* 2014), il est probable que des événements similaires se produisent dans l'UD de l'IBF. Cependant, comme la grande majorité des installations en eau douce ne produisent que des saumons juvéniles, il faudrait que les événements d'évasion soient suffisamment importants avec un taux de survie élevé jusqu'à la reproduction pour provoquer de forts taux de concurrence et d'introgression génétique.

Par rapport à l'aquaculture en eau douce, l'aquaculture en mer pose probablement des menaces plus graves pour les populations, car elle est principalement pratiquée dans des parcs en filet ouverts sur l'environnement, est axée sur le grossissement jusqu'au stade des adultes capables de se reproduire et interagit avec des saumons atlantiques sauvages plus matures. Les populations de saumon atlantique très proches des sites aquacoles sont sans doute plus touchées par l'augmentation des interactions avec les sites et les fuitifs, mais même les populations éloignées peuvent être influencées par les fuitifs qui errent dans des rivières éloignées ou par les poissons sauvages qui interagissent avec les sites pendant leur migration.

Il a été démontré que les saumons de l'IBF au stade de post-smolt migrent à proximité de sites aquacoles situés près des rives est et sud de Grand Manan; toutefois, les individus recapturés étaient exempts de maladies et de parasites (Lacroix et Knox 2005). Dans la rivière Magaguadavic, dans l'extérieur de la baie de Fundy, on a détecté l'anémie infectieuse du saumon chez quatre fuitifs et un saumon sauvage remontant la rivière en 1999 (Carr et Whoriskey 2002); cependant, il n'existe pas de preuves solides des effets des maladies et des parasites sur la population de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b). La présence de prédateurs autour des parcs en filet des exploitations aquacoles a été suggérée (Lacroix *et al.* 2004, Lacroix 2013a) et la prédation sur les post-smolts et les géniteurs pourrait limiter ou déstabiliser la population de l'IBF (Amiro 1998, Lacroix 2014). Toutefois, la baie de Fundy abrite de nombreux prédateurs et les données sont insuffisantes pour déterminer l'impact de la prédation dans l'habitat côtier sur la persistance et le rétablissement (Amiro *et al.* 2008b, Lacroix 2014).

Pendant le développement de l'industrie aquacole dans la baie de Fundy, la population de l'IBF était en déclin (Amiro 1998, Chang 1998) et l'on craint que l'introgression génétique ait pu avoir

---

un impact sur les saumons sauvages (Amiro *et al.* 2008b). Dans la rivière Upper Salmon, dans l'IBF, les évaluations génétiques ont indiqué que 10 % des juvéniles présentaient des marqueurs compatibles avec une ascendance européenne (P.T. O'Reilly, MPO, communication personnelle) et si l'on considère qu'environ 10 % des stocks d'élevage de la baie de Fundy sont d'ascendance européenne, cette constatation suggère qu'une proportion beaucoup plus importante de poissons sauvages pourrait être, au moins partiellement, des descendants de fugitifs de l'aquaculture (Amiro *et al.* 2008b). L'ampleur des effets demeure néanmoins indéterminée (Amiro *et al.* 2008b).

Plus récemment, il existe des preuves génétiques que des saumons d'élevage européens ou des saumons d'élevage hybrides européens/nord-américains se sont reproduits avec succès dans de nombreuses rivières de l'IBF (rivières Big Salmon, Upper Salmon, Gaspereau et Stewiacke) et, dans de nombreux cas, se sont reproduits avec des saumons atlantiques de l'IBF (MPO 2018). Les taux de détection des allèles chez les smolts dévalant la rivière Big Salmon montrent qu'entre 10 et 25 % de ceux produits en rivière peuvent présenter un certain niveau d'ascendance de poissons d'élevage européens (MPO 2018). L'occurrence et la fréquence du saumon d'élevage européen semblent également plus élevées dans la baie de Chignectou que dans le bassin Minas (MPO 2018).

Actuellement, il n'y a pas de sites de salmoniculture marine dans l'UD de l'IBF, mais l'aquaculture est importante dans les UD environnantes. Au Nouveau-Brunswick, les activités d'élevage de saumon atlantique se déroulent en grande majorité dans la partie sud-ouest de l'UD de l'extérieur de la baie de Fundy. La production annuelle moyenne de saumon d'élevage dans la province entre 2015 et 2019 était de 24 988 tonnes et on compte actuellement 93 sites actifs. Comparativement au Nouveau-Brunswick, la production aquacole de saumon atlantique de la Nouvelle-Écosse est beaucoup plus limitée, avec une production annuelle moyenne (2015 à 2019) de 7 589 tonnes, la majorité des sites se trouvant sur les côtes ouest et sud-ouest. Entre 2010 et 2019, on a estimé que plus de 225 000 et 44 saumons atlantiques d'élevage se sont échappés de parcs en filet d'exploitations aquacoles situées dans les UD de l'extérieur de la baie de Fundy et des hautes terres du Sud, respectivement. Du fait de la proximité de sites aquacoles du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse, une menace importante subsiste donc pour l'UD de l'IBF.

## **PRODUCTION D'ÉNERGIE ET EXPLOITATION MINIÈRE**

### **Exploitation de mines et de carrières**

L'exploitation minière a été définie comme une menace pour la qualité de l'habitat dans les rivières de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b), mais l'Équipe nationale de rétablissement a conclu que l'habitat dulcicole n'était pas limitatif pour la population de saumon de l'IBF (MPO 2006b).

### **Corridors de transport et de service**

Aucune donnée du MPO.

### **Routes et chemins de fer**

Aucune donnée du MPO.

### **Lignes de services publics**

Aucune donnée du MPO.

---

## **Transport par eau**

On pense que le trafic maritime et le bruit qu'il cause provoquent un comportement d'évitement chez le saumon atlantique et d'autres espèces (MPO et MRNF 2009) et peuvent donc modifier l'habitat côtier dans les zones où se trouvent des voies de navigation (Bowlby *et al.* 2014). L'étendue du transport maritime dans les estuaires de l'IBF est limitée et les effets de ces activités sur la population de l'IBF sont incertains (Amiro *et al.* 2008b). Cependant, le trafic est plus intense le long de la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick jusqu'à la côte sud de Terre-Neuve (Bowlby *et al.* 2014). Comme ce trafic se concentre dans les environnements côtiers, probablement dans les couloirs de migration en milieu marin de l'IBF, des effets négatifs sont possibles.

## **UTILISATION DES RESSOURCES BIOLOGIQUES**

### **Exploitation forestière et coupe du bois**

Bien que la foresterie ait été définie comme une menace pour la qualité de l'habitat dans les rivières de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b), l'Équipe nationale de rétablissement a déterminé que le milieu dulcicole n'était pas limitatif pour la population de saumon de l'IBF (MPO 2006b).

### **Pêche et récolte de ressources aquatiques**

Les pêches peuvent influencer les populations soit par le prélèvement direct d'individus, soit en causant un stress aux individus, qui se traduit par une baisse de l'efficacité de la reproduction. Comme la population de l'IBF reste peu abondante, le prélèvement d'individus peut limiter sa persistance et son rétablissement.

#### **Pêche autochtone et de subsistance des résidents du Labrador**

Trois groupes autochtones participent à la pêche de subsistance au Labrador. Cette pêche est pratiquée dans les estuaires et les baies côtières à l'aide de filets maillants (CIEM 2011) et la majorité des prises de toutes les pêches autochtones ont lieu au Labrador (Bowlby *et al.* 2014). On pense que le taux de déclaration pour cette pêche est supérieur à 85 % (MPO et MRNF 2009). Depuis 2010, la récolte a varié de 52,5 à 70,4 tonnes, avec 54 tonnes en 2019 (CIEM 2020). On estime que 95 % de cette récolte provient des eaux du Labrador et, étant donné que la pêche se déroule principalement dans les estuaires des rivières locales (CIEM 2011), elle devrait avoir peu d'effet sur la population de l'IBF.

Les habitants du Labrador participent également à la pêche de subsistance. La réglementation autorise la capture d'un petit nombre de grands saumons pluribermarins, qui pourraient provenir de la population de l'IBF. Depuis 2010, la récolte a diminué de 2,3 à 1,6 tonne, et elle était constituée à 47 % de grands saumons en 2019 (CIEM 2020). Comme cette pêche est également pratiquée dans les eaux du Labrador, son impact sur la population de l'IBF est faible.

#### **Pêches internationales**

La France pratique une pêche limitée au filet maillant au large de l'île de Saint-Pierre-et-Miquelon, sur la côte sud-ouest de Terre-Neuve et en 2010, 9 et 57 permis professionnels et récréatifs, respectivement, ont été délivrés (Bowlby *et al.* 2014). Les permis récréatifs autorisent l'utilisation d'un filet maillant de 180 m et les permis professionnels autorisent l'utilisation de 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 déclaré (CIEM 2011). Les analyses génétiques montrent que cette pêche est constituée à 98 % de poissons d'origine canadienne (Bowlby *et al.* 2014) et, compte tenu de son emplacement, il est possible qu'elle prélève des saumons atlantiques pluribermarins de l'IBF. Plus récemment, le nombre de permis

---

professionnels délivrés est similaire à celui de 2010, avec sept permis émis en 2019, cependant, le nombre de permis récréatifs a régulièrement augmenté pour atteindre 80 en 2019 (CIEM 2020). Depuis 2011, la récolte la plus importante a eu lieu en 2013 à 5,3 tonnes, mais elle a depuis chuté à 1,3 tonne en 2019 (CIEM 2020). En 2017, 2018 et 2019, on a estimé que 0,2 %, 0,3 % et 0 %, respectivement, des grands saumons pêchés provenaient de la population de l'IBF (CIEM 2019, CIEM 2020), mais les intervalles de confiance de ces estimations allaient jusqu'à 0 % pour toutes les années.

La pêche du Groenland récolte principalement des saumons pluribermarins (Bowlby *et al.* 2014). Les prises effectuées par filet maillant, par filet dérivant et à la ligne se chiffraient à 38 tonnes à l'ouest du Groenland et à 2 tonnes à l'est en 2010, marquant une augmentation de 53 % par rapport à 2009 (CIEM 2011, Bowlby *et al.* 2014). On estime que 80 % des poissons prélevés dans cette pêche sont d'origine nord-américaine (CIEM 2011). De 2012 à 2014, on a décidé d'autoriser les débarquements destinés aux conserveries avec un quota de 30 à 35 tonnes qui ne comprenait pas les prises commerciales ou privées (CIEM 2019). En 2015, un quota de 45 tonnes a été fixé, incluant les prises des trois sources (CIEM 2019). Si l'on compare les sept années où les débarquements destinés aux conserveries ont été autorisés (de 2012 à 2018) aux sept années où ils étaient fixés à 0 tonne (de 2005 à 2011), la récolte totale est passée de 182 tonnes (de 2005 à 2011) à 290 tonnes (de 2012 à 2018), soit une augmentation de 59 %. En 2019, on a estimé qu'environ 29,8 tonnes ont été débarquées au Groenland occidental, 0 % de la récolte totale provenant de l'IBF.

### **Pêches commerciales**

Les pêches commerciales locales sont fermées depuis 1984 et ont donc peu d'effet sur la population actuelle (Amiro *et al.* 2008b).

### **Pêches récréatives**

Toutes les rivières de l'IBF ont été fermées à la pêche récréative du saumon atlantique. Les pêches récréatives représentent donc une faible menace pour la population.

### **Pêches illicites**

Il existe un nombre limité de rapports/cas de braconnage illicite de saumon atlantique dans les rivières de l'IBF; cependant, comme la population reste à des niveaux faibles, tout prélèvement pourrait avoir des effets sensibles (Amiro *et al.* 2008b).

### **Prises accessoires dans les autres pêches**

Dans les pêches commerciales locales menées dans la baie de Fundy, le saumon atlantique était autrefois capturé dans des fascines à hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus harengus*) (Jessop 1976, Lacroix *et al.* 2004); cependant, il est interdit de conserver les prises accessoires de saumon depuis 1983 (Amiro *et al.* 2008b). Lacroix et ses collaborateurs (2005) ont constaté que la répartition des post-smolts dans la baie de Fundy et le golfe du Maine chevauchait une pêche commerciale du hareng à la senne coulissante en mai et juin, mais aucune prise accessoire n'a jamais été signalée (Amiro *et al.* 2008b). Loch et ses collaborateurs (2004) ont passé en revue plus de 100 pêches autorisées dans la baie de Fundy et ont déterminé que la pêche de l'alose savoureuse (*Alosa sapidissima*), la pêche du hareng au filet maillant et certaines pêches du gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et de l'alose d'été (*Alosa aestivalis*), collectivement appelés gaspareau, et du maquereau (*Scomber scombrus*) posent des risques pour la population de l'IBF. Les pêches de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) au verveux et à la fascine, de l'éperlan au filet maillant et du gaspareau au filet-piège ont été considérées comme des menaces modérées à élevées (Loch *et al.* 2004). Plus récemment, le MPO (2016b) a examiné la menace que représentent les prises accessoires pour la population de saumon

---

atlantique de l'IBF, mais les données étaient insuffisantes pour effectuer une analyse quantitative et on a utilisé une approche qualitative. Les pêches du gaspateau, de l'alose et de l'anguille au verveux et à la fascine, ainsi que la pêche du gaspateau au filet-piège, ont toutes été indiquées comme présentant une probabilité modérée à élevée de nuire à la population de l'IBF (MPO 2016b). Contrairement aux évaluations dans Loch *et al.* (2004), on a attribué aux pêches du maquereau et de l'éperlan au filet maillant un niveau de préoccupation incertain et faible, respectivement (MPO 2016b). Cependant, le MPO (2016b) note que les données sur les prises accessoires sont insuffisantes et qu'il n'est pas possible de déterminer un niveau réel d'impact sur la population de l'IBF; le MPO réaffirme néanmoins qu'une approche de précaution est conseillée.

Dans d'autres UD marines, on craint que des pêches hauturières éloignées prélèvent des saumons (Bowlby *et al.* 2014), car les aires de répartition des smolts et des post-smolts chevauchent celles du hareng et du maquereau à certaines périodes de l'année (CIEM 2000); cependant, aucune donnée ne soutient cette hypothèse (MPO et MRNF 2009).

Le saumon atlantique est capturé comme prise accessoire dans les pêches de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), de l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), du grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), du ménomini rond (*Prosopium cylindraceum*), du touladi (*Salvelinus namaycush*) et du grand brochet (*Esox lucius*) dans la baie d'Ungava (MPO et MRNF 2009). Cependant, étant donné qu'il s'agit de pêches éloignées dont les prises accessoires seraient probablement composées de saumons pluribermarins, leur effet sur la population de l'IBF devrait être faible.

Les prises accessoires de saumon atlantique se produisent également dans la pêche à la ligne récréative, qui est pratiquée dans la plupart des rivières de l'UD et dans laquelle des prises de juvéniles, de smolts et d'adultes ont été déclarées; la remise à l'eau est toutefois obligatoire pour réduire au minimum les effets sur la population (Amiro *et al.* 2008b).

## **INTRUSIONS HUMAINES ET PERTURBATIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE**

### **Activités récréatives**

Presque tous les saumons de l'UD sont manipulés dans le cadre d'une activité scientifique selon des protocoles d'élevage et d'empoissonnement pendant le programme de BGV, mais la mortalité résultant de ces activités devrait être minime (Amiro *et al.* 2008b).

## **SYSTÈMES NATURELS ET MODIFICATIONS**

### **Incendies et lutte contre les incendies**

Aucune donnée du MPO.

### **Barrages, gestion et utilisation de l'eau**

On compte 25 obstacles sur 44 des rivières principales de la baie de Fundy (Amiro *et al.* 2008b). À l'IBF, les obstacles de type barrage-pont-chaussée les plus importants se trouvent sur les rivières Petitcodiac, Shepody, Great Village, Chiaganois et Parrsboro. Ils ont causé une variété d'effets écologiques : modification de l'écoulement dans le milieu dulcicole, réduction de la longueur de l'estuaire, modification de l'hydrodynamique, augmentation ou redistribution de la sédimentation, réduction des marais salés ouverts, diminution du transfert de nutriments, interférence avec les déplacements des poissons anadromes et modification de l'habitat d'alevinage (Wells 1999, MPO 2007). Différentes sources (McCallum 2001, Koeller 2002, Proosdij et Dobek 2005, MPO 2007) ont également inventorié et cartographié les barrières

---

intertidales dans la baie de Fundy (digue, aboiteaux, ponts-chaussées, ponts, ponceaux, barrages et quais) et localisé plus de 400 barrières intertidales ou clapets à marée plus petits. Les effets documentés de ces processus ne sont pas disponibles et restent non quantifiés (Amiro *et al.* 2008b). Cependant, on estime que le pont-chaussée de Petitcodiac a réduit la production du saumon atlantique de l'IBF d'au moins 20 % (Équipe nationale de rétablissement 2002, Locke *et al.* 2003) et a pu avoir une incidence sur la persistance de toute la population de l'IBF (Hutchings 2003). Une étude récente a donné des preuves génétiques que la migration à partir des rivières voisines était importante par le passé, que les populations dépendaient probablement de l'immigration à partir des rivières proches et que l'obstruction dans la rivière Petitcodiac était un facteur important du déclin de l'espèce dans les rivières voisines (Fraser *et al.* 2007). Si l'UD de l'IBF a effectivement une structure de méta-population, la reconstitution d'une population source importante pourrait être bénéfique au rétablissement et à la viabilité de l'UD (Amiro *et al.* 2008b). Toutefois, en 2010, les vannes du pont-chaussée Petitcodiac ont été ouvertes et ont permis de résoudre les problèmes de passage du poisson (MPO 2018).

Une mortalité plus directe peut se produire lorsque le saumon atlantique traverse les turbines des barrages hydroélectriques ou migre par-dessus les déversoirs des barrages. La mortalité associée à ces types d'installations est très variable et dépend de la conception de l'installation et des mesures d'atténuation prises pour le passage du poisson (Amiro *et al.* 2008b). Récemment, une étude par télémétrie acoustique dans la rivière Gaspereau a analysé la survie du saumon atlantique à travers un barrage hydroélectrique à partir des smolts lâchés en amont du barrage qui ont migré en aval en empruntant des dérivation, un déversoir ou à travers les turbines du barrage par rapport aux smolts lâchés immédiatement en aval du barrage. Les résultats préliminaires montrent que, bien que la survie cumulée (depuis le lâcher jusqu'à la baie) des smolts lâchés en aval du barrage ait tendance à être légèrement supérieure à celle des smolts ayant passé à travers les turbines, par les dérivation ou par-dessus le déversoir, les intervalles de confiance sont larges et empêchent toute conclusion définitive. On pense également qu'au taux de mortalité actuel en mer, si certains de ces obstacles étaient supprimés, l'augmentation du taux de production ne serait toujours pas supérieure au taux de remplacement (Amiro *et al.* 2008b).

### **Autres modifications de l'écosystème**

Aucune donnée du MPO.

## **INTERACTIONS NÉGATIVES AVEC D'AUTRES ESPÈCES ET GÉNÉTIQUES**

### **Espèces exotiques/non indigènes envahissantes**

Aucune donnée du MPO.

### **Interactions négatives avec les espèces indigènes**

Les taux de mortalité des smolts sont élevés pendant la dévalaison et on pense que la prédation en est majoritairement responsable (LaCroix 2008, Thorstad *et al.* 2012). Les événements de prédation qui se produisent pendant les migrations peuvent avoir un impact négatif important sur la taille des populations de saumon, en particulier pour les populations en péril (Grout 2006, LaCroix 2008). Le taux de prédation sur les smolts peut varier d'une année à l'autre et d'un cours d'eau à l'autre, ainsi qu'entre différentes zones d'un même cours d'eau, la majorité des événements de mortalité intervenant souvent à la limite de marée ou dans l'estuaire (LaCroix 2008, Thorstad *et al.* 2012, Halfyard *et al.* 2013). Le bar rayé (*Morone saxatilis*) est un prédateur courant des smolts et on a observé qu'il se regroupe dans les rivières pendant la migration des smolts (Blackwell et Jaunes 1998, Daniels *et al.* 2019). Il est très

---

abondant dans l'IBF et utilise chaque année la partie tidale de la rivière Stewiacke comme habitat de fraie (Bradford *et al.* 2015). Dans cette rivière, la migration des bars rayés géniteurs et celle des smolts coïncident dans l'espace et dans le temps. Il a été démontré que la prédation par le bar rayé était responsable de 13 à 32 % de la mortalité des smolts dans la rivière Stewiacke au cours des années précédentes (Gibson *et al.* 2015). Nous utilisons ici les données provenant de nouvelles étiquettes acoustiques de prédation pour quantifier les taux de prédation des smolts dans la rivière Stewiacke sur trois ans.

L'échantillonnage de smolts a eu lieu dans le bassin versant de la rivière Stewiacke de 2017 à 2019, pendant la dévalaison annuelle qui commence à la mi-mai et se termine à la mi-juin. Les smolts ont été capturés au moyen d'un piège à vis rotatif juste en aval de la limite de marée de la rivière Stewiacke en 2017 et juste en amont de celle-ci en 2018 (figure 23). En 2019, ils ont été capturés à une barrière sur la rivière Pembroke, à environ 56 km en amont de la limite de marée, marqués et relâchés au site de capture. Cinquante smolts ont été marqués en 2017 et 2018, 56 en 2019 (total  $n = 156$ ). Seuls les smolts de plus de 12 cm de longueur à la fourche ont été choisis pour le marquage afin de ne pas dépasser le rapport recommandé entre l'étiquette et la taille (moins de 8 % pour le saumon atlantique; LaCroix *et al.* 2004). Les smolts ont été marqués avec des émetteurs acoustiques de prédation V5D-180 kHz (mesurant 12,7 mm sur 5,6 mm et pesant 0,68 g dans l'air; Innovasea Systems Inc., Bedford, Nouvelle-Écosse). Ces étiquettes sont recouvertes d'un biopolymère qui déclenche un changement d'identification de l'émetteur (d'un numéro pair au numéro impair suivant) lorsqu'il est dissous par les acides gastriques d'un prédateur, indiquant ainsi qu'un événement de prédation s'est produit.

Avant le marquage, un réseau de récepteurs acoustiques VR2W-180 kHz (Innovasea Systems Inc.) a été déployé le long de la route de migration entre le site de lâcher/marquage et l'embouchure de la rivière Shubenacadie ( $n = 16$  en 2017,  $n = 15$  en 2018,  $n = 24$  en 2019; figure 23). Des données de détection supplémentaires ont été fournies par des récepteurs additionnels (VR2W-180 kHz et HR2; Innovasea Systems Inc.) déployés dans le bassin Minas. Les étiquettes de 2017 avaient une durée de vie de la batterie estimée à 47 jours, tandis que celles de 2018 et 2019 avaient une durée de vie d'environ 24 jours du fait de la double programmation des deux types de récepteurs.

Après l'analyse des données de télémétrie, les smolts ont été classés dans l'un des trois groupes de devenir suivants : migration réussie, mortalité ou prédation. Un smolt était considéré comme un migrant réussi si la dernière détection provenait d'un récepteur à l'embouchure de la rivière Shubenacadie ou dans le bassin Minas. Un smolt était présumé mort si les détections cessaient en amont de l'embouchure de la rivière Shubenacadie. Les cas de prédation étaient déterminés par le changement d'identification de l'étiquette.

Les taux de mortalité totale des smolts étaient de 86 % en 2017, 54 % en 2018 et 37,5 % en 2019. Parmi ces mortalités, les cas de prédation représentaient au moins 55,8 % en 2017 et 66,7 % en 2018 et 2019 (tableau 20). Les taux de prédation observés ici sont supérieurs à ceux estimés dans Gibson *et al.* (2015), où la prédation des smolts dans la rivière Stewiacke par le bar rayé représentait 13 % des mortalités (7,3 % de tous les smolts) en 2008 et 32 % (27,3 % de tous les smolts) en 2011. Gibson et ses collaborateurs (2015) ont utilisé une analyse de concentration pour différencier les smolts vivants des smolts attaqués par des bars rayés en se fondant sur les différences des paramètres de déplacement entre les deux espèces. Les taux de prédation présentés ici ont été tirés d'étiquettes de prédation qui nécessitent des analyses supplémentaires pour permettre d'identifier l'espèce prédatrice potentielle. En 2017 et 2018, 79 à 89 % des événements de prédation se sont produits dans les frayères connues du bar rayé, ce qui indique que ces smolts ont probablement été consommés par des bars rayés. D'autres preuves de la prédation par le bar rayé ont été fournies par les détections après consommation

---

qui présentaient des comportements ressemblant davantage aux déplacements du bar rayé (plusieurs inversions du mouvement vers l'amont et vers l'aval) qu'à ceux des smolts. En 2019, seulement la moitié des prédatons détectées se sont produites dans les frayères du bar rayé, l'autre moitié a eu lieu en eau douce. Les prédateurs dulcicoles des smolts sont l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) et le brochet maillé (*Esox niger*), deux espèces envahissantes. Il est possible que d'autres prédatons exercées par des prédateurs aviaires ou semi-aquatiques n'aient pas été détectées, mais plutôt classées comme des mortalités en raison du retrait de l'étiquette du site d'étude.

Des changements dans la période des migrations des smolts, du bar rayé ou d'autres poissons-proies migrateurs peuvent avoir entraîné la variabilité des taux de prédation entre les années. Les fluctuations de la taille des populations de saumon ou de bar rayé peuvent également y avoir contribué. Certaines indications montrent qu'au cours des 20 dernières années, le nombre de bars rayés a augmenté dans la rivière Shubenacadie (Bradford *et al.* 2015), tandis que la population de saumon atlantique de l'IBF a diminué de plus de 90 % depuis 1970 (Gross et Robertson 2006). De plus, le stress cumulé de la chirurgie pour insérer les étiquettes et de l'entrée immédiate dans l'eau de mer et les frayères du bar rayé après la remise à l'eau peuvent expliquer les taux de mortalité plus élevés observés en 2017 et 2018 par rapport à 2019 (tableau 20), lorsque les smolts ont parcouru plus de 50 km en milieu dulcicole avant d'atteindre la limite de marée. Des études antérieures menées dans plusieurs réseaux hydrographiques ont révélé que la majorité des mortalités de smolts causées par des prédateurs piscicoles et aviaires se produisent à l'entrée dans l'eau de mer, probablement en raison du stress osmotique qui réduit le comportement anti-prédateur (Dieperink *et al.* 2002, Halfyard *et al.* 2013, Daniels *et al.* 2019).

Ces résultats prouvent que le bar rayé s'attaque aux smolts de l'IBF dans la rivière Stewiacke à des taux qui varient selon les années. La prédation par le bar rayé et d'autres prédateurs a représenté une plus grande proportion de la mortalité totale des smolts au cours des trois dernières années par rapport aux années précédentes. La prédation par le bar rayé n'était pas la seule source de mortalité des smolts pendant la dévalaison. D'autres études sont nécessaires pour examiner d'autres sources de mortalité, en particulier dans les rivières de l'IBF qui ne sont pas fortement utilisées par le bar rayé.

### **Maladies et parasites**

Les maladies à déclaration obligatoire au niveau fédéral sont déclarées chaque année pour chaque province. Entre 2015 et 2019, un total de 79 cas d'anémie infectieuse du saumon ont été signalés au Nouveau-Brunswick (toutes les souches = 55; souches de la maladie = 18), en Nouvelle-Écosse (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 est également déclarée chaque année chez d'autres espèces de poissons à nageoires (l'omble de fontaine, la truite arc-en-ciel [*Oncorhynchus mykiss*] et l'omble chevalier) et, de 2015 à 2019, 12 occurrences ont été signalées au Nouveau-Brunswick (n = 3), en Nouvelle-Écosse (n = 7) et au Québec (n = 2).

### **Matériel génétique introduit**

L'abondance de la population de l'IBF est extrêmement faible et dépend de programmes d'ensemencement. Tout l'empoissonnement se fait par un programme de BGV qui réduit la perte de diversité génétique et de valeur adaptative (Amiro *et al.* 2008b). Une analyse et un examen complets des données scientifiques associées au programme de BGV et aux activités connexes de maintien et de surveillance de la population de saumon de l'IBF, ainsi que des considérations relatives à la gestion future du programme, sont résumés dans le document du

---

MPO de 2018. O'Reilly *et al.* (2019) examine plus en détail les modifications génétiques chez le saumon de l'IBF associées aux processus de reproduction et d'élevage en captivité pendant 15 ans (pour 3 générations de saumon) des activités du programme de BGV et l'introgression possible de matériel génétique aquacole et sauvage non indigène dans les populations de l'IBF issues de la BGV. Dans l'ensemble, les populations de rivière du programme de BGV perdent une partie de la variation génétique, mais cette perte est limitée. La diversité génétique a peu changé pendant la durée du programme, allant de 0,990 à 0,995 pour les différents groupes de géniteurs au fil des années, augmentant peut-être légèrement au cours des premières années (avant 2005) et diminuant possiblement légèrement par la suite pour atteindre environ 0,992 (O'Reilly *et al.* 2019). L'objectif de conserver plus de 95 % de la diversité génétique pendant 20 générations de saumon (G20) est réaliste en suivant plusieurs voies possibles pour maintenir une grande taille de population effective dans les programmes de BGV de l'IBF, chacune demandant différents niveaux de dépenses de trois ressources clés : la capacité de génotypage, l'espace dans les écloséries et la capacité des ressources humaines (MPO 2018). En ce qui concerne l'introgression de matériel génétique aquacole et sauvage non indigène dans la population de l'IBF, les prélèvements récents de saumon de l'IBF reflètent la présence d'une ascendance européenne probablement d'origine d'élevage dans les trois populations de l'IBF issues de la BGV (MPO 2018; O'Reilly *et al.* 2019), mais avec différents degrés d'introgression. Certains gènes européens possiblement d'élevage associés à la génération fondatrice initiale (G0) persistent encore dans la population de la rivière Stewiacke issue de la BGV, mais des efforts sont actuellement déployés pour les détecter et les éliminer (O'Reilly *et al.* 2019). L'introgression de l'ascendance d'élevage européenne est un peu plus importante dans la population de la rivière Gaspereau (GAK) issue de la BGV, et l'élimination pourrait ne pas être possible sans une perte inacceptable de gènes indigènes de la GAK (MPO 2018). Le pourcentage global de gènes d'élevage européens dans la population de la rivière Big Salmon (BSR) issue de la BGV est probablement inférieur à 3 %, mais la prévalence d'une ascendance européenne d'élevage dans les stocks existants de géniteurs issus de la BGV dans la BSR est probablement trop importante pour une élimination sans perte significative de la variation génétique des géniteurs de la BSR (MPO 2018). En outre, l'introgression importante et continue des gènes de l'extérieur de la baie de Fundy dans le patrimoine génétique de la BSR au fil du temps est à prévoir pour plusieurs raisons et pourrait représenter un risque pour la conservation des caractéristiques génétiques de l'IBF dans la population de l'IBF issue de la BGV (MPO 2018).

## **POLLUTION ET CONTAMINANTS**

### **Eaux usées domestiques et urbaines**

La proportion de la population de l'UD touchée par les eaux usées est jugée élevée, avec plus de 30 % de la population concernée (Amiro *et al.* 2008b). Cependant, bien que certains éléments indiquent que les eaux usées altèrent la survie du saumon atlantique, ces effets sur la population de l'IBF sont incertains (Amiro *et al.* 2008b).

### **Effluents industriels et militaires**

L'activité militaire est limitée dans l'UD et la gravité de cette menace est incertaine pour la population de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b).

### **Effluents agricoles et forestiers**

Il y a de plus en plus de preuves que les contaminants chimiques ont un effet négatif sur la survie en mer du saumon atlantique (Amiro *et al.* 2008b). L'exposition des smolts au

---

4-nonylphénol (présent dans les pesticides) et à l'atrazine (un pesticide couramment utilisé dans les herbicides) provoque de fortes augmentations de la mortalité des smolts lorsqu'ils sont transférés dans l'eau de mer (Moore *et al.* 2003, Waring et Moore 2004). L'agriculture existe dans de nombreux bassins versants de l'IBF, et en particulier dans les rivières Petitcodiac, Stewiacke, Salmon et Cornwallis (Amiro *et al.* 2008b). Des niveaux élevés de cuivre ont également été documentés chez des homards de la baie de Shepody, de la baie Cobequid et du bassin de Cumberland, donnant à penser que la contamination par les métaux peut également constituer une menace pour la population de l'IBF (Chou *et al.* 2000). Cependant, les études sur la contamination à l'IBF sont limitées et il n'est pas certain que les contaminants influencent la survie du saumon atlantique de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b).

### **Détritus et déchets solides**

Aucune donnée du MPO.

### **Pollution atmosphérique**

La plupart des rivières de l'UD (à l'exception de certains affluents des rivières Avon et Gaspereau) sont riches en cations basiques et ont la capacité de neutraliser l'acidification; l'acidification est considérée comme une menace faible pour la population de l'IBF (Amiro *et al.* 2008b).

### **Énergie excédentaire**

Aucune donnée du MPO.

## **PHÉNOMÈNES GÉOLOGIQUES**

### **Volcans**

Aucune donnée du MPO.

### **Tremblements de terre et tsunamis**

Aucune donnée du MPO.

### **Avalanches et glissements de terrain**

Aucune donnée du MPO.

## **CHANGEMENTS CLIMATIQUES**

### **Déplacement et altération de l'habitat**

C'est dans l'Atlantique Nord que la hausse de la température de la surface de la mer a été la plus forte parmi toutes les régions du globe. Cette hausse a entraîné une diminution de la productivité primaire (Gregg *et al.* 2003). Selon Friedland et ses collaborateurs (2003), le réchauffement de la planète pourrait être la cause du déclin actuel du saumon atlantique dans l'Atlantique Nord. Cependant, les conditions environnementales plus locales dans la baie de Fundy et le golfe du Maine permettent de penser que ces conditions n'ont probablement pas causé d'augmentation de la mortalité (Amiro *et al.* 2008b). Cependant, on ne connaît pas l'habitat d'hiver en milieu marin du saumon atlantique de l'IBF et il n'est donc pas possible de déterminer l'influence des effets environnementaux sur la population (Amiro *et al.* 2008b). Il existe des preuves d'un changement de régime de l'ensemble de l'écosystème dans l'est du

---

plateau néo-écossais, ce qui démontre un changement profond de la communauté écologique (Bowlby *et al.* 2014). On pense également qu'un changement similaire est en cours dans l'ouest du plateau néo-écossais, les petits poissons pélagiques et démersaux et les macroinvertébrés devenant des espèces dominantes à la place des grands poissons démersaux (Bowlby *et al.* 2014). Une hypothèse est que la disponibilité réduite des proies larvaires et les taux de prédation par le phoque gris pourraient limiter la population des hautes terres du Sud dans ces zones (Bowlby *et al.* 2014) et que si la population de l'IBF utilise également ces zones, des mécanismes similaires pourraient la limiter également.

### **Sécheresse**

Aucune donnée du MPO.

### **Températures extrêmes**

Aucune donnée du MPO.

### **Tempêtes et inondations**

Aucune donnée du MPO.

## **AUTRES**

### **Phénomène de dépression de consanguinité au sein de la population**

Une faible abondance de la population peut entraîner une dépression de consanguinité et l'accumulation d'allèles délétères dans la population tandis que d'autres allèles, peut-être bénéfiques, sont perdus. Pour la population de l'IBF, l'effet fondateur pourrait influencer la perte de diversité génétique (Amiro *et al.* 2008b) lorsqu'une population considérablement réduite est empoisonnée par quelques individus provenant de rivières adjacentes ou de stocks d'écloserie dont la diversité génétique est probablement moindre que celle de la population d'origine (Elliot et Reilly 2003). Plus la diminution de l'abondance est importante et plus l'abondance reste faible longtemps, plus il est probable qu'une population subira les effets de l'élevage en consanguinité (Amiro *et al.* 2008b). La population de l'IBF semble être en dessous du seuil critique où le potentiel évolutif est perdu et où la perte de diversité génétique est probablement un facteur clé du rétablissement (Amiro *et al.* 2008b). Selon Amiro et ses collaborateurs (2008b), elle pourrait aussi faire partie d'une méta-population dans laquelle les extinctions et les rétablissements locaux sont normaux. Des preuves révèlent qu'il existe trois lignées distinctes dans la baie de Fundy (bassin Minas, baie de Chignectou et extérieur de la baie de Fundy) [COSEPAC 2006], mais l'ADN mitochondrial microsatellite permet de penser qu'il pourrait également y avoir un flux génétique entre l'extérieur de la baie de Fundy et la baie de Chignectou et, compte tenu de cette structure, la méta-population pourrait ne pas être touchée avant de nombreuses années si l'IBF devait perdre une population source importante (Amiro *et al.* 2008b, Hutchings 2003).

Le programme de BGV a été examiné en 2018 (MPO 2018). Des analyses génétiques ont montré qu'environ 24 % des petits saumons remontant la rivière Big Salmon et la majorité des adultes en montaison au barrage de White Rock (rivière Gaspereau) en étaient issus (MPO 2018). De plus, si la population fondatrice de la rivière Stewiacke avait été prélevée deux ans auparavant, les niveaux de variation génétique auraient été beaucoup plus élevés, mais on note également que le nombre effectif de géniteurs de la rivière Stewiacke est probablement suffisamment important pour que la perte génétique due à la dérive génétique et les taux d'accumulation de la consanguinité ne soient pas censés être élevés (MPO 2018). Comme il est très peu probable que les remontes d'adultes dans les rivières de l'IBF puissent être

---

maintenues sans le soutien du programme de BGV (MPO 2020), ce programme est essentiel au maintien de la variation génétique si les taux de survie en mer s'améliorent à l'avenir.

D'après Amiro et ses collaborateurs (2008b), une petite taille de population peut entraîner une modification du comportement. En effet, lorsque la population compte peu d'individus, il se peut que les smolts et les post-smolts ne soient pas en mesure de se regrouper efficacement en un nombre suffisant et qu'ils subissent des taux de prédation plus élevés, mais aucune preuve ne vient étayer cette hypothèse (Amiro *et al.* 2008b).

## POPULATIONS MANIPULÉES

Il y a longtemps que l'on cherche à mettre en valeur les rivières contenant des saumons atlantiques de l'IBF en lâchant des poissons d'écloserie en vue de relever les rendements des pêches commerciales et récréatives qui génèrent généralement des avantages économiques. Les données compilées dans Gibson *et al.* (2003b) documentent le lâcher d'un peu plus de 40 millions de saumons à différents stades biologiques dans 33 rivières de l'IBF entre 1900 et 2002. La grande majorité de ces poissons ont été lâchés au stade d'alevin avant 1960. Depuis 1970, la majorité des opérations d'empoissonnement ont consisté à relâcher la descendance de stocks de géniteurs prélevés dans les rivières de l'IBF afin de reconstituer des populations dont les niveaux étaient faibles. Malgré les importants lâchers de poissons originaires de l'extérieur de l'UD de l'IBF, cette dernière a conservé une forte différenciation génétique par rapport aux UD voisines (Verspoor 2005, Jeffery *et al.* 2018), notamment les populations des rivières du bassin Minas, géographiquement isolées (King *et al.* 2001, Verspoor *et al.* 2002).

Étant donné que le saumon atlantique de l'IBF est phénotypiquement et génétiquement distinct, on s'est efforcé de prévenir la disparition imminente de cet assemblage de populations à partir de 1998-2001 (avant son inscription sur la liste de la LEP) en mettant en place le programme de BGV dans les Centres de biodiversité du MPO dans la région des Maritimes. Le programme de BGV et les efforts correspondants d'ensemencement de juvéniles et d'adultes (tel que représenté schématiquement pour la BGV de la rivière Stewiacke à la figure 6), est en vigueur depuis un peu plus de 15 ans (sur trois générations de saumon) et a récemment fait l'objet d'une analyse et d'un examen complets visant principalement à évaluer les données scientifiques associées à l'élaboration et à la modification continue du programme (MPO 2018). Il s'agit de la principale activité entreprise pour empêcher, au moins temporairement, la disparition du saumon dans cette UD (Gibson *et al.* 2009). L'objectif du programme de BGV consiste à utiliser des technologies de reproduction et d'élevage en captivité pour conserver les caractéristiques génétiques du saumon de l'IBF et maintenir la population à l'aide d'ensemencements de juvéniles et d'adultes jusqu'à ce qu'un rétablissement soit possible (MPO 2008a). Le programme comprend l'élevage en captivité de stocks de géniteurs exposés au milieu naturel, des stratégies d'accouplement sélectif fondées sur le pedigree génétique pour maximiser la variabilité génétique, le lâcher précoce de la descendance pour prolonger l'exposition à la sélection naturelle dans les rivières dulcicoles et, enfin, la collecte de juvéniles exposés au milieu naturel (tacons/smolts) pour maintenir une grande taille effective de la population pour chacune des principales populations issues de la BGV (MPO 2018).

Le Centre de biodiversité de Mactaquac s'occupe du programme de BGV de la rivière Big Salmon, tandis que le Centre de biodiversité de Coldbrook (et, avant sa fermeture en 2013, celui de Mersey) facilite le programme de BGV de la Nouvelle-Écosse avec la rivière Stewiacke et, en 1999, a ajouté le programme de la rivière Gaspereau (Gibson *et al.* 2004). Les tableaux 2 et 3 présentent respectivement les nombres préliminaires de saumons juvéniles non marqués (dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée) et marqués (dont la nageoire adipeuse a été retirée ou munis d'une étiquette) issus de la BGV lâchés dans les rivières Big Salmon et

---

Gaspereau de 2001 à 2019. Un résumé des lâchers de poissons issus de la BGV par le Centre de biodiversité de Mactaquac et en Nouvelle-Écosse (cumulés pour les Centres de biodiversité de Coldbrook et de Mersey) de 2001 à 2019 est présenté dans les annexes 1 et 2.

## **AUTRES INDICATEURS**

### **SURVIE EN MER**

#### **Rivière Big Salmon**

Les estimations de l'abondance annuelle des petits saumons de la rivière Big Salmon (tableau 14) de 2002 à 2019, combinées aux estimations de l'abondance des smolts (tableau 4) de 2001 à 2018, ont servi à déterminer les taux annuels de montaison des individus du stade de smolt à celui de petit saumon (tableau 21). En combinant les smolts et les petits saumons issus de géniteurs sauvages, les alevins provenant de la BGV et les tacons issus de la BGV, on obtient un taux moyen de montaison des individus du stade de smolt à celui de petit saumon de 0,32 %, allant de 0,05 % à 0,69 % au fil de la série chronologique (figure 24).

Le taux moyen de montaison à long terme des smolts issus de géniteurs sauvages est de 0,83 %, une valeur plus de quatre fois supérieure au taux moyen de montaison des alevins issus de la BGV (0,18 %). Le taux moyen de montaison des petits saumons des différentes origines combinées sur les trois dernières générations (0,29 %; de 2005 à 2018) n'est que légèrement inférieur à la moyenne à long terme (0,32 %; de 2001 à 2018). Cependant, pour les smolts issus de géniteurs sauvages, le taux moyen de montaison des petits saumons dans les 13 dernières années (trois générations) a diminué d'environ 33 % par rapport à celui des petits saumons sur l'ensemble de la série chronologique de 18 ans (tableau 21).

#### **Rivière Gaspereau**

Les estimations de l'abondance annuelle des smolts de la rivière Gaspereau en amont du barrage de White Rock (tableau 6) de 2007 à 2018, combinées aux remontes de petits saumons à la passe migratoire (tableau 17) de 2008 à 2019, ont servi à déterminer les taux annuels de montaison des individus du stade de smolt à celui de petit saumon (tableau 22). En combinant les smolts et les petits saumons par origine, le taux moyen de montaison des individus du stade de smolt à celui de petit saumon était de 0,23 %, variant de 0 % (année de smolts 2012) à 0,68 % (année de smolts 2018) [tableau 22; figure 25]. Avec l'ajout des remontes de grands saumons l'année suivante, la valeur moyenne passe à 0,29 %, allant de 0 % (année de smolts 2012) à 0,64 % (année de smolts 2008) [tableau 22; figure 25]. Ces taux de survie du stade de smolt à celui d'adulte doivent être considérés comme des estimations minimales, car en moyenne, plus de 59 % (efficacité des dérivations; fourchette : 13,5 % à 66,7 %; tableau 6) des smolts provenant de l'habitat situé en amont du barrage de White Rock sont exposés à la mortalité possible due aux déversoirs et aux turbines lors de leur dévalaison.

---

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Amiro, P.G. 1987. [Similarities in annual recruitment of Atlantic salmon to sport fisheries of inner Bay of Fundy rivers and stock forecasts for 1987](#). DFO Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 87/58. 17 p.
- Amiro, P.G. 1990. [Recruitment variation in Atlantic salmon stocks of the inner Bay of Fundy](#). CAFSAC Res. Doc. 90/41. 26 p.
- Amiro, P.G. 1993. Habitat measurement and population estimation of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*); pp. 81-97. In: R.J. Gibson and R.E. Cutting [ed.]. Production of Juvenile Atlantic Salmon, *Salmo salar*, in Natural Waters. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 118.
- Amiro, P.G. 1998. [An assessment of the possible impact of salmon aquaculture on inner Bay of Fundy Atlantic salmon stocks](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 98/163. 17 p.
- Amiro, P.G. 2003. Population status of inner Bay of Fundy Atlantic salmon (*Salmo salar*), to 1999. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2488. 44p + vi.
- Amiro, P.G. 2006. [A synthesis of fresh water habitat requirements for Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/017. v + 35 p.
- Amiro, P.G., Brazner, J.C. and Giorno, J.L. 2008a. [Assessment of the Recovery Potential for the Atlantic salmon Designatable Unit for the Inner Bay of Fundy: Habitat Issues](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/058. iv + 17 p.
- Amiro, P.G., Brazner, J.C. and Giorno, J.L. 2008b. [Assessment of the Recovery Potential for the Atlantic salmon Designatable Unit Inner Bay of Fundy: Threats](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/059. iv + 42 p.
- Amiro, P.G., Gibson, A.J.F. and Drinkwater, K. 2003. [Identification and exploration of some methods for designation of critical habitat for survival and recovery of inner Bay of Fundy Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/120. i + 25 p.
- Amiro, P.G. and Jefferson, E.M. 1996. [Status of Atlantic salmon in Salmon Fishing Area 22 and 23 for 1995, with emphasis on inner Bay of Fundy stocks](#). DFO Atl. Fish. Res. Doc. 96/134. 16 p. + Appendix.
- Amiro, P.G. and Jefferson, E.M. 1997. [Status of Atlantic salmon in Salmon Fishing Area 22 and 23 for 1996, with emphasis on inner Bay of Fundy stocks](#). DFO Can. Stock. Asses. Sec. Res. Doc. 97/26. 34 p.
- Amiro, P.G. and McNeill, A.J. 1986. [Status of juvenile Atlantic salmon stocks of the Stewiacke River in 1984 and 1985 and forecasts of recruits to fisheries in 1986 and 1987](#). CAFSAC Res. Doc. 86/32. 39 p. + Appendix.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. and Milner, N.J. 2003. Habitat requirements of Atlantic Salmon and Brown Trout in rivers and streams. Fish. Res. 62: 143-170.
- Bardonnat, A. and Baglinière, J.L. 2000. Freshwater habitat of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 497-506.
- Bjornn, T.C. and Reiser, D.W. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. 19: 83-138.
- Blackwell, B.F. and Jaunes, F. 1998. Predation on Atlantic salmon smolts by striped bass after dam passage. N. Am. J. Fish. Manage. 18: 936-939.

- 
- Bonaventura, R., Pedro, A.M., Coimbra, J., and Lencastre, E. 1997. Trout farm effluents: Characterization and impact on the receiving streams. *Environ. Pollut.* 95: 379-387.
- 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.
- Bradford R.G., Halfyard E.A., Hayman, T., and LeBlanc, P. 2015. [Overview of the 2013 Bay of Fundy Striped Bass Biology and General Status](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/024. iv + 36 p.
- CAFSAC (Canadian Atlantic Fisheries Scientific Advisory Committee). 1991. Definition of conservation for Atlantic Salmon. DFO Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Adv. Doc. 91/15. 4 p.
- Camargo J.A., Gonzalo, C. and Alonso, A. 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecol. Indic.* 11: 911-917.
- Carr, J.W. and Whoriskey, F. 2002. Assessment of Atlantic salmon in southwestern New Brunswick outer Bay of Fundy rivers, with emphasis on the Magaguadavic River, 1992-2001. Atlantic Salmon Federation project report prepared for the New Brunswick Environmental Trust Fund.
- Chang, B.D. 1998. [The salmon aquaculture industry in the Maritime Provinces](#). DFO Can. Stock. Assess. Sec. Res. Doc. 98/151. 23 p.
- Chou, C.L., Paon, L.A., Moffatt, J.D. and Zwicker, B. 2000. Copper contamination and cadmium, silver and zinc concentrations in the digestive glands of American lobster (*Homarus americanus*) from the inner Bay of Fundy, Atlantic Canada. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65: 470-477.
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2001. Committee on the status of endangered wildlife in Canada, Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa, ON.; 38 pp.
- COSEWIC. 2006. COSEWIC assessment and update status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar* (inner Bay of Fundy populations) in Canada. Ottawa, ON, Canada: Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. viii + 45 pp.
- COSEWIC. 2010. COSEWIC assessment and status report on the Atlantic Salmon *Salmo salar*. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa: xviii + 136 p.
- Cutting, R.E., Jefferson, E.M. and O'Neil, S.F. 1987. [Status of Atlantic Salmon of the LaHave River, Nova Scotia, in 1986 and Forecasts of Returns 1987](#). DFO Can. Atl. Fish. Sci. Adv. Comm. Res. Doc. 87/106. 18 p.
- Daniels, J., Sutton, S., Webber, D. and Carr, J. 2019. Extent of predation bias present in migration survival and timing of Atlantic salmon smolt (*Salmo salar*) as suggested by a novel acoustic tag. *Anim. Biotelemetry* 7: 16. doi.org/10.1186/s40317-019-0178-2.
- de Mestral, L.G., O'Reilly, P.T., Jones, R., Flanagan, J. and Herbinger, C.M. 2013. Preliminary assessment of the environmental and selective effects of a captive breeding and rearing programme for endangered Atlantic Salmon, *Salmo salar*. *Fish. Manag. Ecol.* 20: 70-89.
- DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2006a. Science Expert Opinion on Critical Habitat Designation for inner Bay of Fundy Atlantic salmon. DFO Mar. Reg. Exp. Opin. 2006/04.

- 
- DFO. 2006b. Draft Recovery Strategy for the Atlantic salmon (*Salmo salar*), inner Bay of Fundy populations. In Species at Risk Act Recovery Strategy Series. November 2006 Draft. Ottawa, ON, Canada. 66p.
- DFO. 2007. [Proceedings of a Workshop on the Inner Bay of Fundy Salmon Presence Assessment Tool \(SPAT\); 26 June 2006](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2007/015.
- DFO. 2009. [A Fishery Decision-Making Framework Incorporating the Precautionary Approach](#). Fisheries and Oceans Canada, Ottawa.
- DFO. 2010. Recovery Strategy for the Atlantic salmon (*Salmo salar*), inner Bay of Fundy populations [Final]. In Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Ottawa: Fisheries and Oceans Canada. xiii + 58 pp. + Appendices.
- DFO. 2019. Action Plan for the Atlantic Salmon (*Salmo salar*), inner Bay of Fundy population in Canada. Species at Risk Act Action Plan Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa. vii + 59pp.
- DFO and MRNF. 2008. Conservation Status Report, Atlantic Salmon in Atlantic Canada and Quebec: PART I – Species Information. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2861, 208 p.
- DFO and MRNF. 2009. Conservation status report, Atlantic salmon in Atlantic Canada and Quebec: PART II – Anthropogenic considerations. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2870, 175 p.
- Dieperink, C., Bak, B.D., Pedersen, L.F., Pedersen, M.I. and Pedersen, S. 2002. Predation on Atlantic salmon and sea trout during their first days as postsmolts. J. Fish Biol. 61: 848-852.
- Elliot, N.G. and Reilly, A. 2003. Likelihood of a bottleneck event in the history of the Australian population of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). Aquaculture 215: 31-44.
- Elson, P.F. 1975. Atlantic salmon rivers. Smolt production and optimal spawning requirements – an overview of natural production. Int. Atl. Sal. Found. Spec. Public. Ser. 6: 96-119.
- Flanagan, J.J., Jones, R.A. and O'Reilly, P. 2006. A summary and evaluation of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) smolt monitoring and rotary screw fish trap activities in the Big Salmon River, 2001-2005. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2646: vii + 31 p.
- Fraser, D.J., Jones, M.W., McParland, T.L. and Hutchings, J.A. 2007. Loss of historical immigration and unsuccessful rehabilitation of extirpated salmon populations. Conserv. Genet. 8: 527-546.
- Friedland, K.D., Reddin, D.G., McMenemy, J.R. and Drinkwater, K.F. 2003. Multidecadal trends in North American Atlantic salmon (*Salmo salar*) stocks and climate trends relevant to juvenile survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60: 563-583.
- Gibson, A.J.F. and Amiro, P.G. 2003. [Abundance of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\) in the Stewiacke River, NS, from 1965 to 2002](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/108. i + 38 p.
- Gibson, A.J.F., and Claytor, R.R. 2013. [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., Amiro, P.G. and Robichaud-LeBlanc, K.A. 2003a. [Densities of juvenile Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\) in inner Bay of Fundy rivers during 2000 and 2002 with reference to past abundance inferred from catch statistics and electrofishing surveys](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/121. i + 61 p.
-

- 
- Gibson A.J.F., Bowlby, H.D. and Amiro, P.G. 2008. Are wild populations ideally distributed? Variations in density-dependent habitat use by age class in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 1667-1680.
- Gibson, A.J.F., Bowlby, H.D., Bryan, J.R., and Amiro, P.G. 2008. [Population Viability Analysis of Inner Bay of Fundy Atlantic Salmon With and Without Live Gene Banking](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/057.
- Gibson, A.J.F., Bowlby, H.D., Hardie, D.C. and O'Reilly, P.T. 2011. Populations on the brink: Low abundance of Southern Upland Atlantic salmon in Nova Scotia, Canada. North Am. J. Fish. Manage. 31: 733-741.
- Gibson, A.J.F., Bryan, J. and Amiro, P. 2003b. Release of Hatchery-Reared Atlantic Salmon into Inner Bay of Fundy Rivers from 1900 to 2002. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1123. 28 p. + vi.
- Gibson A.J.F., Halfyard E.A., Bradford R.G., Stokesbury M.J.W. and Redden, A.M. 2015. Effects of predation on telemetry-based survival estimates: insights from a study on endangered Atlantic salmon smolts. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 728-741.
- Gibson, A.J.F., Jones, R.A., Amiro, P.G. and Flanagan, J.J. 2003. [Abundance of Atlantic salmon \(\*Salmo salar\*\) in the Big Salmon River, NB, from 1951 to 2002](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2003/119. i + 55 p.
- Gibson, A.J.F., Jones, R.A., O'Neil, S.F., Flanagan, J.J. and Amiro, P.G. 2004. [Summary of monitoring and live gene bank activities for inner Bay of Fundy Atlantic salmon in 2003](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/016. i + 45 p.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic Salmon in freshwater: Spawning, rearing and production. Rev. Fish Biol. Fish. 3: 39-73.
- Gregg, W.W., Conkright, M.E., Ginoux, P., O'Reilly, J.E. and Casey, N.W. 2003. Ocean primary production and climate: Global decadal changes. Geophys. Res. Lett. 30(15), 1809, doi:10.1029/2003GL016889.
- Gross, M.R. and Robertson, C.T. 2006. COSEWIC status report on the Atlantic salmon *Salmo salar* (Inner Bay of Fundy populations) in Canada, in COSEWIC assessment and status report on the Atlantic salmon *Salmo salar* (Inner Bay of Fundy populations) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-45 pp.
- Grout, D.E. 2006. Interactions between striped bass (*Morone saxatilis*) rebuilding programmes and the conservation of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and other anadromous fish species in the USA. ICES J. Mar. Sci. 63: 1346-1352.
- Halfyard, E.A., Gibson, A.J.F., Stokesbury, M.J.W., Ruzzante, D.E. and Whoriskey, F.G. 2013. Correlates of estuarine survival of Atlantic salmon postsmolts from the Southern Upland, Nova Scotia, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 452-460.
- Harvie, C., McWilliam, S., et O'Reilly, P.T. 2020. [Effets de trois générations de reproduction et d'élevage en captivité sur la survie, la croissance et d'autres caractères phénotypiques du saumon de l'Atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy](#). Secr. can. de consult. sci. Doc. de rech. 2018/042. v + 157 p.
- Hubley, P.B., Amiro, P.G., and Gibson, A.J.F. 2008. Changes in scale circulus spacings of an endangered Atlantic salmon *Salmo salar* population: evidence of a shift in marine migration? J. Fish Biol. 73: 2321-2340
-

- 
- Hutchings, J.A. 2003. Development of a population recovery strategy for inner Bay of Fundy Atlantic salmon populations in Fundy National Park. Fundy National Park of Canada, Alma, NB, Canada. 28p.
- ICES. 2000. Report of the working group on North Atlantic salmon (WGNAS). ICES Advisory Committee. ICES CM 2000/ACFM:13. 301 p.
- ICES. 2007. Report of the Workshop on the Development and Use of Historical Salmon Tagging Information from oceanic areas (WKDUHSTI), 19–22 February 2007, St. John's, Canada. ICES CM 2007/DFC:02. 64 pp.
- 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. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.4978>
- ICES. 2020. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). ICES Scientific Reports. 2:21. 358 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5973>
- Jeffery, N.W., Wringe, B.F., McBride, M.C., Hamilton, L.C., Stanley, R.R.E., Bernatchez, L. and Bradbury, I.R. 2018. Range-wide regional assignment of Atlantic salmon (*Salmo salar*) using genome wide single-nucleotide polymorphisms. Fish. Res. 206: 163-175.
- Jessop, B.M. 1975. Investigation of the salmon (*Salmo salar*) smolt migration of the Big Salmon River, New Brunswick, 1966-72. Can. Fisheries Marine Service Tech. Rept. Series No. MAR/T-75-1, 57p.
- Jessop, B.M. 1976. Distribution and timing of tag recoveries from native and non-native Atlantic salmon (*Salmo salar*) released into the Big Salmon River, New Brunswick. J. Fish. Res. Bd. Can. 33: 829-833.
- Jessop, B.M. 1986. Atlantic Salmon (*Salmo salar*) of the Big Salmon River, New Brunswick. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1415: xii + 50 p.
- Jones, R.A., Anderson, L., Flanagan, J.J. and Goff, T. 2006. [Assessments of Atlantic Salmon stocks in southern and western New Brunswick \(SFA 23\), an update to 2005](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/025. i + 82 p.
- Jones, R.A., Ratelle, S.M., Tuziak, S.M., Harvie, C., Lenentine, B. et O'Reilly, P.T. 2020. [Examen des activités de surveillance du saumon atlantique \(\*Salmo salar\*\) de l'intérieur de la baie de Fundy associées à la banque de gènes vivants](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2018/043. vii + 141 p.
- King T.L., Kalinowski S.T., Schill W.B., Spidle, A.P. and Lubinski, B.A. 2001. Population structure of Atlantic salmon (*Salmo salar*): a range-wide perspective from microsatellite DNA variation. Mol. Ecol. 10: 807–821.
- Koeller, Z. 2002. Return the Tides: Tidal Barriers Audit in the Bay of Fundy Summer 2001: Cumberland Basin and Meramcook Estuary. Conservation Council of New Brunswick Publication, New Brunswick.
- Krueger, C.C. and May, B. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48(Suppl. 1): 66-77.
- Lacroix, G.L. 2008. Influence of origin on migration and survival of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the Bay of Fundy, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2063-2079.

- 
- Lacroix, G.L. 2013a. Migratory strategies of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts and implications for marine survival of endangered populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 32-48.
- Lacroix, G.L. 2013b. Population-specific ranges of oceanic migration for adult Atlantic salmon (*Salmo salar*) documented using pop-up satellite archival tags. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 1011-1030.
- Lacroix, G.L. 2014. Large pelagic predators could jeopardize the recovery of endangered Atlantic salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 343-350.
- Lacroix, G.L. and Knox, D. 2005. Distribution of Atlantic salmon (*Salmo salar*) postsmolts of different origins in the Bay of Fundy and Gulf of Maine and evaluation of factors affecting migration, growth, and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1363-1376.
- Lacroix, G.L., Knox, D. and Stokesbury, M.J.W. 2005. Survival and behaviour of post-smolt Atlantic salmon in coastal habitat with extreme tides. *J. Fish Biol.* 66: 485-498.
- Lacroix, G.L., McCurdy, P. and Knox, D. 2004. Migration of Atlantic salmon postsmolts in relation to habitat use in a coastal system. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 133: 1455-1471.
- Loch, J.S., Ritter, J.R. and Rowland, D. 2004. Assessment of the incidental effects of federally licensed fisheries on inner Bay of Fundy Atlantic salmon populations. Contract report (Purchase Order No. F5627-30016) for the DFO Maritimes Species at Risk Office. 85p.
- Locke, A., Hanson, J.M., Klassen, G.J., Richardson, S.M. and Aube, C.I. 2003. The damming of the Petitcodiac River: Species, populations, and habitats lost. *Northeast. Nature.* 10: 39-54.
- Marshall, T.L. 2014. [Inner Bay of Fundy \(iBoF\) Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\) Marine Habitat: Proposal for Important Habitat](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/071. vi + 69 p.
- Marshall, T.L., Amiro, P.G., Ritter, J.A., Jessop, B.M., Cutting, R.E. and O'Neil, S.F. 1992. [Perfunctory estimates of allowable harvests of Atlantic Salmon in 18 rivers of Scotia-Fundy Region](#). DFO Can. Atl. Fish. Sci. Advis. Comm. Res. Doc. 92/16. 28 p.
- Marshall, T.L., Clarke, C.N., Jones, R.A., and Ratelle, S.M. 2014. [Assessment of the Recovery Potential for the Outer Bay of Fundy Population of Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\*\): Habitat Considerations](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/007. vi + 82 p.
- Marshall, T.L., Jones, R., and Anderson, L. 1999. [Follow-up Assessments of Atlantic Salmon in the Saint John River Drainage, N.B., 1998](#). *Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc.* 99/109. 42 p.
- McCallum, T. 2001. Return the Tides: Tidal Barriers Audit in the Bay of Fundy Summer 2000: Shepody Bay and Petitcodiac Estuary. Conservation Council of New Brunswick Publication, New Brunswick.
- McConnell, S.K., Ruzzante, D.E., O'Reilly, P.T., Hamilton, L. and Wright, J.M. 1997. Microsatellite loci reveal highly significant genetic differentiation among Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) stocks from the east coast of Canada. *Mol. Ecol.* 6: 1785-1789.
- Meade, K.R. 2000. Considering fish biology in hydroelectric operations: A case study of the Black River hydro system in Nova Scotia. MSc. Thesis. Dalhousie University, Halifax, NS: xiii + 163 p.
- 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.

- 
- Moore, A., Scott, A.P., Lower, N., Katsiadaki, I. and Greenwood, L. 2003. The effects of 4-nonylphenol and atrazine on Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1242-1248.
- Moore, J.S., Bourret, V., Dionne, M., Bradbury, I., O'Reilly, P., Kent, M., Chaput, G. and Bernatchez, L. 2014. Conservation genomics of anadromous Atlantic salmon across its North American range: outlier loci identify the same patterns of population structure as neutral loci. Mol. Ecol. 23: 5680–5697.
- MPO. 2008a. [Évaluation des installations d'élevage en captivité dans le contexte de leur contribution à la conservation de la biodiversité](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2008/027.
- MPO. 2008b. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon atlantique de l'arrière-baie de Fundy](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2008/050.
- MPO. 2012. [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. 2013. [Habitat marin et estuarien important pour le saumon de l'Atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/054.
- MPO. 2014. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon de l'Atlantique de l'extérieur de la baie de Fundy](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/021.
- MPO. 2016a. [Soutien pour définir les limites de l'habitat marin essentiel du saumon de l'intérieur de la baie de Fundy dans le bassin Minas et la baie Chignecto](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2015/035.
- MPO. 2016b. [Mise à jour des renseignements sur les prises accessoires de la population de saumon de l'Atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy et de leurs répercussions sur la survie ou le rétablissement de cette unité désignable du saumon de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/023.
- MPO. 2018. [Examen de la science associée à la banque de gènes vivants du saumon de l'intérieur de la baie de Fundy et aux programmes d'ensemencement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/041.
- MPO. 2020. [Estimation de l'abondance de la population adulte du saumon atlantique revenant frayer à l'intérieur de la baie de Fundy \(IBF\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/027.
- National Recovery Team for Inner Bay of Fundy Atlantic salmon Populations. 2002. National Recovery Strategy for Inner Bay of Fundy Atlantic salmon (*Salmo salar*) Populations. National Recovery Strategy, Recovery of Nationally Endangered Wildlife (RENEW). Ottawa, Ontario. 57p.
- O'Connell, M.F., Reddin, D.G., Amiro, P.G., Caron, F., Marshall, T.L., Chaput, G., Mullins, C.C., Locke, A., O'Neil, S.F. and Cairns, D.K. 1997. [Estimates of conservation spawner requirements for Atlantic salmon \(\*Salmo salar\* L.\) for Canada](#). DFO Can. Stock Assess. Sec. Res. Doc. 97/100. 58 p.
- O'Neil, S.F. and Swetnam, D.A.B. 1984. Collation of Atlantic Salmon Sport Catch Statistics, Maritime Provinces, 1970-79. Can Data Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 481. ix + 297p.
- O'Reilly, P. 2006. [Towards the identification of Conservation Units in Atlantic Salmon from Eastern Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/012. v + 39 p.

- 
- O'Reilly, P. and Doyle, R. 2007. Live Gene Banking of endangered populations of Atlantic Salmon; pp. 425-469. In: E. Verspoor, L. Stradmeyer, and J.L. Nielsen (eds.) The Atlantic Salmon: Genetics, Conservation and Management. Blackwell Publishing Ltd.
- O'Reilly, P.T., and C.J. Harvie. 2010. [Conservation of genetic variation in the inner Bay of Fundy Atlantic salmon captive breeding and rearing program](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/095. viii + 53 p.
- O'Reilly, P.T., Harvie, C., McWilliam, S., Lenentine, B., et Jones, R. 2019. [Évaluer la réussite de la conservation des caractéristiques génétiques de la population de saumons de l'Atlantique \(\*Salmo salar\*\) de l'intérieur de la baie de Fundy sur trois générations de reproduction et d'élevage en captivité](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/044. iv + 10 p.
- O'Reilly, P.T., Jones, R., and Rafferty, S. 2014. [Within- and among-population genetic variation in Outer Bay of Fundy Atlantic Salmon \(\*Salmo salar\* L.\), with special emphasis on the Saint John River system in the context of recent human impacts](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/069. vi + 34 p.
- O'Reilly, P. and Kozfkay, C. 2014. Use of Microsatellite Data and Pedigree Information in the Genetic Management of Two Long-term Salmon Conservation Programs. Rev. Fish Biol. Fish. 24: 819-848.
- Proosdij, D.V. and Dobek, P. 2005. Bay of Fundy Tidal Barriers GIS Database Development Final Report. Department of Geography Saint Mary's University. Available at [http://www.bofep.org/danika\\_marsh/vanProosdij\\_Dobek2005finalreport.pdf](http://www.bofep.org/danika_marsh/vanProosdij_Dobek2005finalreport.pdf).
- Ritter, J. 1989. Marine migration and natural mortality of North American Atlantic Salmon (*Salmo salar* L.). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2041. 136 p.
- Rosenfeld, J. 2003. Assessing the habitat requirements of stream fishes: An overview and evaluation of different approaches. Trans. Amer. Fish. Soc. 132: 953-968.
- Swetnam, D.A.B. and O'Neil, S.F. 1985. Collation of Atlantic salmon sport catch statistics, Maritime Provinces, 1960-69. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 533: ix + 289 p.
- Thorstad, E.B., Whoriskey, F.G., Uglem, I., Moore, A., Rikardsen, A.H. and Finstad, B. 2012. A critical life stage of the Atlantic salmon *Salmo salar*: behaviour and survival during the smolt and initial post-smolt migration. J. Fish Biol. 81: 500-542.
- Trzcinski, M.K., Gibson, A.J.F., Amiro, P.G. and Randall, R.G. 2004. [Inner Bay of Fundy Atlantic salmon critical habitat case study](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2004/114. i + 77 p.
- Vandersteen Tymchuk, W., O'Reilly, P., Bittman, J., Macdonald, D. and Schulte, P. 2010. Conservation genomics of Atlantic salmon: variation in gene expression between and within regions of the Bay of Fundy. Mol. Ecol. 19: 1842-1859.
- Verspoor, E. 2005. Regional differentiation of North American Atlantic salmon at allozyme loci. J. Fish Biol. 67: 80-103.
- Verspoor, E., O'Sullivan, M., Arnold, A.L., Knox, D. and Amiro, P.G. 2002. Restricted matrilineal gene flow and regional differentiation among Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) populations within the Bay of Fundy, Eastern Canada. Heredity 89: 465-472.

- 
- Verspoor, E., O'Sullivan, M., Arnold, A.L., Knox, D., Curry, A., Lacroix, G. and Amiro, P. 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.
- Waring, C.P. and Moore, A. 2004. The effect of atrazine on Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts in fresh water and after sea water transfer. *Aquat. Toxicol.* 66: 93-104.
- Wells, P.G. 1999. Environmental impacts of barriers on rivers entering the Bay of Fundy: report of an ad hoc Environment Canada Working Group. Canadian Wildlife Service Tech. Rep. Series No. 334. 43 pp.

## TABLEAUX

*Tableau 1 : Nombre de saumons juvéniles issus de la banque de gènes vivants non marqués (dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée) et marqués (auxquels on a retiré la nageoire adipeuse ou posé une étiquette) lâchés dans la rivière Big Salmon entre 2001 et 2019.*

Année	Alevins (0+) Poissons non marqués	Tacons (0+) Poissons non marqués	Tacons (0+) Nageoire adipeuse retirée	Tacons (1+) Nageoire adipeuse retirée	Tacons (1+) Poissons marqués	Smolts (1 an) Poissons non marqués	Smolts (1 an) Nageoire adipeuse retirée	Smolts (2 ans) Poissons non marqués	Smolts (2 ans) Nageoire adipeuse retirée
2001	185 523	0	77 718	0	0	0	0	0	0
2002	138 682	0	34 062	0	0	0	19 725	0	0
2003	296 818	0	54 000	21 025	0	0	13 360	0	0
2004	369 109	0	90 843	7 009	0	0	11 663	0	0
2005	258 873	0	69 862	892	0	0	1 295	0	0
2006	413 413	0	72 556	665	0	0	1 413	50	0
2007	370 605	0	87 088	0	0	0	0	0	0
2008	265 126	0	87 786	0	0	0	0	0	0
2009	177 971	0	56 984	0	0	0	1 243	0	829
2010	200 378	0	43 140	0	0	382	0	1 695	0
2011	401 486	3 137	12 000	13	0	102	0	330	0
2012	97 209	50	0	0	0	0	0	0	0
2013	341 995	0	0	0	0	0	0	0	0
2014	255 386	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	302 307	0	0	0	0	0	0	259	0
2016	404 398	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	352 055	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	222 241	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	241 437	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>5 295 012</b>	<b>3 187</b>	<b>686 039</b>	<b>28 926</b>	<b>0</b>	<b>382</b>	<b>43 384</b>	<b>2 025</b>	<b>829</b>

Tableau 2 : Nombre préliminaire de saumons juvéniles issus de la banque de gènes vivants dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée et de saumons juvéniles auxquels on a retiré la nageoire adipeuse lâchés dans la rivière Gaspereau en amont du barrage de White Rock de 2001 à 2019.

Année	Nageoire adipeuse non retirée Alevins vésiculés (0+)	Nageoire adipeuse non retirée Alevins en sevrage de 6 semaines (0+)	Nageoire adipeuse non retirée Tacons d'automne (0+)	Nageoire adipeuse non retirée Tacons de printemps (1+)	Nageoire adipeuse non retirée Smolts (1 an)	Nageoire adipeuse retirée Tacons d'automne (0+)	Nageoire adipeuse retirée Tacons de printemps (1+)	Nageoire adipeuse retirée Smolts (1 an)	Nageoire adipeuse retirée Smolts (2 ans)
2001	0	0	0	0	0	31 404	0	2 172	0
2002	0	4 033	0	0	0	0	0	0	0
2003	0	0	0	0	0	18 105	18 600	9 372	0
2004	0	0	0	0	0	5 878	0	0	0
2005	0	18 997	0	0	0	9 000	0	0	0
2006	0	0	37 501	0	6 480	0	0	0	0
2007	0	0	19 662	189	0	0	0	0	1 034
2008	275 000	0	0	0	3 302	23 628	0	0	0
2009	117 700	0	0	0	0	22 023	0	0	0
2010	86 511	0	0	0	0	20 003	0	0	0
2011	221 000	0	0	0	0	0	0	0	0
2012	220 000	0	0	0	0	0	0	300	0
2013	191 700	0	0	0	0	0	0	0	0
2014	182 750	0	0	0	0	0	0	0	0
2015	153 000	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	188 187	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	185 186	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	159 204	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	211 078	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Total</b>	<b>2 594 962</b>	<b>23 030</b>	<b>57 163</b>	<b>189</b>	<b>9 782</b>	<b>130 041</b>	<b>18 600</b>	<b>11 844</b>	<b>1 034</b>

Tableau 3 : Résumé de l'exploitation du piège à vis rotatif (PVR) de la rivière Big Salmon dans la fosse Amateur de 2001 à 2019.  
 « Temp. » = température, « BGV » = poisson issu de la banque de gènes vivants, « RN » = retrait de nageoire, « CB » = colorant bleu,  
 « NCI » = nageoire caudale inférieure, « NCMS/NCMI » = retrait/poinçon de nageoire caudale médio-supérieure/médio-inférieure,  
 « ER » = étiquette ruban, « Recap. » = recapturé, « Eff. » = efficacité, « Mort. » = mortalités, « S.O. » = les smolts n'ont pas été recyclés l'année en question.

Année	Période d'exploitation du PVR Date d'installation	Prises dans le PVR Temp. (°C)	Prises dans le PVR Date de capture du 1 <sup>er</sup> smolt	Prises dans le PVR Date de retrait du PVR	Prises dans le PVR Sauvages/BGV <sub>ALEVIN</sub>	Efficacité du PVR d'après le recyclage des smolts BGV <sub>TACON</sub>	Efficacité du PVR d'après le recyclage des smolts No. total de smolts	Efficacité du PVR d'après le recyclage des smolts No. total de smolts recyclés	BGV Type de marque appliquée	BGV Nombre total de poissons pris dans le PVR et recap.	BGV Efficacité	BGV Nombre total de smolts issus de la BGV	Étiquettes à TPI	Mort.
2001	9 mai	7,0	10 mai	21 juin	692	1	693	377	CB (NCI), ER, RN (LC)	22	5,8 %	0	0	26
2002	29 avril	3,0	3 mai	19 juin	439	207	646	118	CB (NCI)	13	11,0 %	0	0	6
2003	6 mai	8,0	8 mai	17 juin	1 071	458	1 529	1 301	ER	133	10,2 %	204	0	9
2004	3 mai	8,5	4 mai	29 juin	361	156	517	271	ER	28	10,3 %	130	49	2
2005	3 mai	5,0	4 mai	27 juin	444	429	873	603	ER	63	10,4 %	77	77	7
2006	28 avril	9,5	29 avril	15 juin	900	725	1 625	1 192	ER	115	9,6 %	198	197	4
2007	1 <sup>er</sup> mai	6,0	4 mai	20 juin	1 104	1 145	2 249	1 599	ER, RN	303	18,9 %	342	51	8
2008	1 <sup>er</sup> mai	5,0	2 mai	15 juin	1 007	203	1 210	895	ER	85	9,5 %	194	187	2
2009	16 avril	4,0	27 avril	23 juin	1 128	450	1 578	901	ER	84	9,3 %	242	242	7
2010	26 avril	8,9	29 avril	22 juin	1 474	853	2 427	1 780	ER	222	12,5 %	300	300	4
2011	26 avril	6,8	4 mai	16 juin	1 069	310	1 379	1 081	ER, NCMS	114	10,5 %	204	200	1
2012 <sup>a</sup>	30 avril	4,0	1 <sup>er</sup> mai	6 juin	755	133	888	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	203	199	4
2013 <sup>a</sup>	30 avril	11,0	1 <sup>er</sup> mai	19 juin	735	78	813	287	NCMS	29	10,1 %	302	302	10
2014 <sup>a</sup>	6 mai	6,0	7 mai	26 juin	411	4	415	120	NCMS	15	14,2 %	149	149	9
2015	12 mai	6,5	13 mai	26 juin	1 013	0	1 013	498	NCMS	52	10,4 %	395	395	10
2016	28 avril	7,5	3 mai	14 juin	1 328	0	1 328	384	NCMS/NCMI	71	18,5 %	395	395	24
2017	1 <sup>er</sup> mai	7,0	4 mai	16 juin	1985	1	1986	788	NCMS/NCMI	167	21,2 %	570	571	6
2018	8 mai	11,0	9 mai	15 juin	1530	0	1530	595	NCMS/NCMI	131	22,0 %	589	589	10
2019	1 <sup>er</sup> mai	5,5	6 mai	20 juin	2370	0	2370	687	NCMS	163	23,7 %	853	0 <sup>b</sup>	1

<sup>a</sup> Le piège à vis rotatif fonctionnait du dimanche soir au vendredi matin pendant ces années.

<sup>b</sup> La pose d'étiquettes à TPI des poissons issus de la banque de gènes vivants a été effectuée par le personnel du Centre de biodiversité de Mactaquac à une date ultérieure afin de réduire au minimum les mortalités dues à la manipulation.

Tableau 4 : Estimations de l'abondance annuelle (abndnc) des smolts de la rivière Big Salmon en dévalaison dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée (issus de la banque de gènes vivants [BGV] ou sauvages), par âge, de 2001 à 2019. « - » = données d'évaluation non accessibles, « S.O. » = évaluation terminée, données sur les smolts en dévalaison non accessibles pour la classe d'âge en question.

Année	Estimation de l'abndnc	% alevins de la BGV	Abndnc selon l'âge Âge 2	Abndnc selon l'âge Âge 3	Abndnc selon l'âge Âge 4	Abndnc selon l'âge Total	Smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée Proportion selon l'âge Âge 2	Smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée Proportion selon l'âge Âge 3	Smolts dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée Proportion selon l'âge Âge 4	Géniteurs adultes Abndnc selon l'âge Âge 2	Géniteurs adultes Abndnc selon l'âge Âge 3	Géniteurs adultes Abndnc selon l'âge Âge 4	Géniteurs adultes Abndnc selon l'âge Total	Banque de gènes vivants – Alevins vésiculés Abndnc selon l'âge Âge 2	Banque de gènes vivants – Alevins vésiculés Abndnc selon l'âge Âge 3	Banque de gènes vivants – Alevins vésiculés Abndnc selon l'âge Âge 4	Banque de gènes vivants – Alevins vésiculés Abndnc selon l'âge Total
2001	5 290	S.O.	160	8	1	169	0,95	0,05	0,01	5 008	250	31	5 290	S.O.	S.O.	S.O.	-
2002	4 295	S.O.	59	21	1	81	0,73	0,26	0,01	3 128	1 114	53	4 295	S.O.	S.O.	S.O.	-
2003	9 200	44,7 %	194	23	2	219	0,89	0,11	0,01	4 510	966	84	5 560	3 640	S.O.	S.O.	3 640
2004	5 970	50,8 %	90	38	0	128	0,70	0,30	0,00	2 063	871	0	2 934	2 134	901	S.O.	3 036
2005	4 550	73,0 %	86	24	1	111	0,77	0,22	0,01	953	266	11	1 230	2 572	718	30	3 320
2006	17 355	51,6 %	196	75	9	280	0,70	0,27	0,03	5 880	2 250	270	8 401	6 268	2 399	288	8 954
2007	6 400	36,9 %	271	83	2	356	0,76	0,23	0,01	3 073	941	23	4 037	1 799	551	13	2 363
2008	10 750	36,4 %	162	34	1	197	0,82	0,17	0,01	5 626	1 181	35	6 841	3 215	675	20	3 909
2009	11 960	54,9 %	210	33	0	243	0,86	0,14	0,00	4 660	732	0	5 392	5 676	892	0	6 568
2010	12 620	43,3 %	253	76	3	332	0,76	0,23	0,01	5 453	1 638	65	7 156	4 164	1 251	49	5 464
2011	10 135	44,8 %	119	107	1	227	0,52	0,47	0,00	2 931	2 636	25	5 592	2 382	2 142	20	4 543
2012	11 120	38,1 %	117	67	0	184	0,64	0,36	0,00	4 376	2 506	0	6 881	2 695	1 543	0	4 239
2013	9 840	54,4 %	264	30	0	294	0,90	0,10	0,00	4 032	458	0	4 490	4 804	546	0	5 350
2014	4 470	33,1 %	144	25	2	171	0,84	0,15	0,01	2 517	437	35	2 988	1 248	217	17	1 482
2015	9 690	66,4 %	364	42	1	407	0,89	0,10	0,00	2 911	336	8	3 255	5 755	664	16	6 435
2016	7 180	79,9 %	310	170	5	485	0,64	0,35	0,01	922	506	15	1 443	3 667	2 011	59	5 737
2017	9 380	84,0 %	502	59	2	563	0,89	0,10	0,00	1 338	157	5	1 501	7 026	826	28	7 879
2018	7 310	65,3 %	483	93	1	577	0,84	0,16	0,00	2 121	408	4	2 534	3 998	770	8	4 776
2019	9 990	83,4 %	332	78	0	410	0,81	0,19	0,00	1 339	315	0	1 654	6 750	1 586	0	8 336
<b>Moyenne (de 2003 à 2019)</b>		<b>55,36 %</b>	-	-	-	-	<b>0,78</b>	<b>0,21</b>	<b>0,01</b>	-	-	-	<b>4 229</b>	-	-	-	<b>5 061</b>

Tableau 5 : Analyse de la parenté des smolts de la rivière Big Salmon dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée (issus de la banque de gènes vivants [BGV] ou sauvages) entre 2003 et 2019. Les autres parents sont : recherche, père ou mère inconnu provenant de la BGV, lâcher d'adultes ou d'alevins vésiculés issus de la BGV de Point Wolfe. « - » = données d'évaluation non accessibles. S.O. = sans objet

Année	BGV Alevins vésiculés (0+) lâchés	Géniteurs adultes BGV Adultes	Géniteurs adultes Autres parents	Géniteurs adultes Adultes sauvages Adultes d'une montaison antérieure	Géniteurs adultes sauvages Parents inconnus	Total	% alevins vésiculés	% adultes issus de la BGV
2003	92	0	0	0	114	206	44,70 %	S.O.
2004	60	0	0	0	58	118	50,80 %	S.O.
2005	54	0	0	1	19	74	73,00 %	S.O.
2006	97	11	1	16	63	188	51,60 %	5,90 %
2007	48	10	1	9	62	130	36,90 %	7,70 %
2008	68	11	2	57	49	187	36,40 %	5,90 %
2009	134	1	12	38	59	244	54,90 %	0,40 %
2010	113	0	36	42	70	261	43,30 %	S.O.
2011	91	0	4	48	60	203	44,80 %	S.O.
2012	77	0	1	49	75	202	38,10 %	S.O.
2013	112	0	0	35	59	206	54,40 %	S.O.
2014	59	0	4	28	87	178	33,10 %	S.O.
2015	261	0	11	23	98	393	66,40 %	S.O.
2016	163	0	1	7	33	204	79,90 %	S.O.
2017	126	0	4	13	7	150	84,00 %	S.O.
2018	98	0	1	24	27	150	65,33 %	S.O.
2019	126	0	2	4	19	151	83,44 %	S.O.
<b>Moyenne</b>	-	-	-	-	-	-	<b>50,60 %</b>	-

Tableau 6 : Données accessibles sur les prises dans les dérivations, l'estimation par marquage-recapture, l'estimation de l'efficacité des dérivations et l'estimation de l'abondance des smolts (avec et sans la nageoire adipeuse retirée) dans la rivière Gaspereau de 2002 à 2019. « - » = données d'évaluation non accessibles, « S.O. » = les poissons n'ont pas été marqués l'année donnée, « Inconnu » = pas de données expérimentales par marquage-recapture.

Année	Nageoire adipeuse non retirée	Nageoire adipeuse retirée	Total	Poissons marqués	Poissons recapturés	Efficacité des dérivations 1, 2 et 3	Total	Nageoire adipeuse non retirée	Estimation de l'abondance Nageoire adipeuse retirée Tacons d'automne	Estimation de l'abondance Nageoire adipeuse retirée Smolts	Estimation de l'abondance Nageoire adipeuse retirée Inconnus <sup>1</sup>	Estimation de l'abondance Nageoire adipeuse retirée IC à 95 %	Estimation de l'abondance Nageoire adipeuse retirée IC à 95 %
2002	219	1 354	1 573	1 500	<sup>2</sup> 606	40,40 %	3 973	542	-	-	3 431	3 718	4 091
2003	180	2 074	2 254	1 500	<sup>2</sup> 446	29,70 %	7 581	605	-	-	6 976	7 088	8 140
2004	-	-	2 341	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2005	-	-	440	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2006	-	-	324	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2007	1 743	600	2 343	1 033	<sup>2</sup> 599	58,00 %	4 040	3 005	-	1 035	-	3 780	4 340
2008	734	2 201	2 935	3 300	<sup>2</sup> 2 201	66,70 %	4 400	1 100	-	3 300	-	4 312	4 496
2009	1 019	1 245	2 264	264	<sup>4</sup> 106	40,20 %	5 635	2 536	-	3 099	-	4 750	6 910
2010	605	1 662	2 267	55	<sup>4</sup> 17	30,90 %	7 354	1 963	-	5 391	-	5 017	13 135
2011	1 317	1 124	2 441	S.O.	-	-	5 719	3 085	<sup>5</sup>	2 634	-	S.O.	S.O.
2012	591	373	964	300	<sup>2</sup> 147	49,00 %	1 968	1 207	-	461	300	1 712	2 312
2013	1 502	-	1 502	48	<sup>4</sup> 24	50,00 %	3 000	3 000	-	-	-	2 150	4 900
2014	212	-	212	28	<sup>4</sup>	Inconnu <sup>6</sup>	1 174	1 174	<sup>7</sup>	-	-	S.O.	S.O.
2015	541	-	541	139	<sup>4</sup> 23	16,50 %	3 268	3 268	-	-	-	2 350	5 325
2016	2366	-	2366	524	<sup>4</sup> 238	45,40 %	5 212	5 212	-	-	-	4 640	5 920
2017	415	-	415	171	<sup>4</sup> 23	13,45 %	3 090	3 090	-	-	-	2 220	4 995
2018	671	-	671	233	<sup>4</sup> 73	31,33 %	2 070	2 070	-	-	-	1 546	3 226
2019	1 261	-	1 261	373	<sup>4</sup> 191	51,21 %	2 462	2 462	-	-	-	2 180	2 801

<sup>1</sup> L'estimation de l'abondance comprend les smolts issus des tacons de la banque de gènes vivants et les smolts de la banque de gènes vivants lâchés.

<sup>2</sup> Smolts provenant de la banque de gènes vivants lâchés en amont du barrage de White Rock pour déterminer l'efficacité des dérivations.

<sup>3</sup> Centiles 2,5 à 97,5.

<sup>4</sup> Smolts sauvages dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée marqués, recyclés et lâchés en amont du barrage de White Rock afin de déterminer l'efficacité des dérivations.

<sup>5</sup> L'estimation de l'abondance des smolts a été déterminée en divisant le total des prises dans les dérivations par l'efficacité moyenne des dérivations (42,7 %).

<sup>6</sup> Vers la fin de la période de migration des smolts, on a remarqué que le plancher en bois de la dérivation 1 était pourri et que les smolts traversaient l'installation d'évaluation sans être décomptés.

<sup>7</sup> L'estimation de l'abondance des smolts a été calculée en divisant les prises des dérivations 2 et 3 par l'efficacité combinée des dérivations 2 et 3 (9,54 %) déterminée en 2016.

Tableau 7 : Estimations de l'abondance des smolts dévalant de la rivière Gaspereau de 2007 à 2019, par origine.

Année	Nageoire adipeuse non retirée Géniteurs adultes	Nageoire adipeuse non retirée Juvéniles issus de la BGV lâchés	-	Nageoire adipeuse retirée Tacons d'automne issus de la BGV lâchés	Nageoire adipeuse retirée Smolts issus de la BGV lâchés	Nombre total de smolts
2007	71	2 934	1	0	1 035	4 040
2008	67	1 033	1	0	3 300	4 400
2009	1 459	1 077	1	3 099	0	5 635
2010	902	1 061	1	5 391	0	7 354
2011	2 153	932	2	2 634	0	5 719
2012	585	622	2	461	300	1 968
2013	228	2 772	2	0	0	3 000
2014	162	1 012	2	0	0	1 174
2015	1 295	1 973	2	0	0	3 268
2016	645	4 567	2	0	0	5 212
2017	399	2 691	2	0	0	3 090
2018	291	1 779	2	0	0	2 070
2019	277	2 185	2	0	0	2 462

<sup>1</sup> Combinaison d'alevins vésiculés/d'alevins en sevrage de 6 semaines et de tacons d'automne dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée lâchés.

<sup>2</sup> Alevins vésiculés lâchés seulement.

Tableau 8 : Résumé de l'analyse de la parenté pour les smolts de la rivière Gaspereau dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée, de 2003 à 2019. « - » = données d'évaluation non accessibles, S.O. = sans objet.

Année	Poissons issus de la BGV lâchés <sup>1</sup> Juveniles	Poissons issus de la BGV lâchés <sup>1</sup> Alevins vésiculés	Adultes sauvages ou issus de la BGV <sup>2</sup> Géniteurs adultes	Total	% Adultes	% Juveniles
2003	2	-	49	51	96,10 %	3,90 %
2004	2	-	88	90	97,80 %	2,20 %
2005	27	-	107	134	79,90 %	20,10 %
2006	167	-	6	173	3,50 %	96,50 %
2007	124	-	3	127	2,40 %	97,60 %
2008	153	-	10	163	6,10 %	93,90 %
2009	45	-	61	106	57,50 %	42,50 %
2010	127	-	108	235	46,00 %	54,00 %
2011	S.O.	45	104	149	69,80 %	30,20 %
2012	S.O.	103	97	200	48,50 %	51,50 %
2013	S.O.	207	17	224	7,60 %	92,40 %
2014	S.O.	119	19	138	13,80 %	86,20 %
2015	S.O.	125	82	207	39,60 %	60,40 %
2016	S.O.	177	25	202	12,40 %	87,60 %
2017	S.O.	7	12	93	12,90 %	7,53 %
2018	S.O.	177	29	206	14,08 %	85,92 %
2019	S.O.	252	32	284	11,27 %	88,73 %
<b>Moyenne</b>	-	-	-	-	<b>36,42 %</b>	<b>58,90 %</b>

<sup>1</sup> Exposés au milieu naturel, enregistrés dans la base de données génétiques.

<sup>2</sup> Sauvages, enregistrés dans la base de données génétiques.

Tableau 9 : Dates d'exploitation des pièges rotatifs à vis et dates de capture du premier smolt, du dernier et de 10, 50 et 90 % des smolts dans les pièges rotatifs à vis sur les rivières Big Salmon (de 2010 à 2019) et Stewiacke (de 2014 à 2019) et dans un piège de dérivation au barrage de White Rock sur la rivière Gaspereau (de 2010 à 2019). L'efficacité de capture varie avec le débit, mais on suppose ici qu'elle est constante, c'est-à-dire que si un grand nombre de smolts dévalaient pendant un épisode de crue lorsque l'efficacité de capture est faible, les dates seraient alors erronées.

Rivière par année	Dates d'exploitation	Premier smolt	Centiles de la dévalaison des smolts (par dates) 10 %	Centiles de la dévalaison des smolts (par dates) 50 %	Centiles de la dévalaison des smolts (par dates) 90 %	Dernier smolt
<b>Rivière Big Salmon</b>						
	-	-	-	-	-	-
2010	28 avril – 18 juin	29 avril	3 mai	9 mai	21 mai	16 juin
2011	26 avril – 16 juin	4 mai	7 mai	22 mai	31 mai	14 juin
2012 <sup>a</sup>	30 avril – 6 juin	1 <sup>er</sup> mai	9 mai	10 mai	17 mai	6 juin
2013 <sup>a</sup>	30 avril – 13 juin	1 <sup>er</sup> mai	7 mai	10 mai	20 mai	10 juin
2014 <sup>a</sup>	6 mai – 15 juin	7 mai	16 mai	21 mai	27 mai	10 juin
2015	12 mai – 19 juin	13 mai	21 mai	27 mai	9 juin	15 juin
2016	1 <sup>er</sup> mai – 14 juin	3 mai	8 mai	15 mai	27 mai	10 juin
2017	1 <sup>er</sup> mai – 15 juin	4 mai	17 mai	20 mai	28 mai	13 juin
2018	8 mai – 15 juin	9 mai	11 mai	16 mai	24 mai	15 juin
2019	1 <sup>er</sup> mai – 17 juin	6 mai	21 mai	26 mai	3 juin	17 juin
<b>Rivière Stewiacke</b>						
	-	-	-	-	-	-
2014 <sup>a</sup>	21 mai – 19 juin	23 mai	29 mai	4 juin	19 juin	19 juin
2015 <sup>a, b</sup>	4 mai – 26 juin	26 mai	1 <sup>er</sup> juin	5 juin	15 juin	26 juin
2016	17 mai – 29 juin	19 mai	19 mai	1 <sup>er</sup> juin	7 juin	20 juin
2017	4 mai – 23 juin	4 mai	20 mai	2 juin	11 juin	17 juin
2018	15 mai – 22 juin	15 mai	23 mai	31 mai	8 juin	14 juin
2019 <sup>c</sup>	13 mai – 21 juin	26 mai	5 juin	6 juin	19 juin	21 juin
<b>Rivière Gaspereau</b>						
	-	-	-	-	-	-
2010	24 avril – 21 mai	25 avril	30 avril	5 mai	10 mai	20 mai
2011 <sup>d</sup>	29 avril – 26 mai	29 avril	2 mai	6 mai	17 mai	24 mai
2012	18 avril – 22 mai	19 avril	27 avril	8 mai	15 mai	21 mai
2013	26 avril – 10 mai	26 avril	3 mai	7 mai	9 mai	10 mai
2014	30 avril – 29 mai	6 mai	10 mai	17 mai	19 mai	22 mai
2015	4 mai – 2 juin	14 mai	17 mai	21 mai	28 mai	2 juin
2016	22 avril – 5 juin	23 avril	3 mai	11 mai	19 mai	5 juin
2017	18 avril – 26 mai	22 avril	5 mai	12 mai	19 mai	24 mai
2018	24 avril – 26 mai	29 avril	5 mai	14 mai	21 mai	26 mai
2019 <sup>e</sup>	26 avril – 2 juin	4 mai	7 mai	12 mai	24 mai	00 janvier

<sup>a</sup> Le piège n'était pas vérifié tous les jours.

<sup>b</sup> Le piège à vis rotatif a d'abord été installé à 110 m en aval de la fosse Rock Pile et a été déplacé en amont le 25 mai.

<sup>c</sup> Les dates sont basées uniquement sur le piège à vis rotatif et n'incluent pas les données de la barrière de Pembroke.

<sup>d</sup> Grilles retirées des dérivation 2 et 3 le 15 mai, les données suivantes sont basées sur les données de la dérivation 1.

<sup>e</sup> Les dates des centiles sont basées sur la dérivation 1 uniquement.

Tableau 10 : Nombre de saumons atlantiques adultes de la rivière Big Salmon d'après les observations en bordure de cours d'eau et les relevés en plongée de 1988 à 2019. Les sources des données et les estimations des échappées de géniteurs (de 1988 à 2003) sont également fournies et se trouvent dans Gibson et al. (2004). Date soulignée = nombre pour l'année spécifiée, « S.O. » = évaluation non terminée pour une année donnée, « - » = données d'évaluation non accessibles, références pour les nombres ou les estimations de 1988 à 2005 (voir Jones et al. 2006).

Année	Date	Technique de dénombrement		Nombre	Estimation des géniteurs Petits	Estimation des géniteurs Grands	Estimation des géniteurs Total
1988	Automne	Plongée	-	300-400 poissons <sup>11</sup>	-	-	350
1989	Automne	Plongée	-	975 poissons <sup>11</sup>	-	-	975
1990	18 oct.	Plongée	1	64 petits/169 grands	-	-	235
1991	16 août	Plongée	-	49 petits/115 grands	-	-	-
1991	12, 17 sept.	Plongée	2	105 petits/151 grands	-	-	300
1992	21 août	Visuel	-	-	-	-	-
1992	29 sept.	Plongée	-	150 poissons (45 % de petits)	-	-	150
1993	27 août	Visuel	-	165 poissons (69 % de petits)	-	-	300
1994	27 sept.	Visuel	3	225 poissons (60 % de petits)	-	-	225
1995	22 août	Visuel	4	10 petits/23 grands	-	-	-
1995	26 sept.	Visuel	4,5,8	18 petits/53 grands	-	-	110
1996	-	Visuel	6	100-150 poissons <sup>11</sup>	-	-	125
1997	-	Visuel	-	50 poissons <sup>11</sup>	-	-	50
1998	-	Visuel	-	25-50 poissons <sup>11</sup>	-	-	38
1999	S.O.	S.O.	-	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
2000	16-18 oct.	Plongée	7,8	23 petits/5 grands	34	7	41
2001	22, 23 oct.	Plongée	7,8	12 petits/8 grands	18	12	30
2002	27 août, 3 sept.	Plongée	7,8	16 petits/5 grands	24	7	31
2003	2 oct.	Plongée	9	10 petits/2 grands	18	3	21
2004	20 oct.	Plongée	10	4 petits/5 grands	7	9	16
2005	7, 8 et 14 sept.	Plongée	7,10	23 petits/11 grands	41	19	60
2006	<u>30 août</u> , 11 oct.	Plongée	7,10	34 petits/10 grands	60	17	77
2007	1 <sup>er</sup> août, 5 sept., <u>10 oct.</u>	Plongée	7,12	26 petits/2 grands	44	3	47
2008	15 juil., 15 sept., <u>8 oct.</u>	Plongée	7,10	20 petits/8 grands	35	14	49
2009	<u>5 août</u> , 3 sept., 21 oct.	Plongée	7,10	20 petits/1 grand	35	2	37
2010	6 juil., <u>13 sept.</u> , 12 oct.	Plongée	7,12	44 petits/5 grands	78	9	87
2011	<u>27 juil.</u> , 7 sept., 13 oct.	Plongée	7,10	63 petits/4 grands	111	7	118
2012	<u>23 juil.</u> , 12 sept., 25 oct.	Plongée	7,10	6 petits/3 grands	11	5	16
2013	8 août, <u>9 sept.</u> , 19 oct.	Plongée	7,10	4 petits/2 grands	7	4	11
2014	7 août, 8 et 9 sept., <u>21 oct.</u>	Plongée	10,1 3	26 petits/2 grands	46	3	49
2015	11 août, <u>16 sept.</u> , 20 oct.	Plongée	7,10	16 petits/2 grands	28	4	32
2016	8 août, <u>7 sept.</u> , 18 oct.	Plongée	10	8 petits/3 grands	14	5	19
2017	25 juil., 6 sept., <u>19 oct.</u>	Plongée	10	9 petits/4 grands	16	7	23
2018	<u>25 juil.</u> , 5 sept.	Plongée	10	24 petits/1 grand	42	2	44

Année	Date	Technique de dénombrement	Nombre	Estimation des géniteurs Petits	Estimation des géniteurs Grands	Estimation des géniteurs Total
2019	2 août, 2, 3, 4 et 16 oct.	Plongée	<sup>10</sup> 15 petits/4 grands	26	7	33

<sup>1</sup> Hautes eaux (le nombre est une estimation minimale); <sup>2</sup> Relevé dans toute la rivière, à l'exception d'une fosse; <sup>3</sup> Les observations des plongeurs le 19 octobre ont indiqué que les échappées auraient pu être inférieures à 225; <sup>4</sup> Relevé effectué dans 15 fosses représentant 74 % de la rivière totale d'après le relevé complet de 1991; <sup>5</sup> Le relevé depuis la rive le 19 octobre indiquait qu'il n'y avait pas de nouveaux poissons dans la rivière; <sup>6</sup> Les dénombrements ont été entravés par les hautes eaux, le nombre estimé est fondé sur deux relevés partiels et un dénombrement pour les fosses de Catt et Rody; <sup>7</sup> Les dénombrements pour chaque relevé se trouvent à l'annexe 4; <sup>8</sup> Nombres ajustés = nombres / (proportion de la rivière visée par le relevé) / (taux estimé d'observation) – selon les calculs d'Amiro et Jefferson (1996); <sup>9</sup> Estimation par marquage-recapture (Gibson *et al.* 2004); <sup>10</sup> Taux d'observation emprunté (0,57) du relevé de 2003 (Gibson *et al.* 2004); <sup>11</sup> Composition par taille inconnue; <sup>12</sup> Les estimations totales sont dérivées du modèle bayésien; et <sup>13</sup> L'estimation des petits saumons comprend 33 poissons issus de la banque de gènes vivants qui avaient été relâchés en tant que pré-madeleineaux en 2014.

Tableau 11 : Résumé des caractéristiques biologiques des petits et grands saumons de la rivière Big Salmon recueillies de 2000 à 2019.  
 « Prop. » = proportion, « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année	Petits Total	Petits Nombre de mâles	Petits Nombre de femelles	Petits Longueur moyenne des femelles	Petits Prop. de femelles	Grands Total	Grands Nombre de mâles	Grands Nombre de femelles	Grands Longueur moyenne des femelles	Grands Prop. de femelles	Nombre total de saumons	Prop. de petits échantillonnés
2000	10	7	3	53	0,300	1	-	1	73,5	1	11	0,909
2001	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-
2002	2	-	2	53,5	1	3	2	1	70,4	0,330	5	0,400
2003	6	4	2	55,1	0,333	1	-	1	65,7	1	7	0,857
2004	0	-	-	-	-	1	-	1	80,4	1	1	0
2005	17	12	5	54,8	0,294	2	-	2	64	1	19	0,895
2006	17	9	8	56,5	0,471	3	1	2	66	0,670	20	0,850
2007	14	5	9	54,7	0,643	0	-	-	-	-	14	1
2008	23	7	16	55,7	0,696	1	-	1	80	1	24	0,958
2009	9	4	5	57,2	0,556	4	1	3	69	0,750	13	0,692
2010	45	13	32	55,7	0,711	2	-	2	72,5	1	47	0,957
2011	23	8	15	54,7	0,652	0	-	-	-	-	23	1
2012	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-
2013	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-
2014	3	-	3	53,7	1	1	-	1	80	1	4	0,750
2015	13	3	10	56,3	0,769	0	-	-	-	-	13	1
2016	3	3	-	-	0	1	-	1	64,3	1	4	0,750
2017	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-
2018	13	5	8	55,1	0,615	0	-	-	-	-	13	1,000
2019	7	5	2	54,8	0,286	1	-	1	65,5	1	8	0,875
<b>Total</b>	<b>205</b>	<b>85</b>	<b>120</b>	<b>55,1</b>	<b>0,585</b>	<b>21</b>	<b>4</b>	<b>17</b>	<b>69,2</b>	<b>0,810</b>	<b>226</b>	<b>0,907</b>

Tableau 12 : Nombre, caractéristiques biologiques et nombre estimatif d'œufs de petits et de grands saumons en montaison dans la rivière Big Salmon et d'adultes issus de la banque de gènes vivants (BGV) relâchés dans la rivière Big Salmon, ainsi que le pourcentage global de la ponte nécessaire à la conservation de 2000 à 2019. « PNC » = ponte nécessaire à la conservation, « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année	Remontes de petits saumons Longueur moyenne des femelles	Remontes de petits saumons Fécondité	Remontes de petits saumons Proportion de femelles	Remontes de petits saumons Nombre de géniteurs	Remontes de petits saumons Petits œufs	-	Remontes de grands saumons Longueur moyenne des femelles	Remontes de grands saumons Fécondité	Remontes de grands saumons Proportion de femelles	Remontes de grands saumons Nombre de géniteurs	Remontes de grands saumons Grands œufs	-	Nombre total d'œufs	% PNC
2000	53	3 033	0,300	34	30 937	-	-	-	-	7	31 213	<sup>1</sup>	62 150	2,82 %
2001	-	-	-	18	34 496	<sup>1</sup>	-	-	-	12	53 509	<sup>1</sup>	88 005	4,00 %
2002	-	-	-	24	45 995	<sup>1</sup>	-	-	-	7	31 213	<sup>1</sup>	77 208	3,51 %
2003	55,1	3 276	0,333	18	19 636	-	-	-	-	3	13 377	<sup>1</sup>	33 013	1,50 %
2004	-	-	-	7	13 415	<sup>1</sup>	-	-	-	9	40 131	<sup>1</sup>	53 547	2,43 %
2005	54,8	3 240	0,294	41	39 055	-	-	-	-	19	84 722	<sup>1</sup>	123 777	5,63 %
2006	56,5	3 450	0,471	60	97 497	-	-	-	-	17	75 804	<sup>1</sup>	173 301	7,88 %
2007	54,7	3 228	0,643	44	91 327	-	-	-	-	3	13 377	<sup>1</sup>	104 704	4,76 %
2008	55,7	3 349	0,696	35	81 582	-	-	-	-	14	62 427	<sup>1</sup>	144 008	6,55 %
2009	57,2	3 540	0,556	35	68 888	-	-	-	-	2	8 918	<sup>1</sup>	77 807	3,54 %
2010	55,7	3 349	0,711	78	185 729	-	-	-	-	9	40 131	<sup>1</sup>	225 860	10,27 %
2011	54,7	3 229	0,652	111	233 617	-	-	-	-	7	31 213	<sup>1</sup>	264 830	12,04 %
2012	-	-	-	11	21 081	<sup>1</sup>	-	-	-	5	22 295	<sup>1</sup>	43 376	1,97 %
2013	-	-	-	7	13 415	<sup>1</sup>	-	-	-	4	17 836	<sup>1</sup>	31 251	1,42 %
2014	-	-	-	13	24 914	<sup>12</sup>	-	-	-	3	13 377	<sup>1</sup>	38 291	1,74 %
2015	56,3	3 424	0,769	28	73 726	-	-	-	-	4	17 836	<sup>1</sup>	91 562	4,16 %
2016	-	-	-	14	26 830	<sup>1</sup>	-	-	-	5	22 295	<sup>1</sup>	49 126	2,23 %
2017	-	-	-	16	30 663	<sup>1</sup>	-	-	-	7	31 213	<sup>1</sup>	61 877	2,81 %
2018	55,2	3 288	0,615	42	84 929	-	-	-	-	2	8 918	<sup>1</sup>	93 847	4,27 %
2019	-	-	-	26	49 828	<sup>1</sup>	-	-	-	7	31 213	<sup>1</sup>	81 041	3,68 %
Moyenne <sup>3</sup>	55,1	3 276	0,585	-	-	-	69,2	5 505	0,810	-	-	-	-	-
-	Lâchers de petits saumons issus de la BGV	Lâchers de petits saumons issus de la BGV	Lâchers de petits saumons issus de la BGV	Lâchers de petits saumons issus de la BGV	-	-	Lâchers de grands saumons issus de la BGV	Lâchers de grands saumons issus de la BGV	Lâchers de grands saumons issus de la BGV	Lâchers de grands saumons issus de la BGV	-	-	-	-
2003	-	-	-	-	-	-	78,7	10 448	1	15	156 720	-	156 720	7,10 %
2004	-	-	-	-	-	-	79,2	10 678	1	13	138 814	-	138 814	6,30 %

Année	Remontes de petits saumons Longueur moyenne des femelles	Remontes de petits saumons Fécondité	Remontes de petits saumons Proportion de femelles	Remontes de petits saumons Nombre de géniteurs	Remontes de petits saumons Petits œufs	-	Remontes de grands saumons Longueur moyenne des femelles	Remontes de grands saumons Fécondité	Remontes de grands saumons Proportion de femelles	Remontes de grands saumons Nombre de géniteurs	Remontes de grands saumons Grands œufs	-	Nombre total d'œufs	% PNC
<b>2005</b>	47,8	2 716	0,686	35	65 184	-	65	5 749	0,776	49	218 462	-	283 646	12,90 %

<sup>1</sup> Valeurs moyennes des séries chronologiques (petits ou grands saumons traités séparément) appliquées au nombre de géniteurs pour calculer les œufs de l'année en question,

<sup>2</sup> Les 33 pré-madeleineaux issus de la banque de gènes vivants ont été exclus du calcul des œufs estimés,

<sup>3</sup> Les valeurs moyennes sont calculées en utilisant tous les poissons échantillonnés de 2000 à 2019 (voir le tableau 11).

Tableau 13 : Résumé des résultats de l'analyse de la parenté des petits saumons de la rivière Big Salmon pour les individus échantillonnés de 2000 à 2019. « S.O. » = l'analyse de la parenté n'est pas applicable, car aucun adulte en montaison de cette catégorie n'était prévu l'année en question, « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année	Nombre d'échantillons de tissus	Provenant de la banque de gènes vivants Alevins vésiculés	Provenant de la banque de gènes vivants Tacons d'automne (nageoire adipeuse retirée)	Géniteurs adultes remontes sauvages (analyse génétique)	Géniteurs adultes Errants avec nageoire adipeuse retirée	Géniteurs adultes Inconnus	Échappées de petits saumons	Proportion de la remonte totale échantillonnée
2000	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	34	0
2001	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	18	0
2002	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	24	0
2003	6	S.O.	1	S.O.	0	5	18	0,33
2004	0	-	-	S.O.	-	-	7	0
2005	19	2	0	S.O.	0	17	41	0,46
2006	17	2	1	S.O.	0	14	60	0,28
2007	14	5	2	2	0	5	44	0,32
2008	23	4	1	3	0	15	35	0,66
2009	9	1	0	3	0	5	35	0,26
2010	45	9	6	11	2	19	78	0,58
2011	23	4	0	11	0	8	111	0,21
2012	0	-	-	-	-	-	11	0
2013	0	-	-	-	-	-	7	0
2014	3	0	0	0	0	3	13	0,23
2015	13	3	0	0	0	10	28	0,46
2016	4	3	0	0	0	1	14	0,29
2017	0	-	-	-	-	-	16	0
2018	13	4	0	3	0	6	42	0,31
2019	7	1	0	4	0	2	26	0,27
<b>Totaux</b>	<b>196</b>	<b>38</b>	<b>11</b>	<b>37</b>	<b>2</b>	<b>110</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

<sup>1</sup> Cette remonte d'individus issus de la banque de gènes vivants pourrait provenir des smolts de printemps lâchés en 2005 ou des tacons d'automne lâchés en 2004 (âge 1.1).

<sup>2</sup> Âge 2.1 – la génétique a confirmé que l'individu appartient à la classe reproductrice de 2002, d'où un tacon d'automne lâché.

Tableau 14 : Estimation des remontes de petits saumons de la rivière Big Salmon par origine, d'après l'analyse de la parenté, de 2000 à 2019.  
 « S.O. » = l'analyse de la parenté n'est pas applicable, car aucun adulte en montaison de cette catégorie n'était prévu l'année en question, « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année	Provenant de la banque de gènes vivants Alevins vésiculés	Tacons d'automne Provenant de la banque de gènes vivants Tacons d'automne (nageoire adipeuse retirée)	Géniteurs adultes Descendance de remontes d'adultes sauvages (analyse génétique)	Géniteurs adultes Errants avec nageoire adipeuse retirée	Géniteurs adultes Inconnus
2000	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	34
2001	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	18
2002	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	24
2003	S.O.	3	S.O.	0	15
2004	-	-	S.O.	-	-
2005	4	0	S.O.	0	37
2006	7	4	S.O.	0	49
2007	16	6	6	0	16
2008	6	2	5	0	23
2009	4	0	12	0	19
2010	16	10	19	3	33
2011	19	0	53	0	39
2012	-	-	-	-	-
2013	-	-	-	-	-
2014	0	0	0	0	13
2015	6	0	0	0	22
2016	11	0	0	0	3
2017	-	-	-	-	-
2018	13	0	10	0	19
2019	4	0	15	0	7
<b>Totaux 2005 à 2019</b>	<b>106</b>	<b>22</b>	<b>120</b>	<b>3</b>	<b>280</b>
<b>% du total</b>	<b>19,96 %</b>	<b>4,14 %</b>	<b>22,60 %</b>	<b>0,56 %</b>	<b>52,73 %</b>

Tableau 15 : Résumé des résultats de l'analyse de la parenté des grands saumons de la rivière Big Salmon de 2000 à 2019. « S.O. » = l'analyse de parenté n'est pas applicable, car aucun adulte en montaison de cette catégorie n'était prévu l'année en question, « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année	Nombre d'échantillons de tissus	Provenant de la banque de gènes vivants Alevins vésiculés	Provenant de la banque de gènes vivants Tacons d'automne (nageoire adipeuse retirée)	Géniteurs adultes Descendance des remontes d'adultes sauvages (analyse génétique)	Géniteurs adultes Errants avec nageoire adipeuse retirée	Géniteurs adultes Inconnus	Échappées de petits saumons	Proportion de la remonte totale échantillonnée
2000	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	7	0
2001	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	12	0
2002	0	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	0	7	0
2003	1	S.O.	0	S.O.	0	1	3	0,33
2004	0	-	-	S.O.	-	-	9	0
2005	4	0	0	S.O.	0	4	19	0,21
2006	3	0	0	S.O.	0	3	17	0,18
2007	2	0	0	S.O.	0	2	3	0,67
2008	2	1	0	0	0	1	14	0,14
2009	4	0	1	0	1	3	2	2
2010	4	0	0	0	0	4	9	0,44
2011	0	-	-	-	-	-	7	0
2012	0	-	-	-	-	-	5	0
2013	0	-	-	-	-	-	4	0
2014	1	1	0	0	0	0	3	0,33
2015	0	-	-	-	-	-	4	0
2016	0	-	-	-	-	-	5	0
2017	0	-	-	-	-	-	7	0
2018	0	-	-	-	-	-	2	0
2019	1	-	-	-	-	1	7	0,14

Année	Nombre d'échantillons de tissus	Provenant de la banque de gènes vivants Alevins vésiculés	Provenant de la banque de gènes vivants Tacons d'automne (nageoire adipeuse retirée)	Géniteurs adultes Descendance des remontes d'adultes sauvages (analyse génétique)	Géniteurs adultes Errants avec nageoire adipeuse retirée	Géniteurs adultes Inconnus	Échappées de petits saumons	Proportion de la remonte totale échantillonnée
<b>Totaux</b>	<b>22</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>19</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

Tableau 16 : Résumé des remontes de petits et grands saumons adultes de la rivière Big Salmon River a) issus de la banque de gènes vivants (BGV) et b) sauvages ou d'origine inconnue, par âge total après la smoltification entre 2000 et 2019 (n = 220 échantillons d'écaillés). « Inconnu » = données non connues, « - » = données d'évaluation non accessibles, « S.O. » = sans objet.

Nombre total d'années après la smoltification	Historique de la reproduction 1 <sup>re</sup>	Historique de la reproduction 2 <sup>e</sup>	Historique de la reproduction 3 <sup>e</sup>		Nombre d'individus	Longueur moyenne des femelles (cm)	Fécondité moyenne (nombre d'œufs)	% de femelles	% de l'échantillon
<b>a) Provenant de la BGV</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Petits saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>1</b>	0	S.O.	S.O.	1	47	55,2	3,288	59,57 %	94,00 %
<b>Grands saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>2</b>	0	S.O.	S.O.	2	1	80	8,191	100,00 %	2,00 %
<b>2</b>	1	S.O.	S.O.	3	1	-	-	0,00 %	2,00 %
<b>3</b>	2	S.O.	S.O.	3	1	80	8,191	100,00 %	2,00 %
<b>b) Origine sauvage ou inconnue</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Petits saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>1</b>	0	S.O.	S.O.	1	147	55,6	3,342	58,33 %	86,47 %
<b>2</b>	1	S.O.	S.O.	3	3	62	4,223	66,70 %	1,76 %
<b>Grands saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nombre total d'années après la smoltification	Historique de la reproduction 1 <sup>re</sup>	Historique de la reproduction 2 <sup>e</sup>	Historique de la reproduction 3 <sup>e</sup>		Nombre d'individus	Longueur moyenne des femelles (cm)	Fécondité moyenne (nombre d'œufs)	% de femelles	% de l'échantillon
1	0	S.O.	S.O.	1	3	-	-	0,00 %	1,76 %
2	1	S.O.	S.O.	3	9	65,1	4,734	62,50 %	5,29 %
3	1	2	S.O.	3	4	68,6	5,385	100,00 %	2,35 %
4	1	2	3	3	2	75	6,814	100,00 %	1,18 %
2	0	S.O.	S.O.	2	1	73,5	6,449	100,00 %	0,59 %
3	2	S.O.	S.O.	3	1	-	-	Inconnu	0,59 %

<sup>1</sup> Unibermarin vierge, <sup>2</sup> Dibermarin vierge, <sup>3</sup> Multifraie.

Tableau 17 : Résumé des remontes de petits et grands saumons atlantiques, capturés à la passe migratoire du barrage de White Rock, dans la rivière Gaspereau, de 1995 à 2019. « Inconnue » = origine inconnue : soit l'origine n'a pu être déterminée par l'analyse de la parenté, soit les échantillons de tissus n'ont pas été prélevés. « BGV » = poissons issus du programme de banque de gènes vivants – confirmés par analyse génétique, « Écloserie » = poissons d'écloserie avant le programme de BVG, et « Sauvage » = poissons provenant de géniteurs adultes précédents d'origine sauvage, « - » = données d'évaluation non accessibles, « S.O. » = sans objet.

Année	Petits saumons Écloserie	Petits saumons BGV	Petits saumons Sauvage	Petits saumons Inconnue	Petits saumons Total	Grands saumons Écloserie	Grands saumons BGV	Grands saumons Sauvage	Grands saumons Inconnue	Grands saumons Total	Total global
1995	29	S.O.	33	0	62	0	S.O.	19	0	19	81
1996	75	S.O.	41	0	116	29	S.O.	33	0	62	178
1997	30	S.O.	12	0	83	7	S.O.	12	0	19	102
1998	62	S.O.	8	0	78	12	S.O.	9	0	21	99
1999	0	S.O.	3	0	3	13	S.O.	25	0	38	41
2000	35	S.O.	5	0	56	13	S.O.	7	0	20	76
2001	11	S.O.	12	0	23	13	S.O.	20	0	33	56
2002	2	S.O.	8	0	10	4	S.O.	0	0	4	14
2003	3	S.O.	3	0	6	0	S.O.	2	0	2	8
2004	6	S.O.	5	7	18	1	S.O.	0	0	1	19
2005	S.O.	2	0	0	2	0	S.O.	0	0	0	2
2006	S.O.	2	1	0	3	S.O.	1	0	0	1	4
2007	S.O.	0	0	3	3	S.O.	0	0	0	0	3
2008	S.O.	11	0	1	12	S.O.	4	0	0	4	16
2009	S.O.	4	0	0	4	S.O.	0	0	1	1	5
2010	S.O.	2	1	3	6	S.O.	3	0	0	3	9
2011	S.O.	5	0	3	8	S.O.	4	0	1	5	13

Année	Petits saumons Écloserie	Petits saumons BGV	Petits saumons Sauvage	Petits saumons Inconnue	Petits saumons Total	Grands saumons Écloserie	Grands saumons BGV	Grands saumons Sauvage	Grands saumons Inconnue	Grands saumons Total	Total global
2012	S.O.	1	0	1	2	S.O.	1	0	0	1	3
2013	S.O.	0	0	0	0	S.O.	0	1	1	2	2
2014	S.O.	2	0	0	2	S.O.	0	0	0	0	2
2015	S.O.	5	0	0	5	S.O.	3	0	2	5	10
2016	S.O.	3	0	2	5	S.O.	0	0	0	0	5
2017	S.O.	10	0	1	11	S.O.	1	0	0	1	12
2018	S.O.	6	1	2	9	S.O.	0	0	0	0	9
2019	S.O.	14	0	0	14	S.O.	8 <sup>1</sup>	0	0	8 <sup>1</sup>	22
<b>Total</b>	<b>0</b>	<b>67</b>	<b>3</b>	<b>16</b>	<b>86</b>	<b>0</b>	<b>25</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>31</b>	<b>116</b>
<b>% total</b>	<b>S.O.</b>	<b>77,91 %</b>	<b>3,49 %</b>	<b>18,60 %</b>	<b>S.O.</b>	<b>S.O.</b>	<b>80,64 %</b>	<b>3,23 %</b>	<b>16,13 %</b>	<b>S.O.</b>	<b>S.O.</b>

<sup>1</sup> L'estimation des grands saumons en montaison comprend huit poissons issus de la banque de gènes vivants qui ont été lâchés en tant que charognards marqués acoustiquement en mai 2019.

*Tableau 18 : Résumé des petits et grands saumons a) provenant de la banque de gènes vivants (BGV) et b) d'origine sauvage ou inconnue selon l'âge total après la smoltification, l'historique de la reproduction, la longueur moyenne (cm), la fécondité (nombre d'œufs), le pourcentage de femelles et le pourcentage des saumons dans la rivière Gaspereau. Les valeurs ont été déterminées à partir de 125 échantillons d'écaillés dont l'âge a été déterminé, prélevés sur des adultes sauvages, d'écloserie et issus de la BGV en montaison capturés dans la passe migratoire du barrage de White Rock entre 2001 et 2016. « – » = données d'évaluation non accessibles, « S.O. » = sans objet. Reproduit de Jones et al. (2020).*

Nombre total d'années après la smoltification	Historique de la reproduction1 <sup>re</sup>	Historique de la reproduction2 <sup>e</sup>	Historique de la reproduction3 <sup>e</sup>		Nombre d'individus	Longueur moyenne des femelles (cm)	Fécondité moyenne (nombre d'œufs)	% de femelles	% de l'échantillon
<b>a) Provenant de la BGV</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Petits saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>1</b>	0	S.O.	S.O.	1	42	53,6	3 100	11,90 %	62,70 %
<b>Grands saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>2</b>	0	S.O.	S.O.	2	21	70,4	5 753	85,70 %	31,30 %
<b>3</b>	0	S.O.	S.O.	3	2	69	5 464	50,00 %	3,00 %
<b>3</b>	1	S.O.	S.O.	4	2	S.O.	S.O.	0,00 %	3,00 %

Nombre total d'années après la smoltification	Historique de la reproduction <sup>1re</sup>	Historique de la reproduction <sup>2e</sup>	Historique de la reproduction <sup>3e</sup>		Nombre d'individus	Longueur moyenne des femelles (cm)	Fécondité moyenne (nombre d'œufs)	% de femelles	% de l'échantillon
<b>b) Origine sauvage ou inconnue</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Petits saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>1</b>	0	S.O.	S.O.	<sup>1</sup>	34	53,6	3 100	70,60 %	58,60 %
<b>2</b>	0	S.O.	S.O.	<sup>2</sup>	1	57,5	3 579	100,00 %	1,70 %
<b>Grands saumons</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>2</b>	0	S.O.	S.O.	<sup>2</sup>	21	68,6	5 385	95,20 %	36,20 %
<b>3</b>	1	S.O.	S.O.	<sup>4</sup>	2	75	6 814	50,00 %	3,40 %

<sup>1</sup> Unibermarin vierge, <sup>2</sup> Dibermarin vierge, <sup>3</sup> Tribbermanin vierge, <sup>4</sup> Multifraie.

Tableau 19 : Résumé du déclin des remontes et des échappées de saumons atlantiques adultes pour les populations de deux rivières dans l'UD 15 de l'IBF à partir d'un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés. Les écarts-type (ET) et les intervalles de confiance à 95 % (IC) sont indiqués. La durée de trois générations pour la population de la rivière Big Salmon est de 13 ans. Une valeur négative pour le taux de déclin indique une augmentation de l'effectif de la population. Les ajustements du modèle sont présentés dans les figures 19 à 22.

Population	Période	Nombre d'années	Pente	ET	Modèle log-linéaire Taux de déclin sur 1 an (%)	Modèle log-linéaire IC à 95 %	Modèle log-linéaire IC à 95 %	Modèle log-linéaire Déclin sur la période (%)	Modèle log-linéaire IC à 95 %	Modèle log-linéaire IC à 95 %
Remontes totales dans la rivière Big Salmon	2006 à 2019	13	-0,07	0,04	6,63	-1,24	13,90	59,01	-17,42	85,70
Échappées totales dans la rivière Big Salmon	2006 à 2019	13	-0,07	0,04	6,90	-0,74	13,97	60,52	-10,03	85,85
Remontes totales dans la rivière Gaspereau	2009 à 2019	10	0,07	0,07	-2,65	-22,78	6,59	-29,95	-678,77	49,43
Échappées totales dans la rivière Gaspereau	2009 à 2019	10	-0,06	0,07	5,59	-8,46	17,82	57,79	-238,18	94,74

Tableau 20 : Pourcentage de smolts de la rivière Stewiacke appartenant à chaque groupe de devenir au cours des trois années d'étude.

-	2017	2018	2019
Migration réussie	14 %	46 %	62,5 %
Mortalité	38 %	18 %	12,5 %
Prédation	48 %	36 %	25 %

Tableau 21 : Estimation des taux annuels de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon pour les alevins et les tacons provenant de la banque de gènes vivants (BGV) de la rivière Big Salmon, ainsi que des géniteurs adultes. « S.O. » = sans objet, « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année des smolts	Smolts issus de la BGV lâchés	Origines combinées Alevins vésiculés issus de la BGV	Origines combinées Tacons issus de la BGV	Origines combinées Géniteurs adultes	Taux de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon par origine BGV Alevins vésiculés	Taux de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon par origine Tacons issus de la BGV	Taux de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon par origine Géniteurs adultes	% combiné <sup>1</sup>
2001	-	-	-	5 290	S.O.	S.O.	0,45 %	0,45%
2002	19 725	-	2 035	4 295	S.O.	0,15 %	0,35 %	0,28%
2003	13 650	3 640	6 120	5 560	-	-	-	0,05%
2004	11 663	3 036	1 691	2 934	0,13 %	0,00 %	1,26 %	0,54%
2005	1 296	3 320	4 175	1 230	0,21 %	0,10 %	3,98 %	0,69%
2006	1 413	8 954	8 940	8 401	0,18 %	0,07 %	0,26 %	0,17%
2007	-	2 363	5 855	4 037	0,25 %	0,03 %	0,69 %	0,29%
2008	-	3 909	2 110	6 841	0,10 %	0,00 %	0,45 %	0,27%
2009	2 072	6 568	4 756	5 392	0,24 %	0,21 %	0,96 %	0,47%
2010	2 077	5 464	6 840	7 156	0,35 %	0,00 %	1,29 %	0,57%
2011	432	4 543	2 939	5 592	-	-	-	0,08%
2012	S.O.	4 239	1 900	6 881	-	-	-	0,05%
2013	S.O.	5 350	1 050	4 490	0,00 %	0,00 %	0,29 %	0,12%
2014	S.O.	1 482	40	2 988	0,40 %	0,00 %	0,74 %	0,62%
2015	S.O.	6 435	S.O.	3 255	0,17 %	S.O.	0,09 %	0,14%
2016	S.O.	5 737	S.O.	1 443	-	-	-	-
2017	S.O.	7 879	S.O.	1 501	0,05 %	S.O.	0,60 %	0,45%
2018	S.O.	4 776	S.O.	2 534	0,02 %	S.O.	0,24 %	0,36%
2019	S.O.	8 336	S.O.	1 654	-	-	-	-

<b>Année des smolts</b>	<b>Smolts issus de la BGV lâchés</b>	<b>Origines combinées Alevins vésiculés issus de la BGV</b>	<b>Origines combinées Tacons issus de la BGV</b>	<b>Origines combinées Géniteurs adultes</b>	<b>Taux de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon par origine BGV Alevins vésiculés</b>	<b>Taux de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon par origine Tacons issus de la BGV</b>	<b>Taux de montaison du stade de smolt à celui de petit saumon par origine Géniteurs adultes</b>	<b>% combiné<sup>1</sup></b>
<b>Moyenne (de 2004 à 2010)</b>	<b>Moyenne (de 2004 à 2010)</b>	-	-	-	<b>0,21 %</b>	<b>0,06 %</b>	<b>1,27 %</b>	<b>0,43 %</b>
<b>Moyenne (de 2005 à 2018)</b>	<b>Moyenne (de 2005 à 2018)</b>	-	-	-	<b>0,18 %</b>	<b>0,05 %</b>	<b>0,87 %</b>	<b>0,33 %</b>
<b>Moyenne (de 2001 à 2018)</b>	<b>Moyenne (de 2001 à 2018)</b>	-	-	-	<b>0,18 %</b>	<b>0,06 %</b>	<b>0,83 %</b>	<b>0,32 %</b>

<sup>1</sup> Les valeurs combinées excluent les smolts issus de la banque de gènes vivants qui ont été lâchés.

Tableau 22 : Estimation des taux de montaison du stade de smolt à celui de petit et de grand saumon pour les alevins et les tacons provenant de la banque de gènes vivants (BGV) de la rivière Gaspereau, ainsi que des géniteurs adultes. « - » = données d'évaluation non accessibles.

Année des smolts	Smolts issus de la BGV lâchés	Alevins vésiculés issus de la BGV	Tacons issus de la BGV	Géniteurs adultes	% Petits	% Petits et grands
2007	1 035	2 934 <sup>1</sup>	-	71	0,40 %	0,43 %
2008	3 300	1 033 <sup>1</sup>	-	67	0,36 %	0,64 %
2009	-	1 077 <sup>1</sup>	3 099	1 459	0,11 %	0,21 %
2010	-	1 061 <sup>1</sup>	5 391	902	0,10 %	0,12 %
2011	-	932	2 634	2 153	0,02 %	0,05 %
2012	300	622	461	585	0,00 %	0,00 %
2013	-	2 772	-	228	0,07 %	0,23 %
2014	-	1 012	-	162	0,43 %	0,43 %
2015	-	1 973	-	1 295	0,15 %	0,18 %
2016	-	4 567	-	645	0,21 %	0,21 %
2017	-	2 691	-	399	0,29 %	0,29 %
2018	-	1 779	-	291	0,68 %	-
2019	-	2 185	-	277	-	-
<b>Moyenne</b>	-	-	-	-	<b>0,23 %</b>	<b>0,29 %</b>

## FIGURES

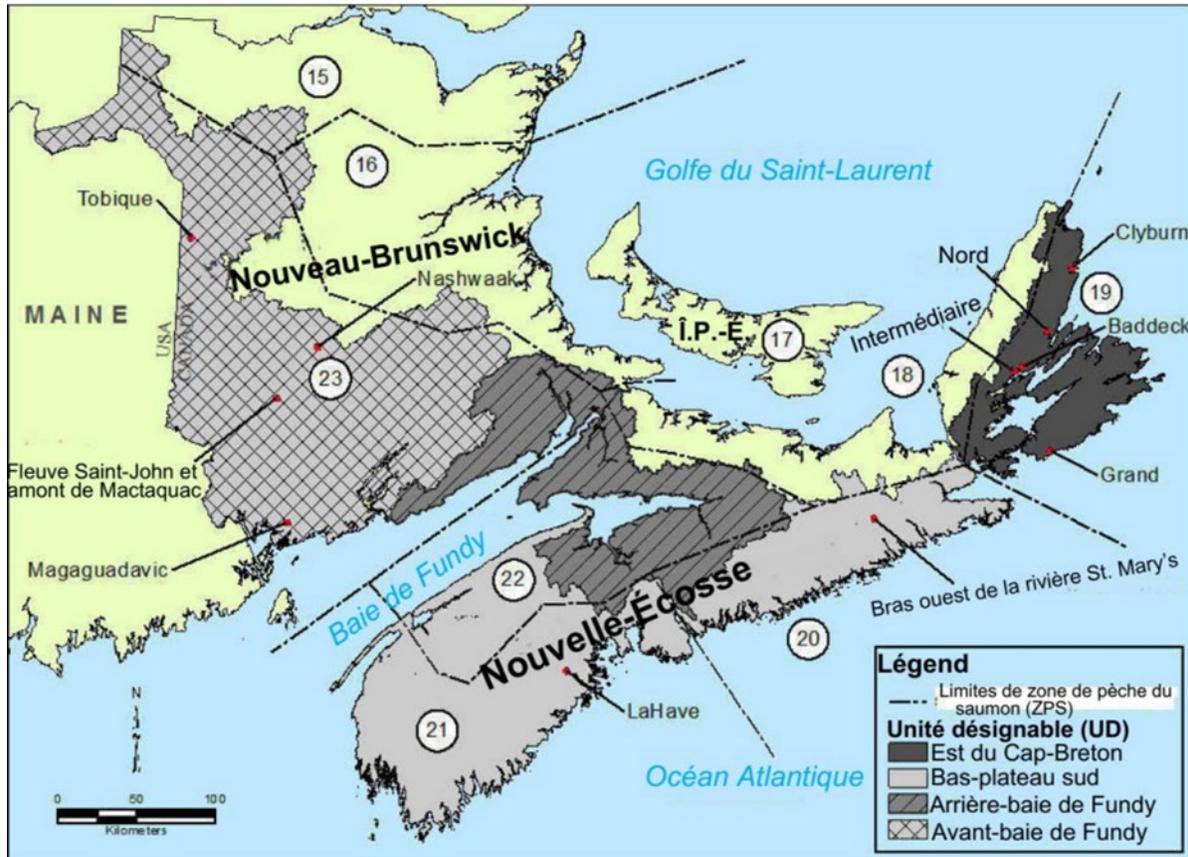


Figure 1 : Carte illustrant l'emplacement des rivières à saumon où se sont concentrées les activités de surveillance, des zones de pêche du saumon (ZPS) et des unités désignables (UD) du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) mentionnées dans la présente mise à jour. Les numéros 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).

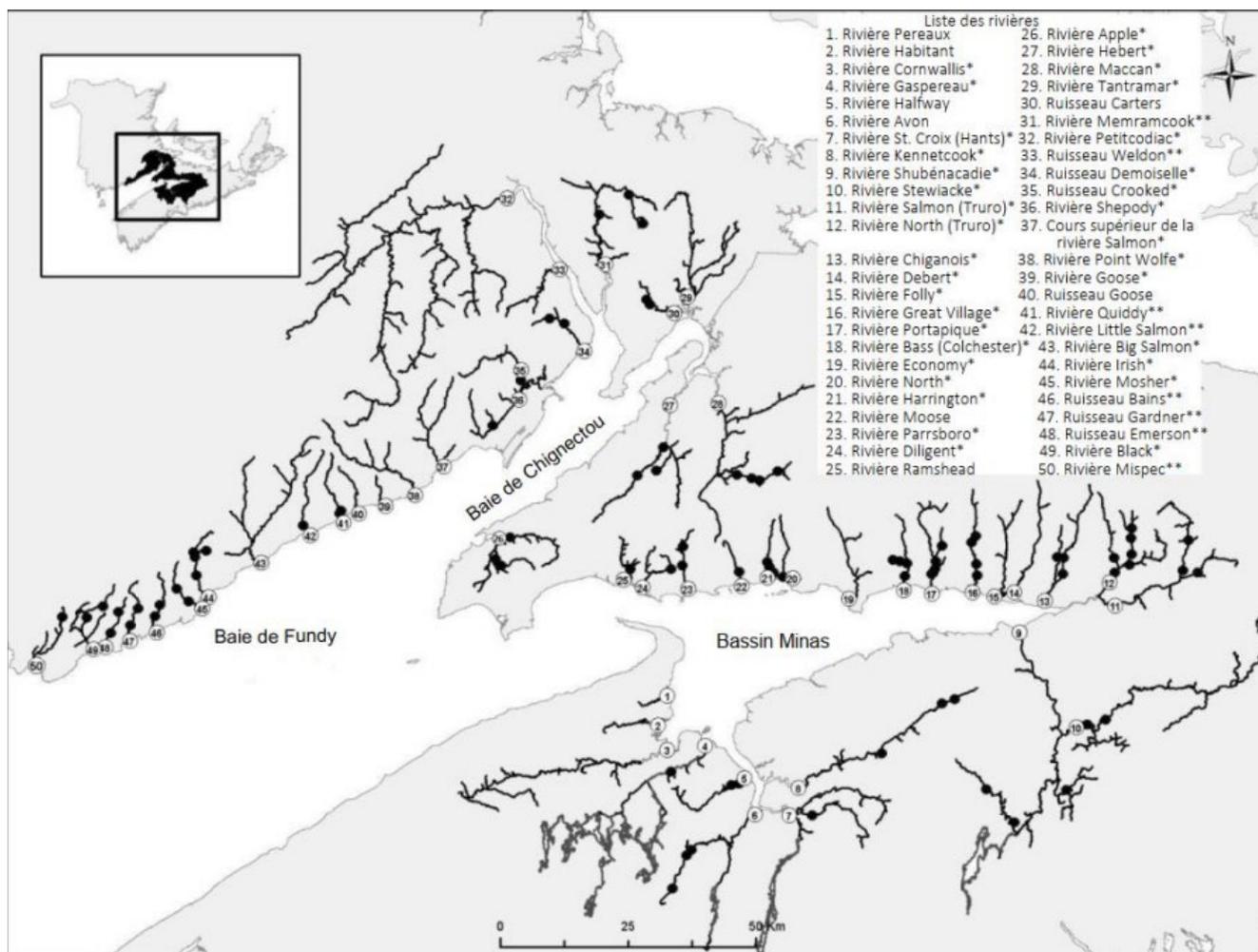


Figure 2 : Emplacement de l'unité désignable (UD) du saumon atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy (IBF) et des cinquante (50) rivières de l'IBF dans le programme de rétablissement (MPO 2010). Les rivières marquées d'un astérisque [\*] soutenaient des populations autosuffisantes de saumon atlantique, comme l'indiquent les données sur les prises de la pêche récréative et de la pêche historique à l'électricité. Les rivières marquées de deux astérisques [\*\*] sont considérées comme ayant produit des saumons.

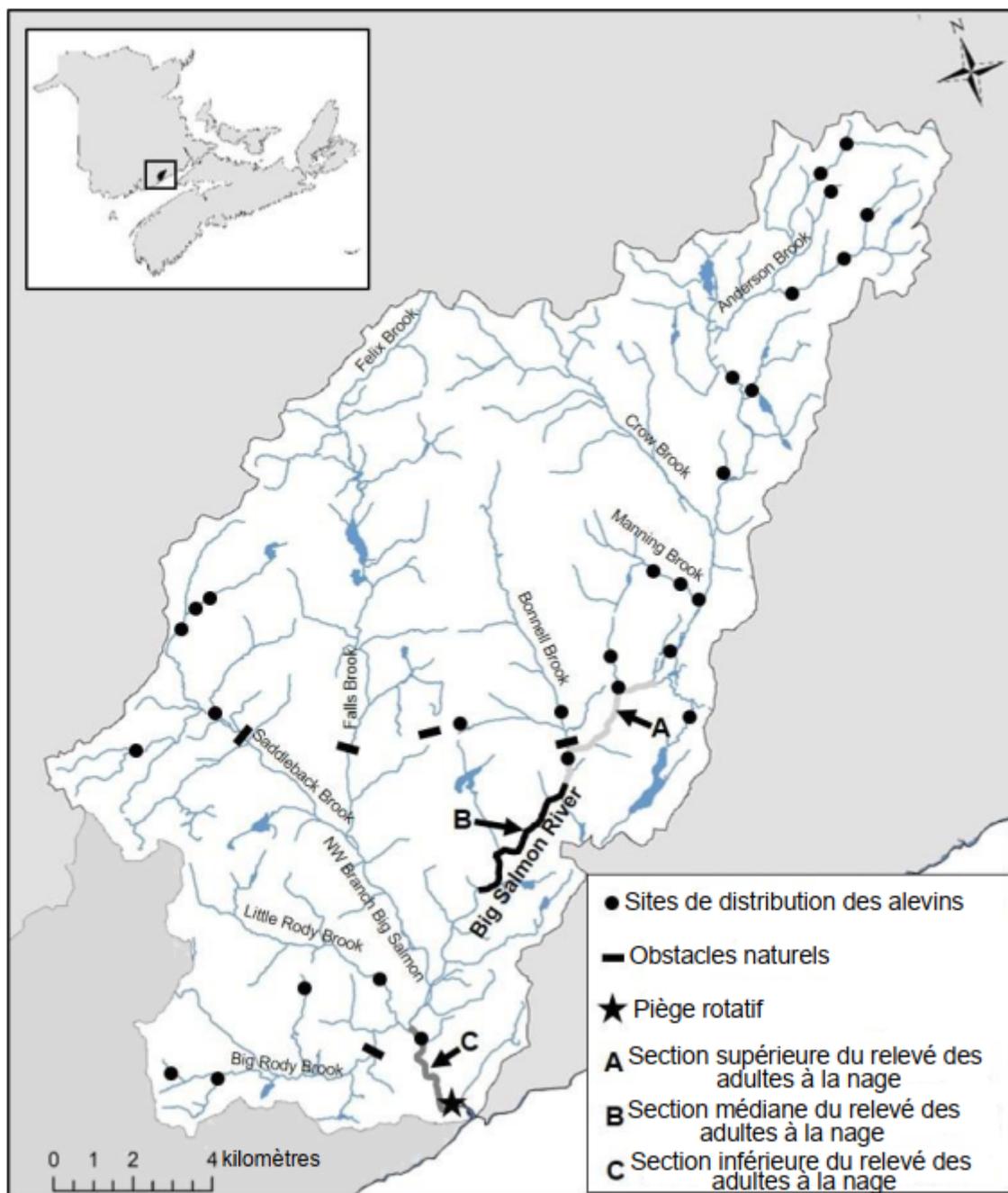


Figure 3 : Carte des efforts d'évaluation dans la rivière Big Salmon, au Nouveau-Brunswick, montrant l'emplacement des sites de distribution d'alevins (cercles noirs pleins), des obstacles naturels (rectangles noirs pleins), du piège à vis rotatif (étoile noire), et des relevés en apnée des adultes (tronçon supérieur [A, ligne grise pleine], tronçon médian [B, ligne noire pleine], tronçon inférieur [C, ligne grise pleine]).

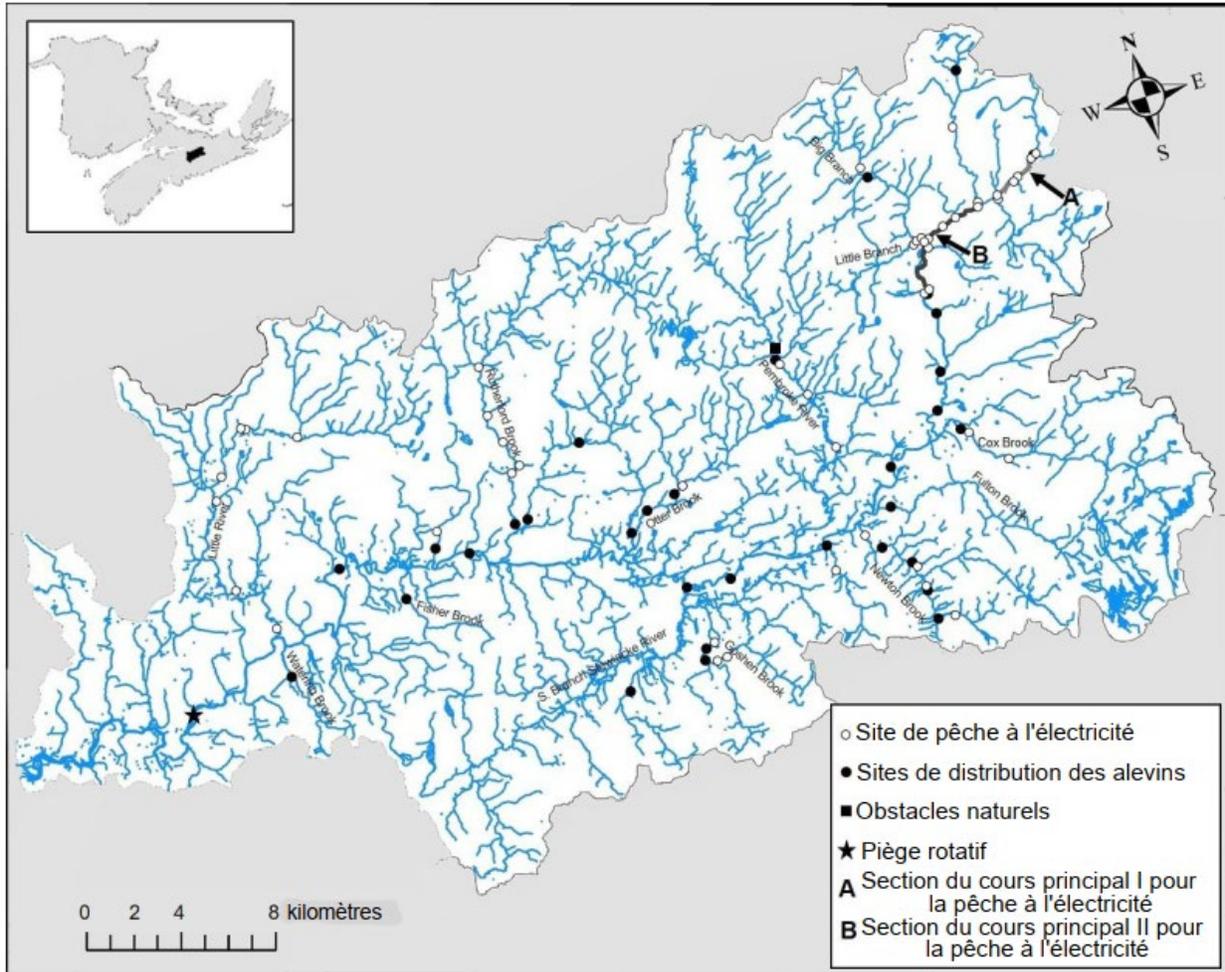


Figure 4 : Carte des efforts d'évaluation dans la rivière Stewiacke, en Nouvelle-Écosse, montrant l'emplacement des sites de distribution d'alevins (cercles noirs pleins), des obstacles naturels (carrés noirs pleins), du piège à vis rotatif (étoile noire), des sites de pêche à l'électricité (cercles blancs) et des relevés (tronçon I [A, ligne gris foncé] et tronçon II [B, ligne gris foncé]).

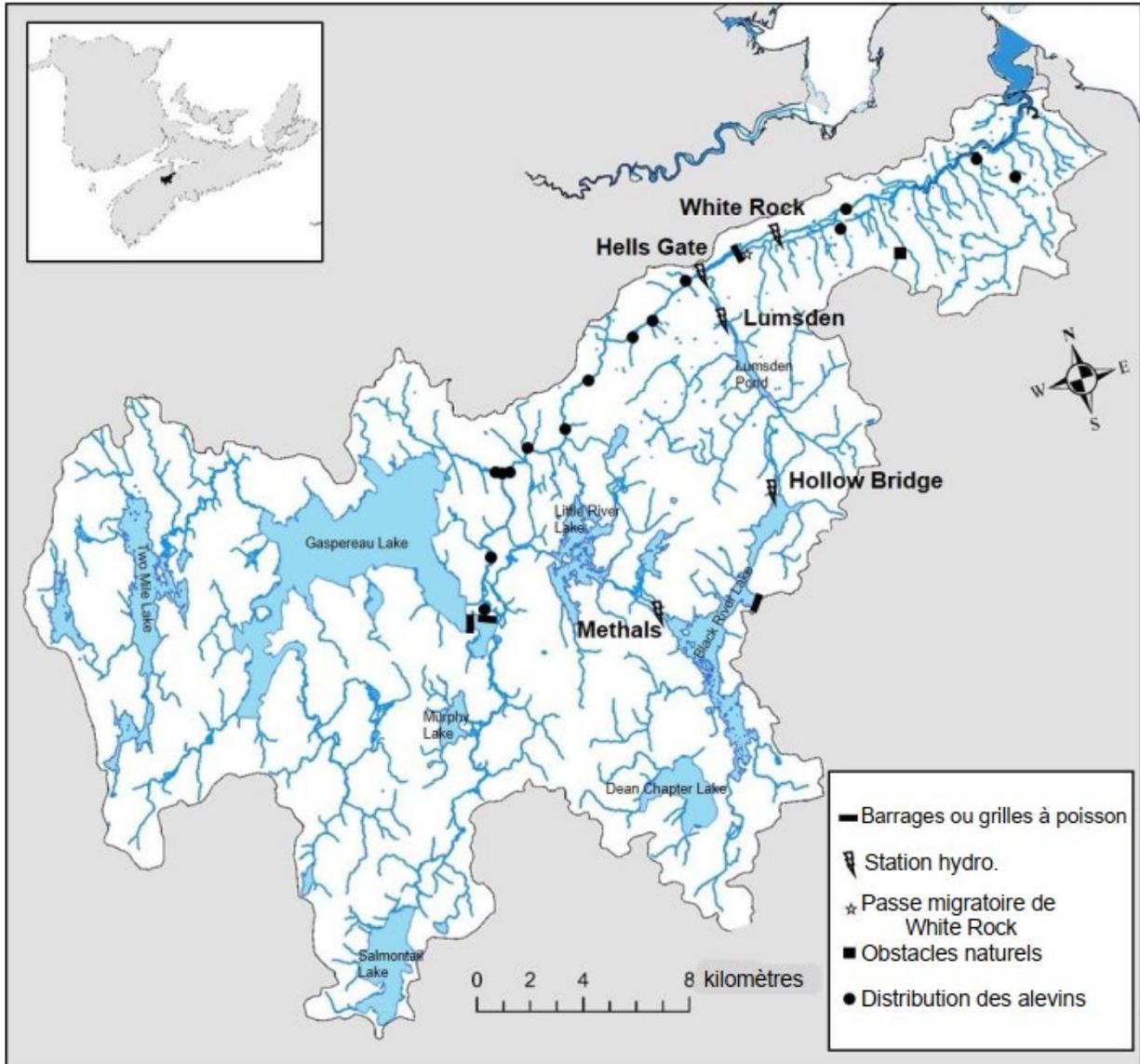


Figure 5 : Carte des efforts d'évaluation dans la rivière Gaspereau, en Nouvelle-Écosse, montrant l'emplacement des points de repère hydroélectriques (barrages/grilles à poisson [rectangles noirs pleins], des stations hydroélectriques (zigzags blancs avec contour noir) et de la passe migratoire de White Rock (étoile blanche), des sites de distribution d'alevins (cercles noirs pleins) et des obstacles naturels (carrés noirs pleins).

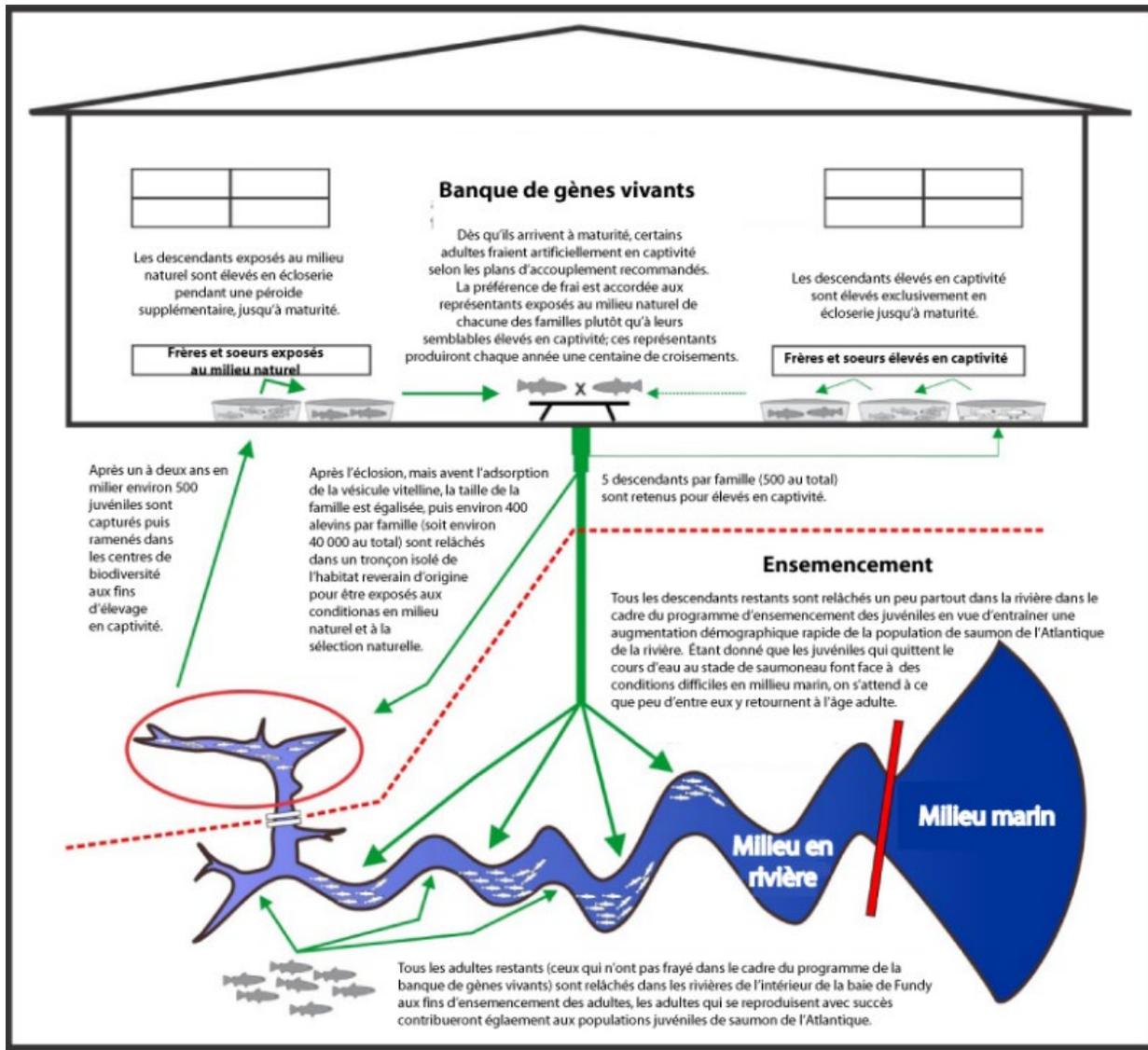


Figure 6 : Schéma du programme de conservation actuel de la population de l'intérieur de la baie de Fundy, dans la rivière Stewiacke, incluant les volets de la banque de gènes vivants (au-dessus de la ligne rouge pointillée) et de l'ensemencement (en-dessous de la ligne rouge pointillée). Reproduit de MPO (2018).

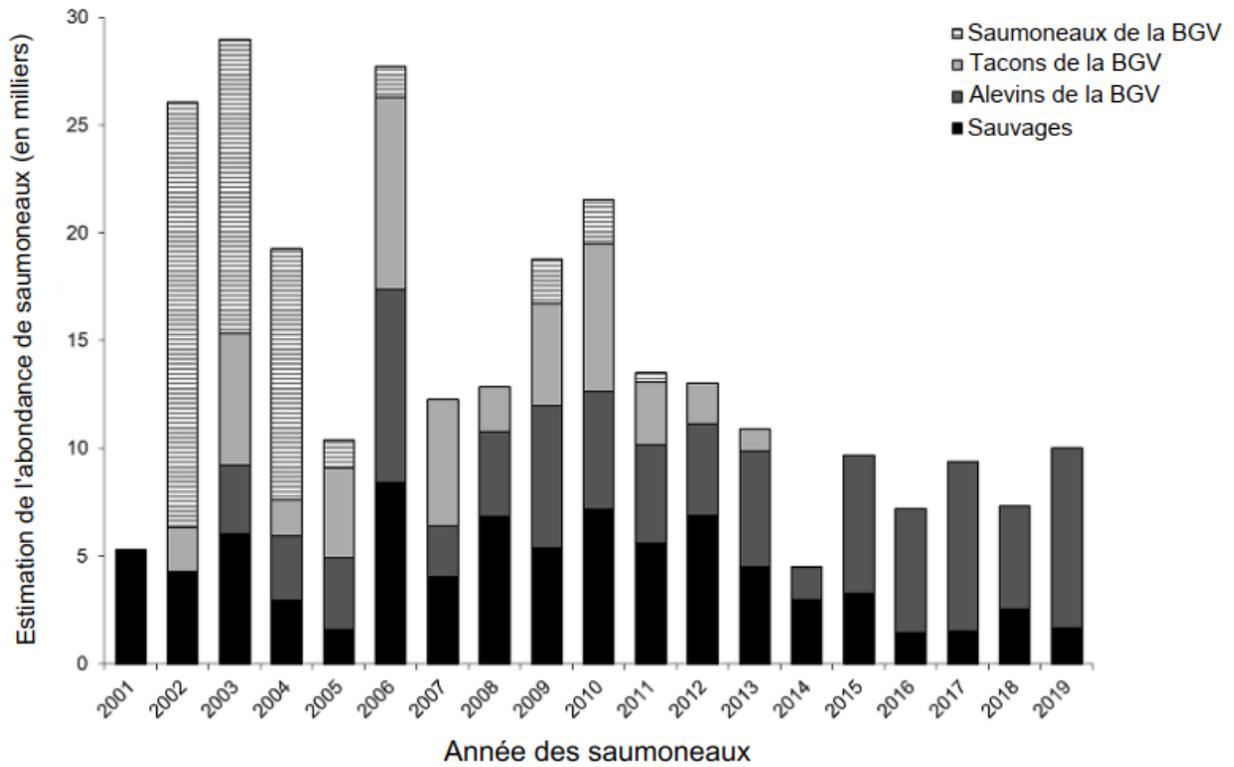


Figure 7 : Estimations de l'abondance des smolts dans la rivière Big Salmon (en milliers) selon l'origine, de 2001 à 2019.

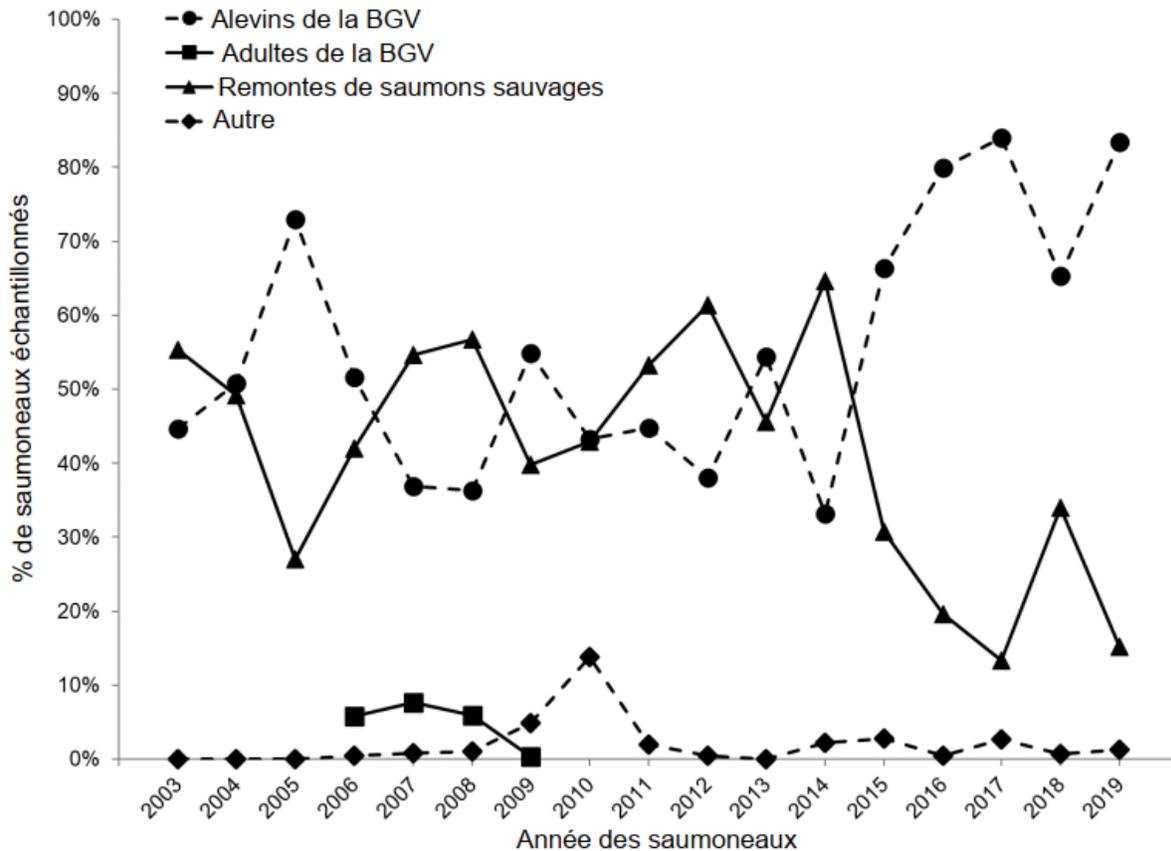


Figure 8 : Analyse génétique de la parenté pour déterminer l'origine des smolts de la rivière Big Salmon – smolts en dévalaison dont la nageoire adipeuse n'a pas été retirée, échantillonnés entre 2003 et 2019. Les « remontes sauvages » sont une combinaison des smolts qui ont été attribués à des remontes antérieures d'adultes (c'est-à-dire échantillonnés pendant les activités d'évaluation) et de ceux qui n'ont pas été attribués à un parent dans la base de données de la banque de gènes vivants.

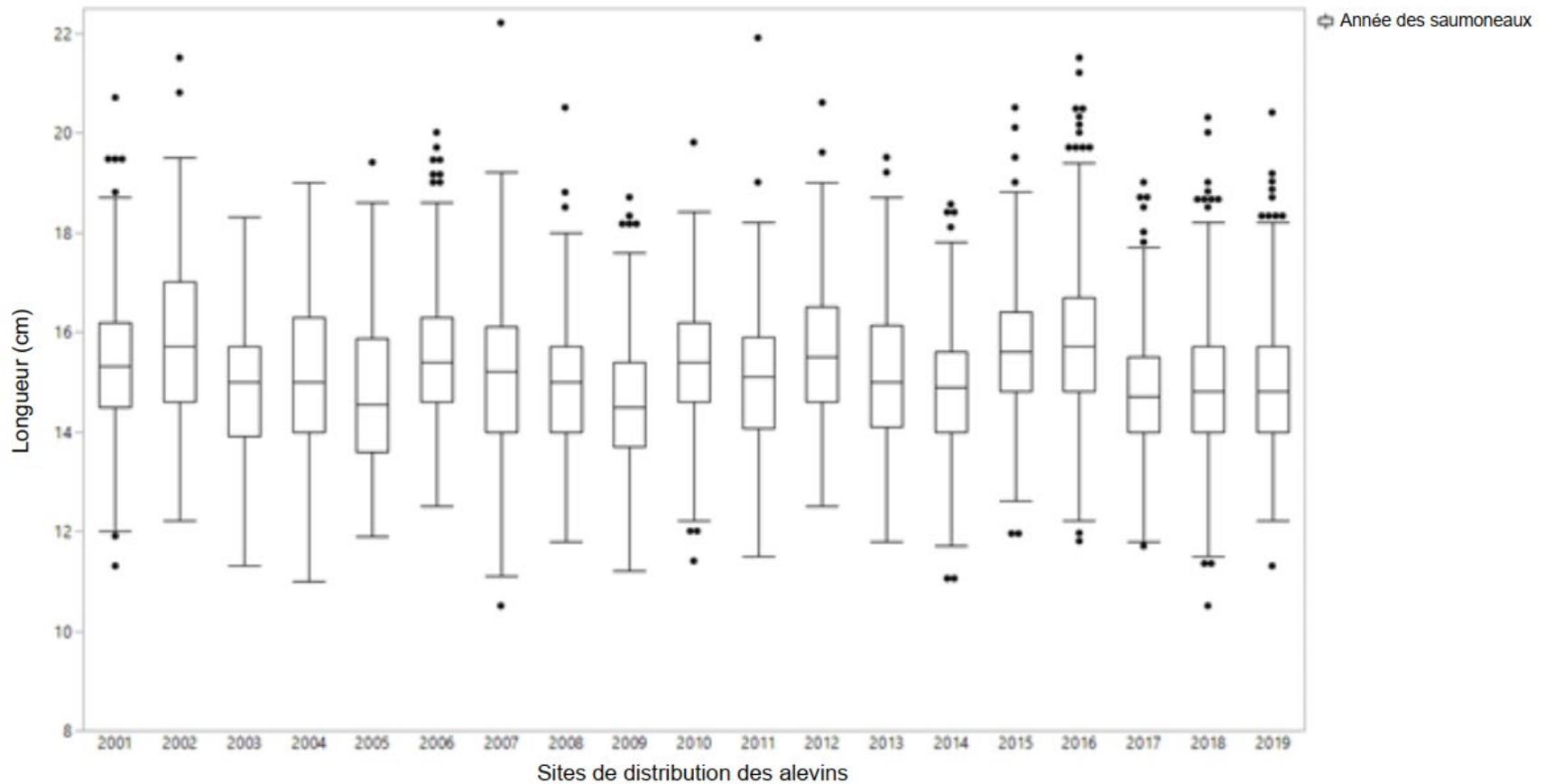


Figure 9 : Diagramme de quartiles résumant la variation de la longueur des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> mesurée au piège à vis rotatif de la rivière Big Salmon de 2001 à 2019, montrant la médiane et les 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> centiles. Les barres d'erreur représentent les 10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles, tandis que les valeurs aberrantes sont indiquées par des cercles.

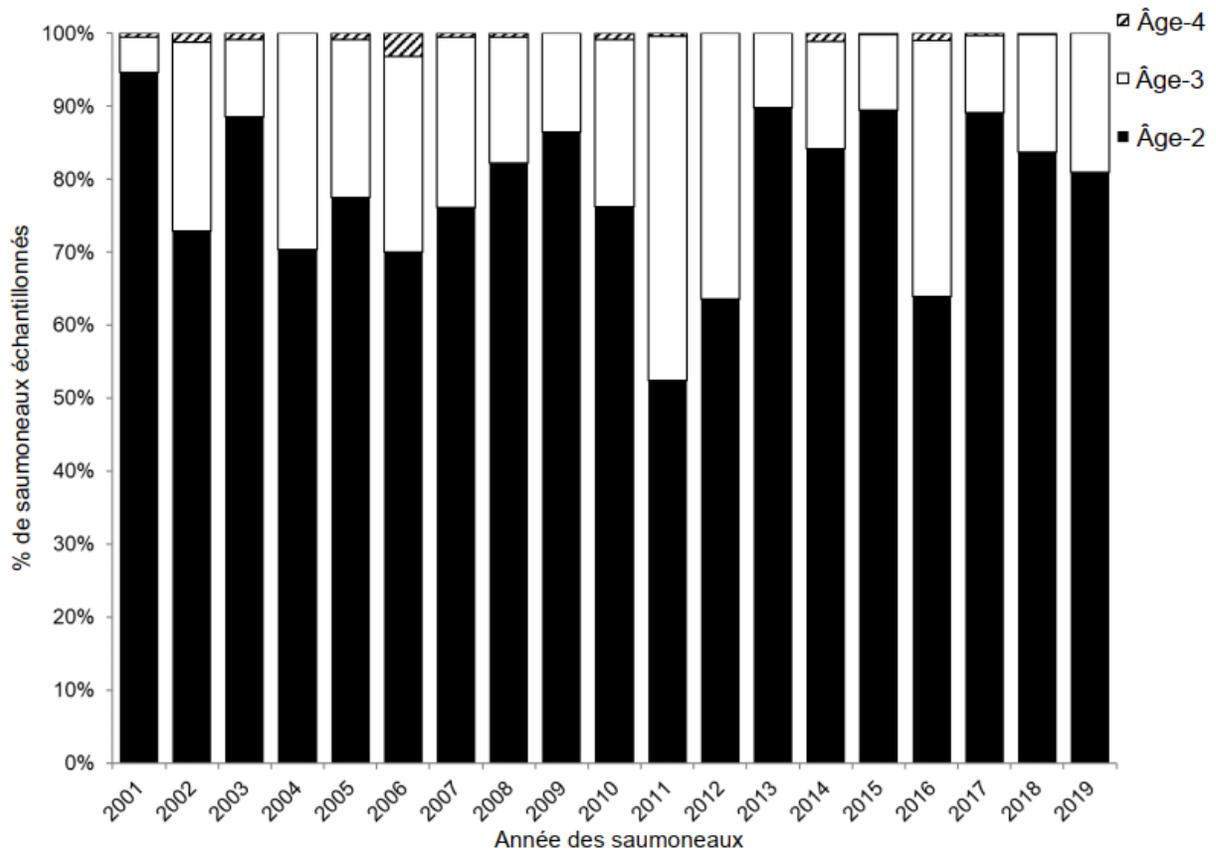


Figure 10 : Proportions selon l'âge des smolts issus d'alevins de la banque de gènes vivants ou sauvages de la rivière Big Salmon, déterminées par l'analyse d'écailles effectuée de 2001 à 2019. L'échantillonnage des écailles dans la rivière Big Salmon comprend tous les smolts prélevés pour la banque de gènes vivants (d'origine sauvage/BGV<sub>ALEVIN</sub>), ainsi qu'une proportion des BGV<sub>TACON</sub>.

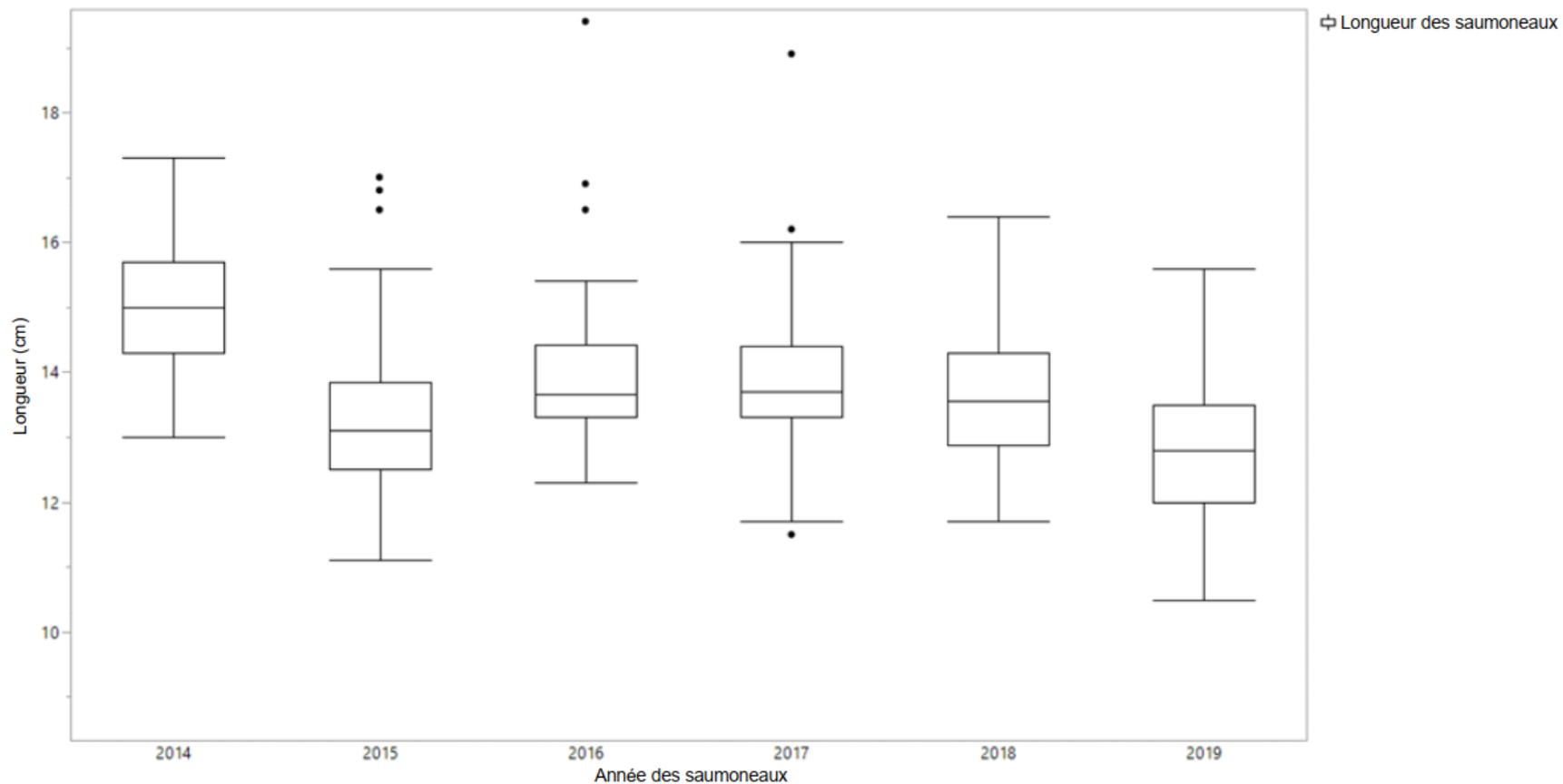


Figure 11 : Diagramme de quartiles résumant la variation de la longueur des smolts sauvages/BGV<sub>ALEVIN</sub> mesurée au piège à vis rotatif de la rivière Stewiacke de 2011 à 2019, montrant la médiane et les 25<sup>e</sup> et 75<sup>e</sup> centiles. Les barres d'erreur représentent les 10<sup>e</sup> et 90<sup>e</sup> centiles, tandis que les valeurs aberrantes sont indiquées par des cercles.

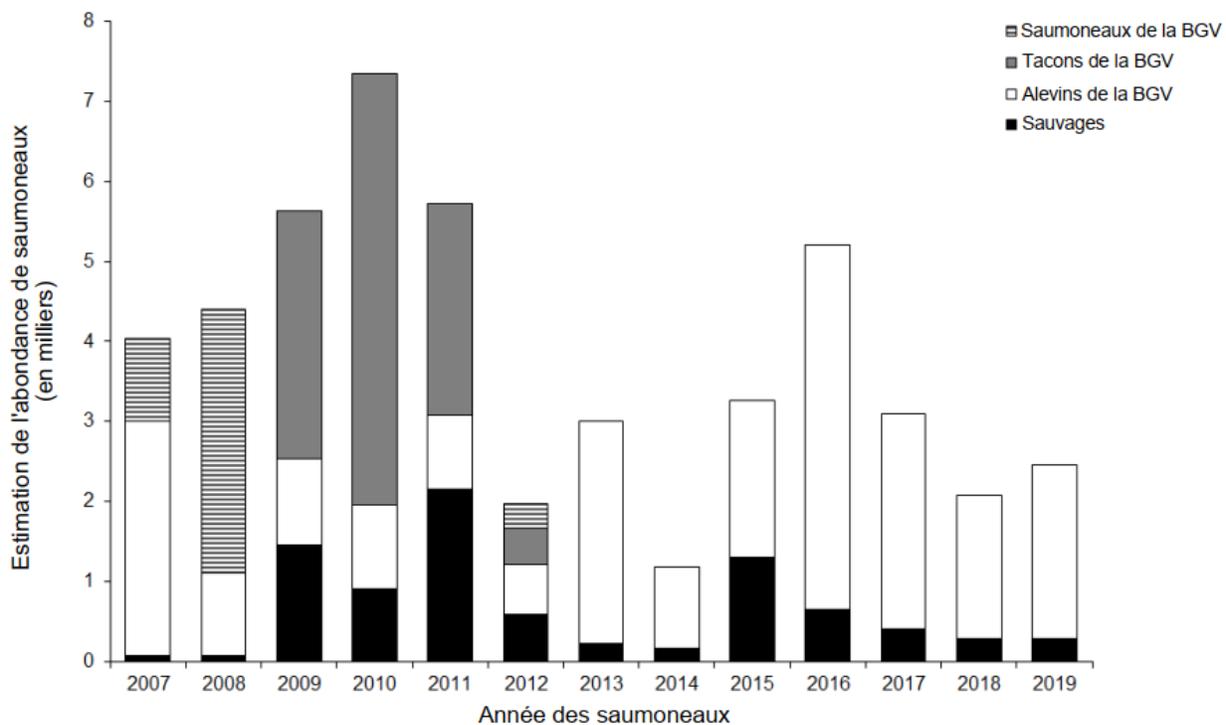


Figure 12 : Estimations de l'abondance des smolts dans la rivière Gaspereau (en milliers) selon l'origine, de 2007 à 2019.

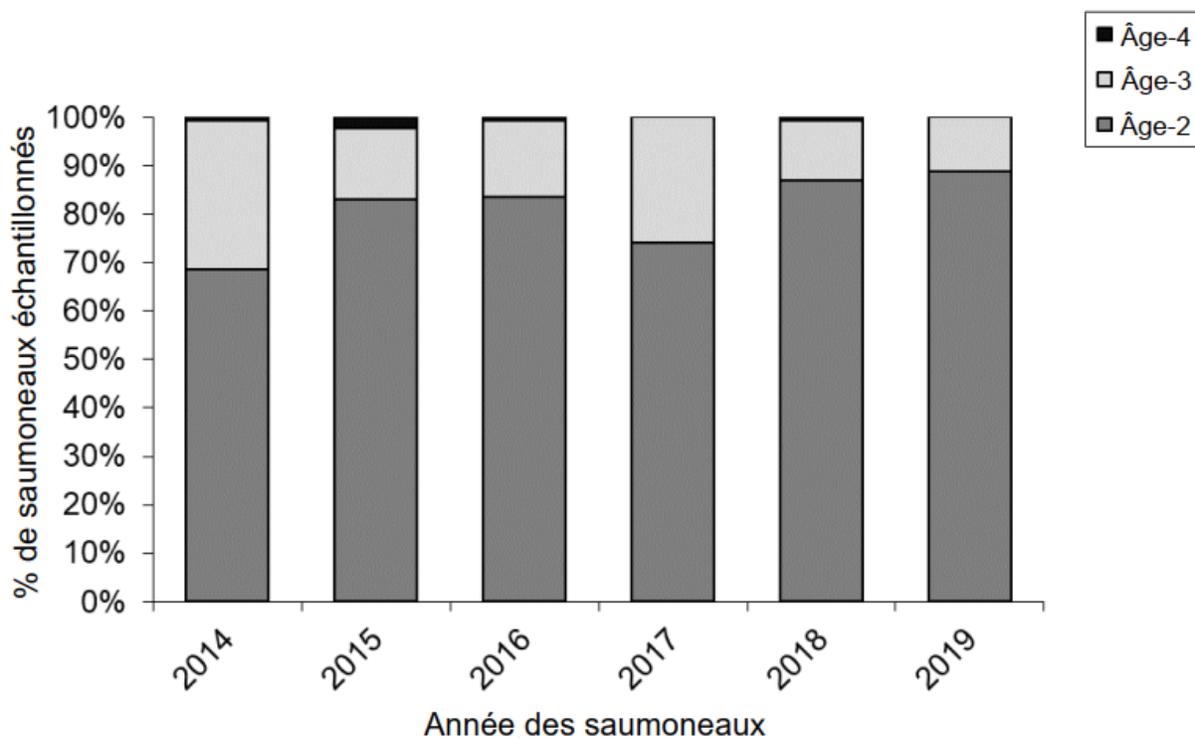


Figure 13 : Résumé des proportions selon l'âge pour les smolts sauvages ou issus de BGV<sub>ALEVIN</sub> de la rivière Gaspereau échantillonnés, d'après l'analyse des écailles, de 2014 à 2019.

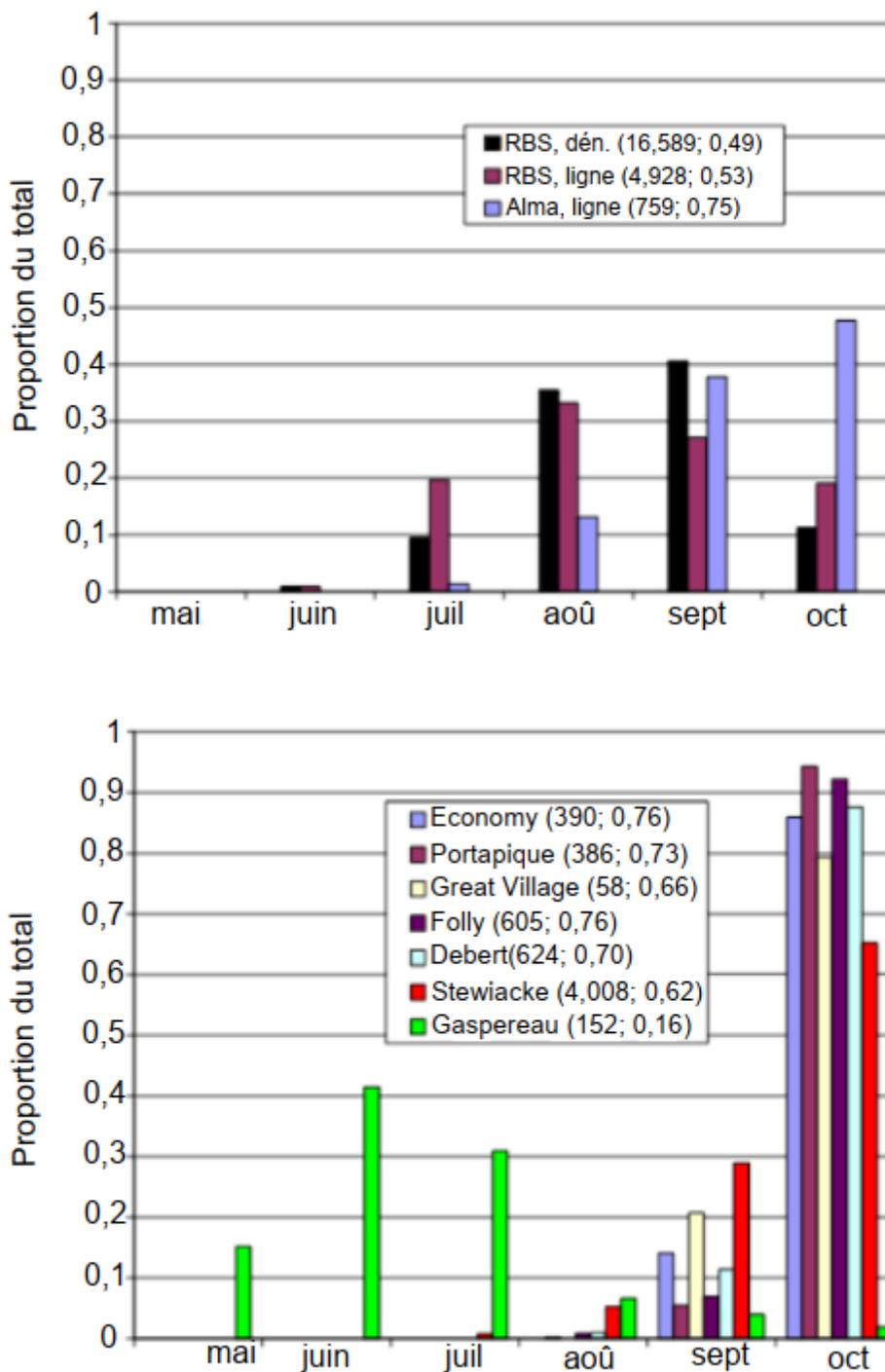


Figure 14 : Distribution mensuelle des remontes de saumons adultes à la barrière de dénombrement de la rivière Big Salmon, de 1964 à 1966, de 1968 à 1970 et en 1972 (Jessop 1986) et capturés par les pêcheurs à la ligne dans les rivières Big Salmon et Alma (Upper Salmon), de 1964 à 1973 (Swetnam et O'Neil 1985, O'Neil et Swetnam 1984) [graphique supérieur] et capturés par les pêcheurs à la ligne, de 1964 à 1973, dans les rivières du bassin Cobequid, en Nouvelle-Écosse (Swetnam et O'Neil, op. cit., O'Neil et Swetnam, op. cit.), de 1964 à 1973. Nombre de poissons et proportion d'unibermarins entre parenthèses. Reproduit de Marshall (2014).

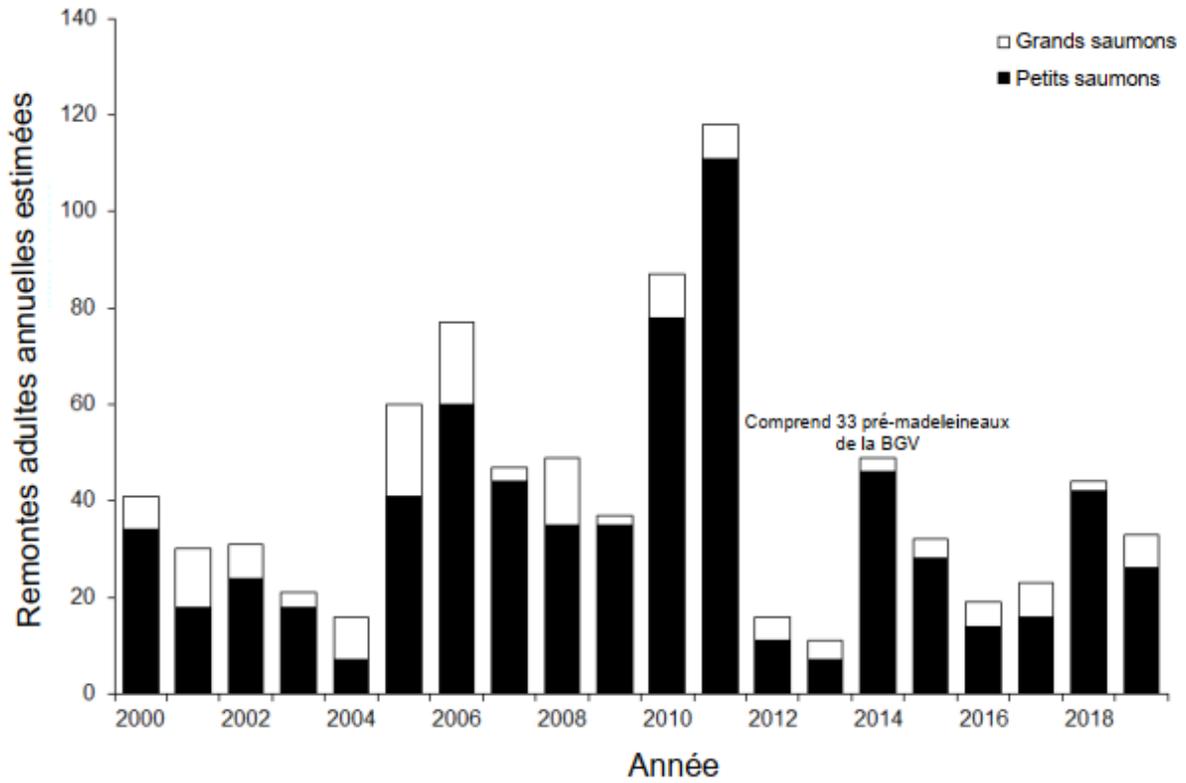


Figure 15 : Estimation des remontes de saumons adultes petits (en noir) et grands (en blanc), dans la rivière Big Salmon, de 2000 à 2019.

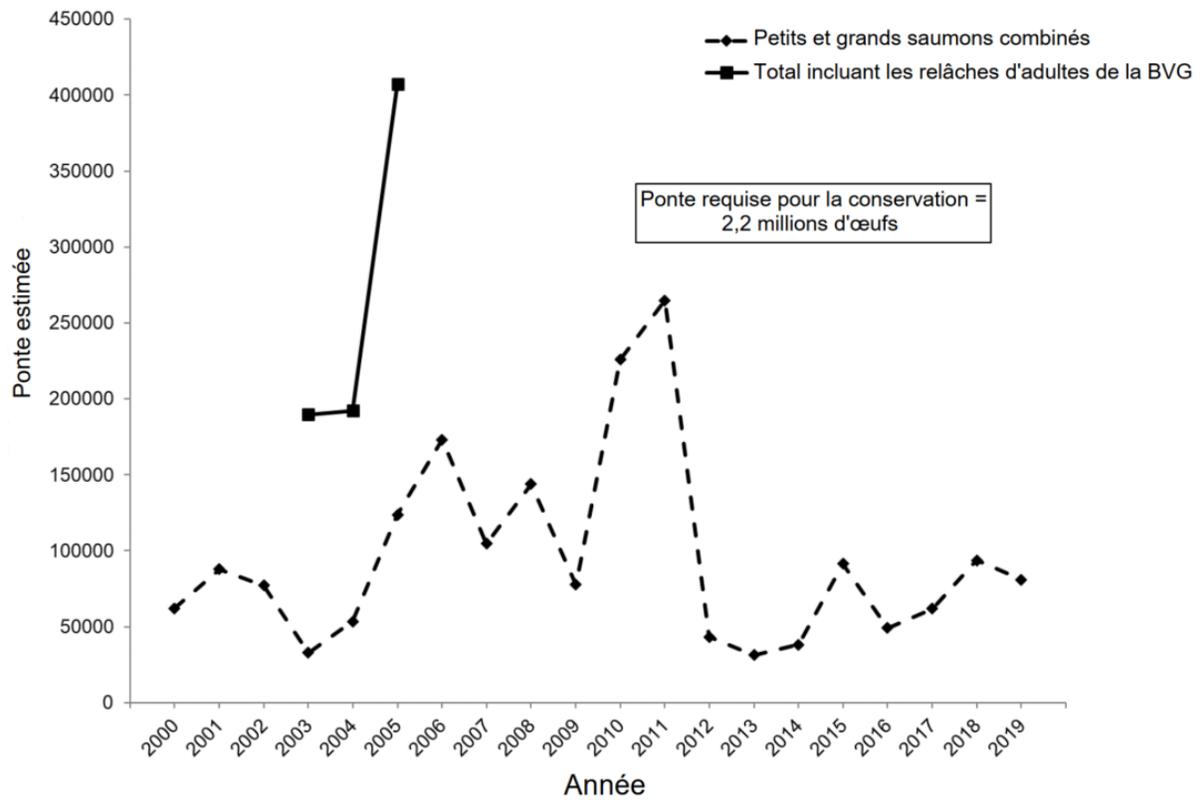


Figure 16 : Estimation de la ponte dans la rivière Big Salmon de 2000 à 2019.

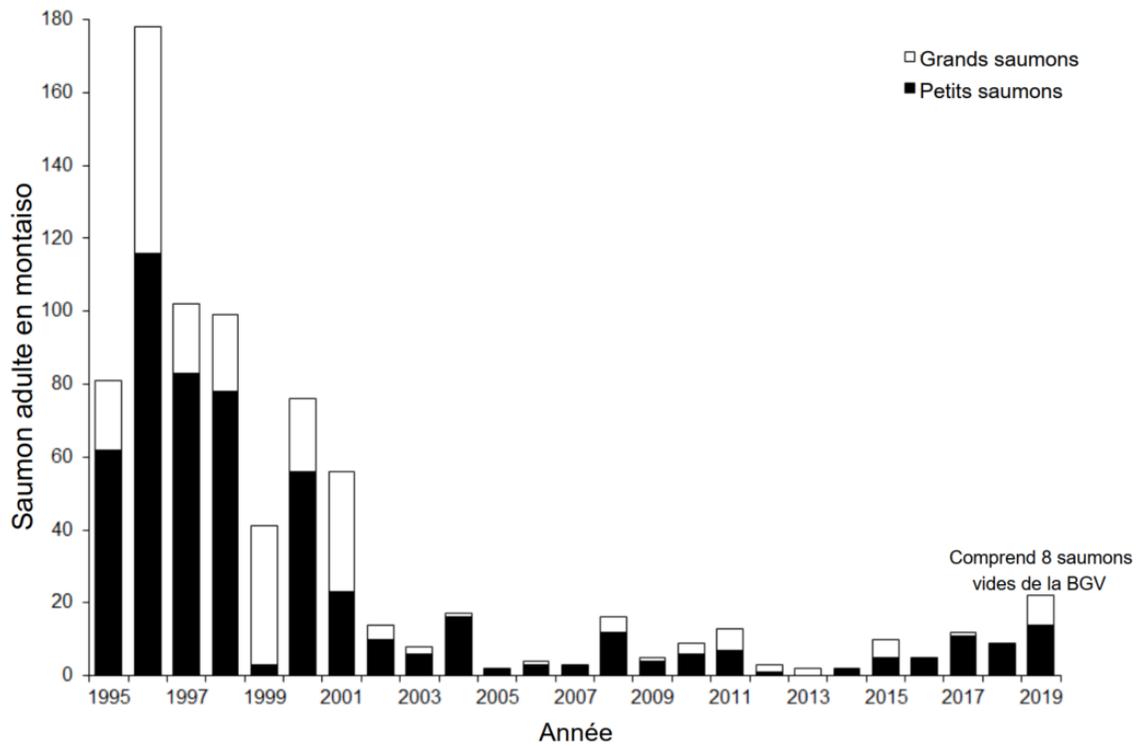


Figure 17 : Nombre de petits et de grands saumons de la rivière Gaspereau à la passe migratoire du barrage de White Rock, de 1995 à 2019.

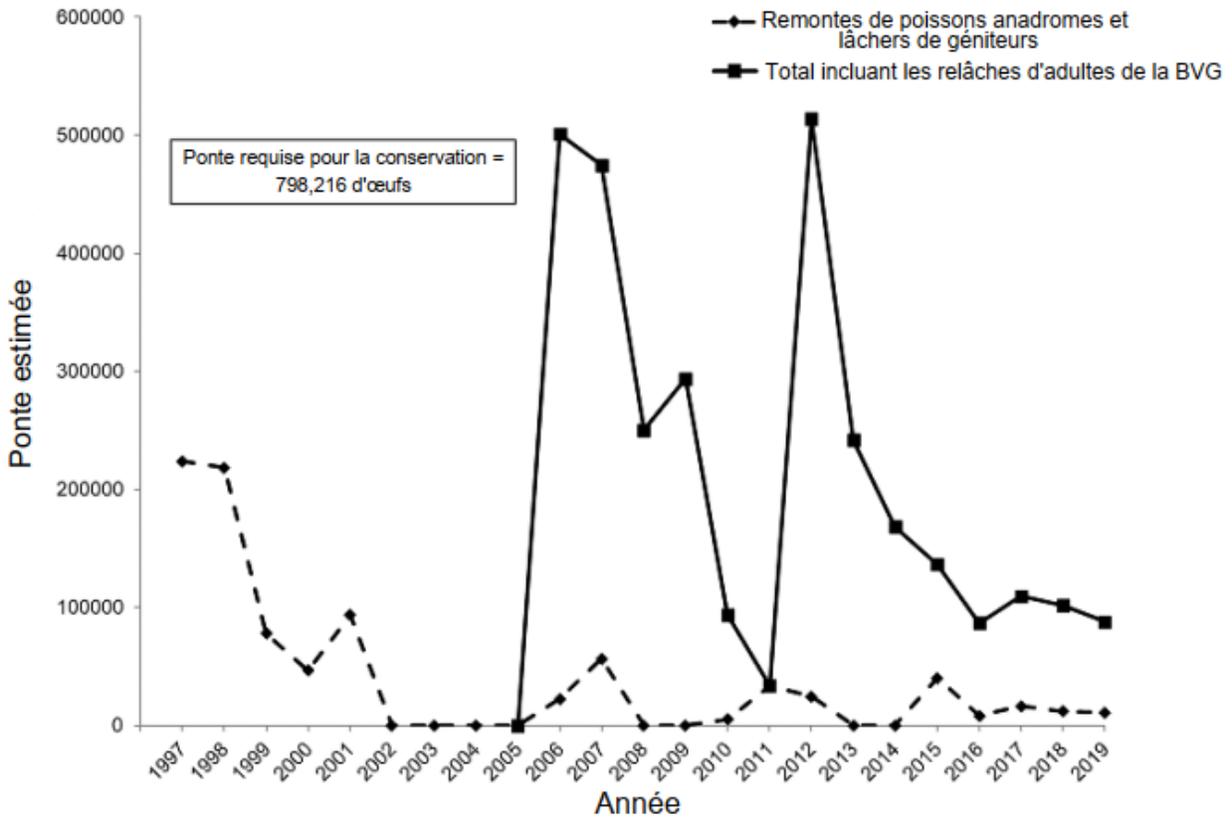


Figure 18 : Estimation de la ponte des saumons de la rivière Gaspereau avec la contribution des remontes de poissons anadromes, des géniteurs anadromes excédentaires et des adultes non ciblés issus de la banque de gènes vivants lâchés en amont du barrage de White Rock entre 1997 et 2019.

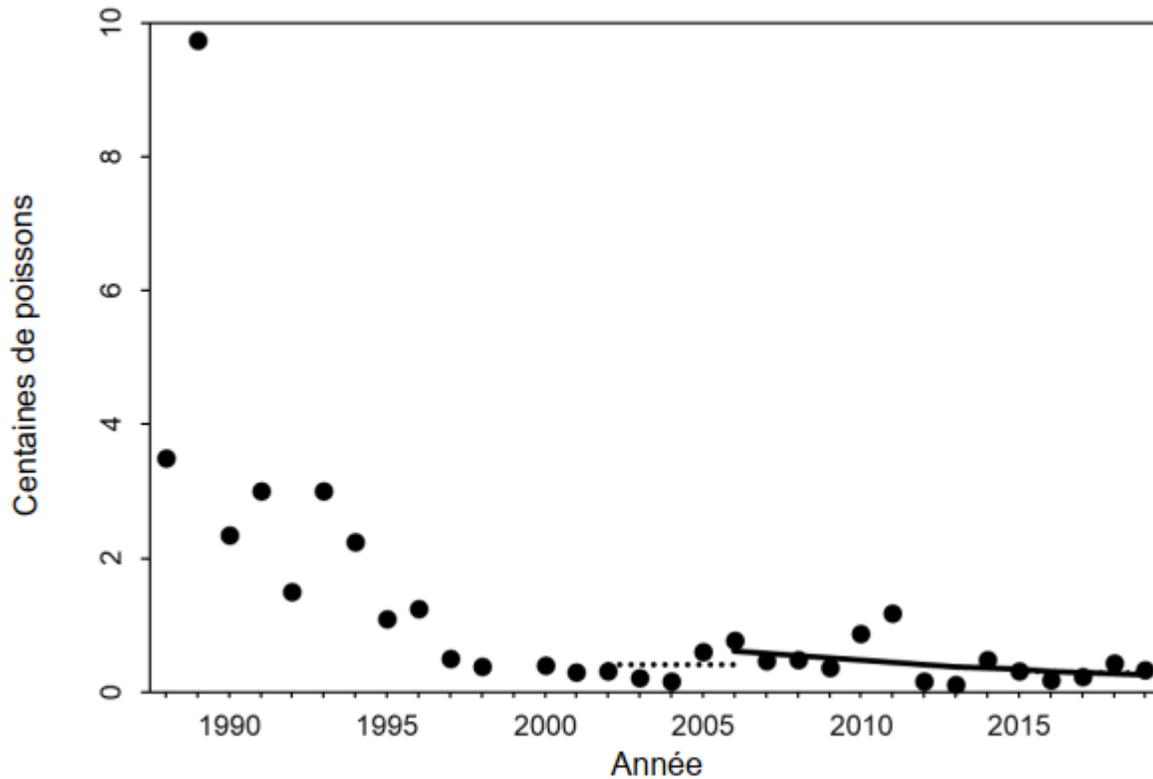


Figure 19 : Tendances de l'abondance des remontes de petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Big Salmon. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés sur les 13 dernières années. Les lignes pointillées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2006 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 19.

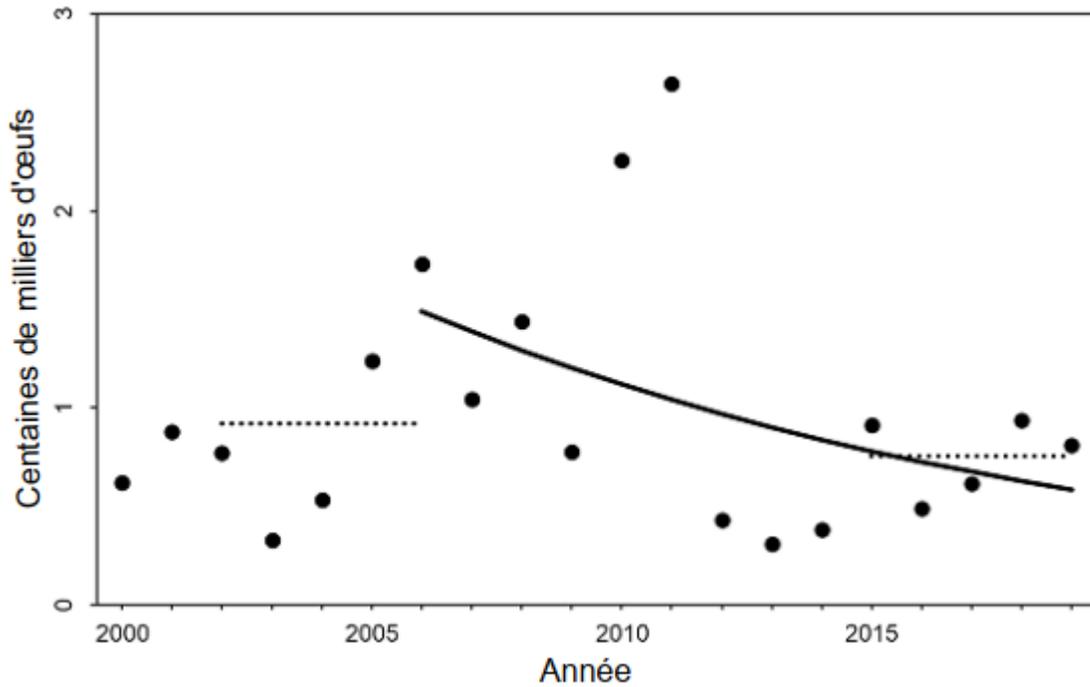


Figure 20 : Tendances de l'échappée (pente) des remontes de petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Big Salmon. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés sur les 13 dernières années. Les lignes pointillées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2006 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 19.

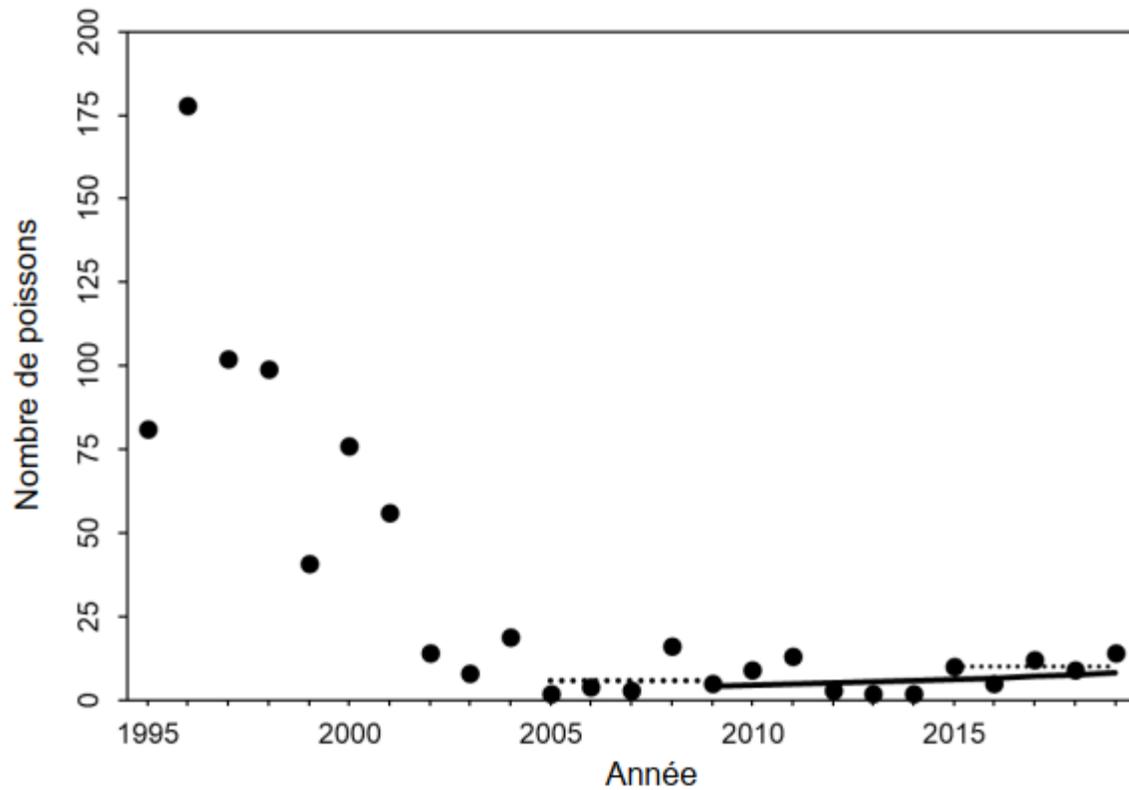


Figure 21 : Tendances de l'abondance des remontes de petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Gaspereau. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés sur les 10 dernières années. Les lignes pointillées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2009 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 19.

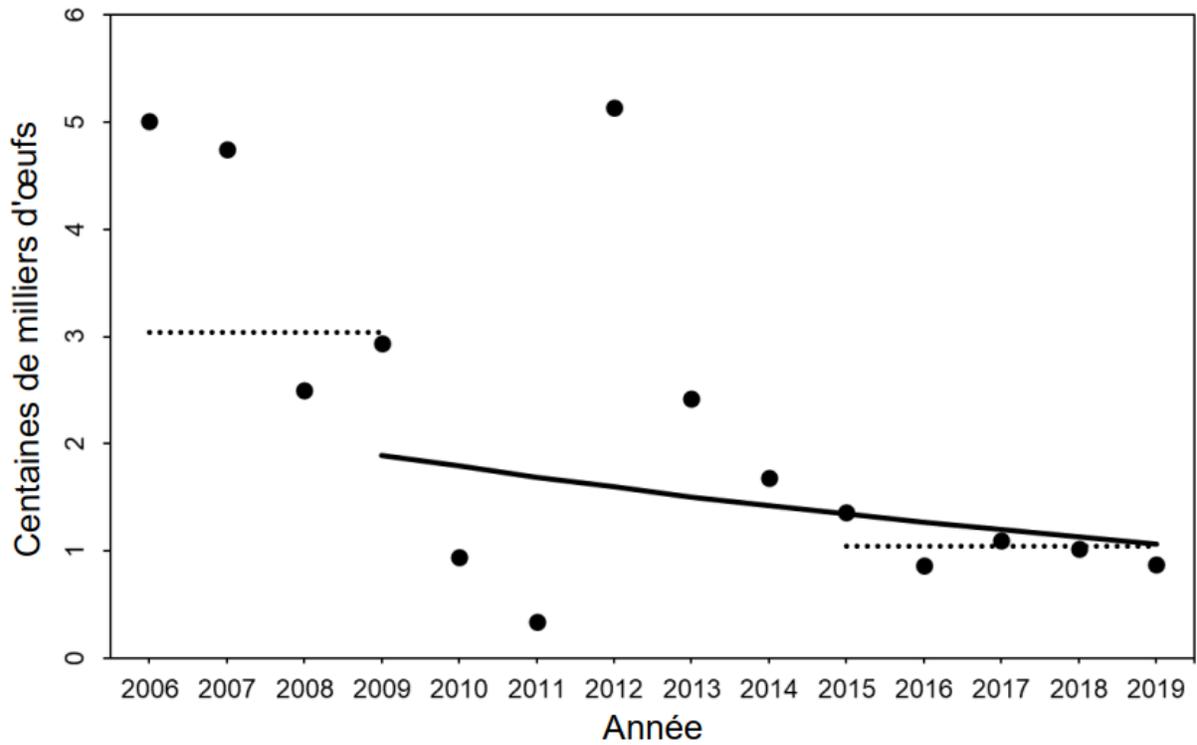


Figure 22 : Tendances de l'échappée des remontes de petits et grands saumons atlantiques dans la rivière Gaspereau. La ligne pleine représente l'abondance prédite par un modèle log-linéaire ajusté par les moindres carrés sur les 10 dernières années. Les lignes pointillées montrent l'abondance moyenne sur cinq ans pour deux périodes se terminant en 2009 et 2019. Les points sont les données observées. Les coefficients du modèle sont fournis dans le tableau 19.

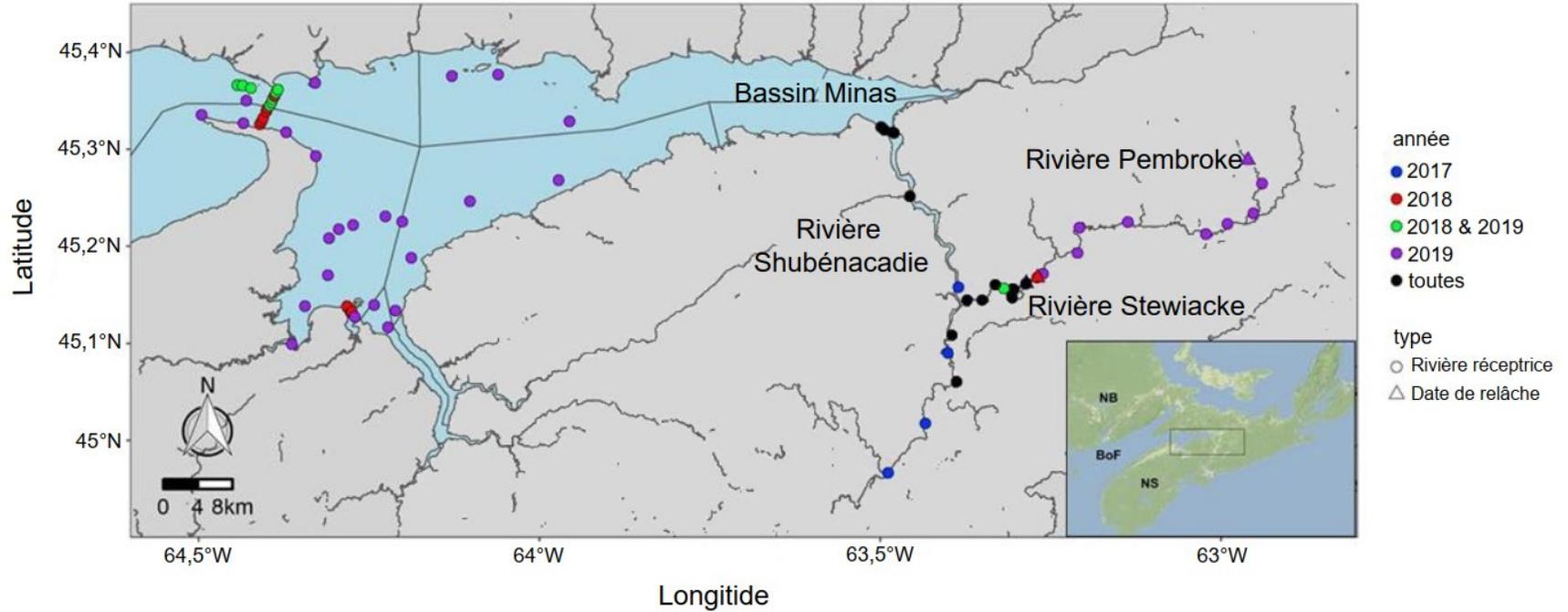


Figure 23 : Carte montrant l'emplacement des sites récepteurs et de lâcher dans le bassin versant de la rivière Stewiacke et le bassin Minas, en Nouvelle-Écosse, Canada. L'encart montre l'emplacement de la zone d'étude (rectangle) par rapport à la Nouvelle-Écosse (N.-É.), au Nouveau-Brunswick (N.-B.) et à la baie de Fundy (BF).

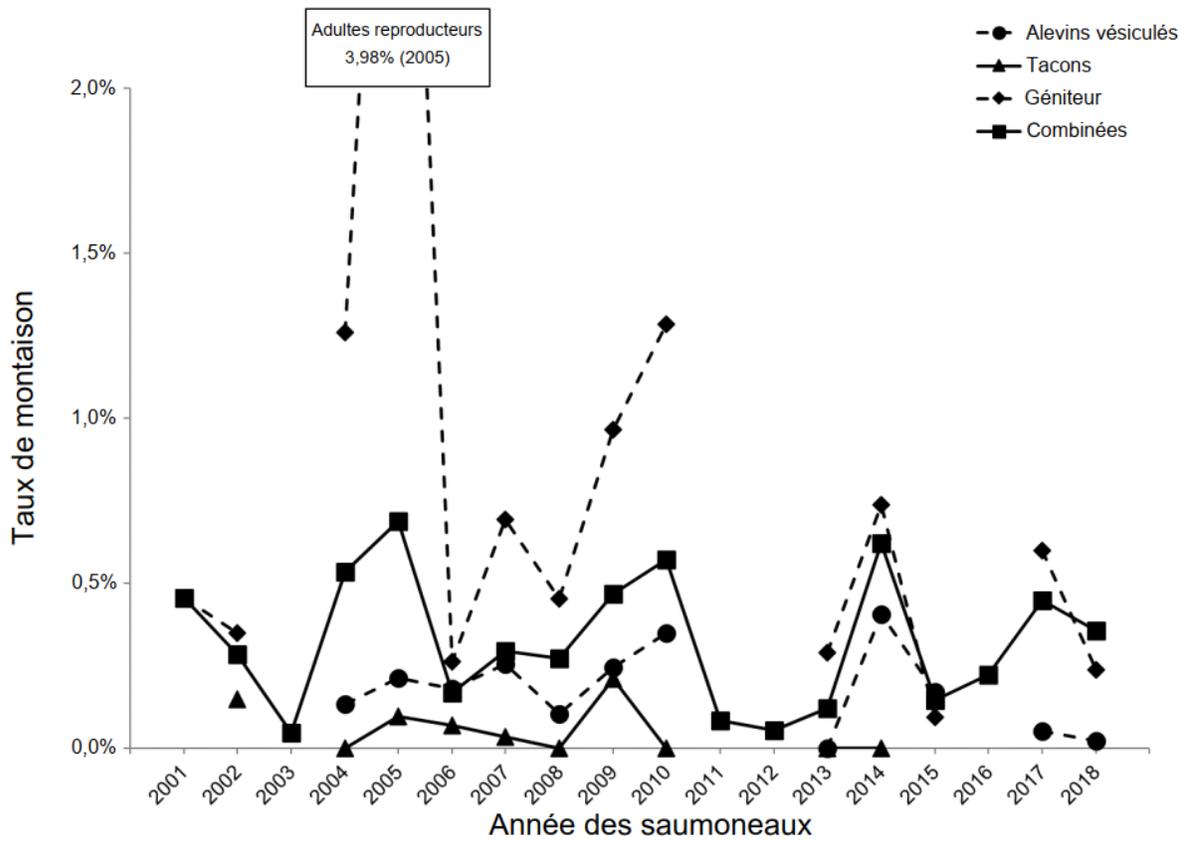


Figure 24 : Taux de montaison des individus du stade de smolt à celui de petit saumon dans la rivière Big Salmon de 2001 à 2019.

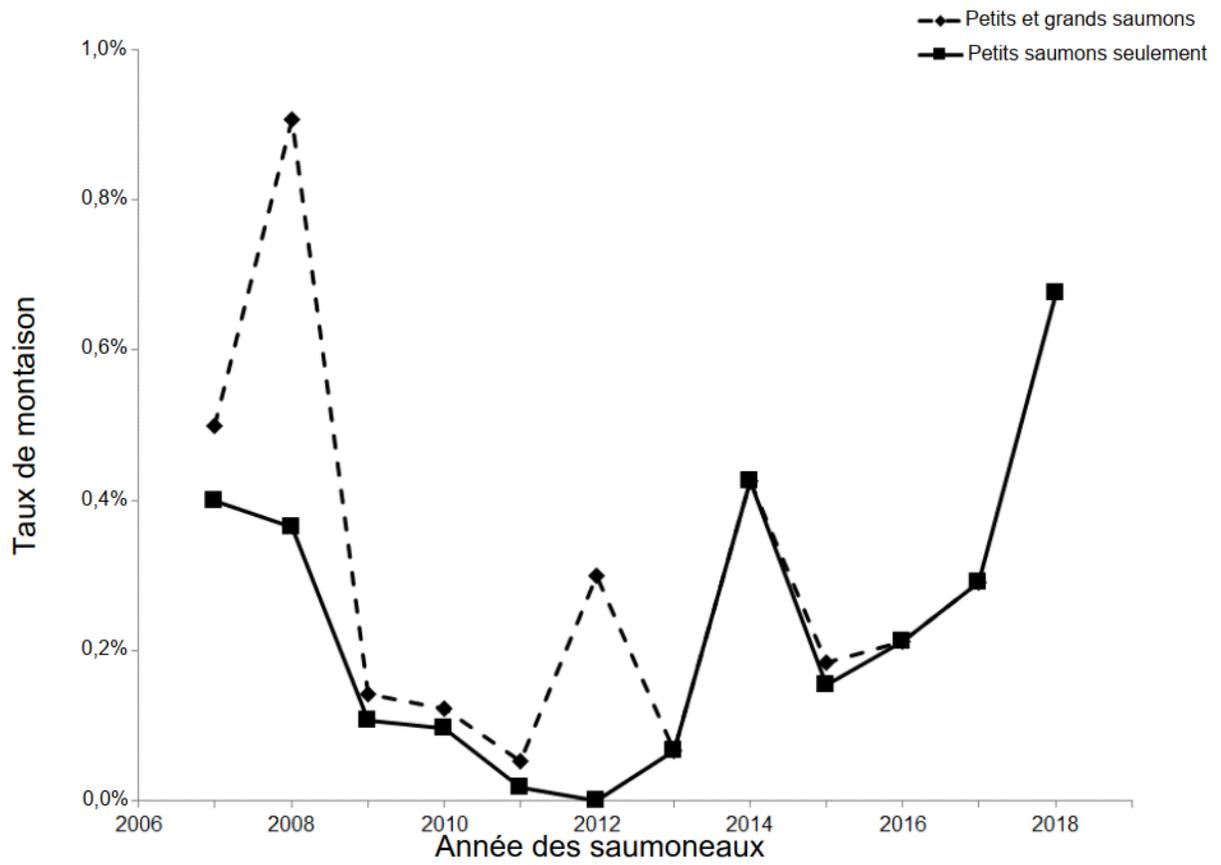


Figure 25 : Taux de montaison des individus du stade de smolt à celui d'adulte dans la rivière Gaspereau de 2007 à 2019.

## ANNEXE

*Tableau A1 : Résumé des distributions des individus issus de la banque de gènes vivants de Mactaquac de 2001 à 2019. Cela exclut les distributions dans les rivières du parc national Fundy. « - » = données d'évaluation non accessibles.*

Rivière de distribution	Année	Alevins vésiculés	Tacons d'automne (0+)	Tacons de printemps (1+)	Smolts (1 an)	Smolts (2 ans)	Pré-madeleineaux	Madeleineaux	Géniteurs pluribermarins
Big Salmon	2001	185 523	77 718	-	-	-	-	-	-
Big Salmon	2002	138 682	34 062	-	19 725	-	-	-	-
Big Salmon	2003	296 818	54 000	21 025	13 650	-	-	-	15 <sup>1</sup>
Big Salmon	2004	369 109	90 843	7 009	11 663	-	-	-	13 <sup>1</sup>
Big Salmon	2005	258 873	69 862	892	1 295	-	-	28	56
Big Salmon	2006	413 413	72 556	665	1 413	50	-	-	-
Big Salmon	2007	370 605	87 088	-	-	-	-	-	-
Big Salmon	2008	265 126	87 786	-	-	-	-	-	-
Big Salmon	2009	177 971	56 984	-	1 243	829	-	-	-
Big Salmon	2010	200 378	43 140	-	382	1 695	-	-	-
Big Salmon	2011	401 486	15 137	13	102	330	-	-	-
Big Salmon	2012	97 209	50	-	-	-	1 270	-	-
Big Salmon	2013	341 995	-	-	-	-	1 012	-	-
Big Salmon	2014	255 386	-	-	-	-	288	-	-
Big Salmon	2015	302 307	-	-	-	259	-	-	-
Big Salmon	2016	404 398	-	-	-	-	-	-	-
Big Salmon	2017	352 055	-	-	-	-	-	-	-
Big Salmon	2018	222 241	-	-	-	-	-	-	-
Big Salmon	2019	371 437	-	-	-	-	-	-	-
Petitcodiac	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2002	56 159	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2005	120 094	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2008	-	-	-	-	-	-	3	4
Rivière Pollet	2009	63 550	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2011	337 622	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2012	37 246	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2015	-	-	-	-	-	-	204	-
Rivière Pollet	2016	50 000	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Pollet	2017	47 000	-	-	-	-	-	434	-
Rivière Pollet	2018	73 000	-	-	-	-	-	434	-
Rivière Pollet	2019	-	-	-	-	-	-	163	-
Rivière Little	2002	-	-	-	-	-	-	-	53
Rivière Little	2003	-	-	-	-	-	549	-	-
Rivière Little	2012	-	-	-	-	-	-	340	549
Rivière Little	2013	-	-	-	-	-	-	330	7
Rivière Little	2014	-	-	-	-	-	-	403	160

Rivière de distribution	Année	Alevins vésiculés	Tacons d'automne (0+)	Tacons de printemps (1+)	Smolts (1 an)	Smolts (2 ans)	Pré-madeleineaux	Madeleineaux	Géniteurs pluribermarins
Rivière Little	2015	-	-	-	-	-	-	733	56
Rivière Little	2016	-	-	-	-	-	-	355	-
Rivière Little	2017	-	-	-	-	-	-	297	179
Rivière Little	2018	-	-	-	-	-	-	163	364
Rivière Little	2019	-	-	-	-	-	-	412	-
Rivière Demoiselle	2001	16 222	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Demoiselle	2002	10 080	-	1 078	-	-	-	-	-
Ruisseau Weldon	2004	130 197	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Irish	2017	-	-	-	-	-	-	-	20
Rivière Irish	2018	-	-	-	-	-	-	-	25
Rivière Irish	2019	-	-	-	-	-	-	-	31
Rivière Black	2004	53 482	-	-	-	-	-	-	49
Rivière Black	2005	17 915	-	-	-	-	-	-	28

<sup>1</sup> Femelles reproductrices

Tableau A2 : Résumé des distributions des individus issus de la banque de gènes vivants de la Nouvelle-Écosse (cumulées pour les Centres de biodiversité de Coldbrook et de Mersey) de 2001 à 2019.  
« - » = données d'évaluation non accessibles.

Rivière de distribution	Rivière natale	Année	Alevins vésiculés	Alevins en sevrage de 6 semaines	Tacons d'automne (0+)	Tacons de printemps (1+)	Smolts (1 an)	Smolts (2 ans)	Géniteurs adultes
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2001	12 700	29 400	34 000	-	-	-	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2002	24 000	42 000	88 300	-	6 000	-	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2003	34 700	-	27 000	-	17 600	-	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2004	13 900	10 000	2 800	-	7 400	-	737
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2005	150 400	158 100	178 100	-	4 500	1 290	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2006	156 000	45 000	35 000	-	9 000	-	44
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2007	197 500	120 000	120 000	-	10 000	1 000	112
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2008	135 000	99 000	75 000	-	10 000	1 450	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2009	70 000	60 000	42 000	-	10 000	350	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2010	112 000	65 000	50 000	6 000	10 000	700	-
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2011	166 800	-	64 000	-	10 000	-	396
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2012	157 000	-	36 000	-	10 000	-	125
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2013	260 400	-	437	-	-	-	212
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2014	242 050	-	-	170	-	30	270
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2015	244 000	-	-	-	-	150	870
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2016	253 371	-	-	-	-	93	702
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2017	253 479	-	-	-	-	15	578
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2018	212 611	-	-	-	-	70	593
Rivière Stewiacke	Rivière Stewiacke	2019	284 009	-	-	-	-	229	354
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2002	24 000	27 000	37 000	-	-	-	-
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2003	42 600	46 500	32 900	-	-	-	-
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2004	-	-	-	-	8 150	-	-
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2005	15 100	-	15 900	-	-	-	-
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2006	-	37 000	-	-	-	-	-
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2008	16 000	640	5 000	-	-	-	130
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2009	16 000	-	3 000	-	-	-	-
Rivière Chiganois	Rivière Stewiacke	2010	51 000	-	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2002	10 000	27 000	45 500	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2003	49 800	34 000	47 800	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2004	9 100	-	-	-	8 150	-	-

Rivière de distribution	Rivière natale	Année	Alevins vésiculés	Alevins en sevrage de 6 semaines	Tacons d'automne (0+)	Tacons de printemps (1+)	Smolts (1 an)	Smolts (2 ans)	Géniteurs adultes
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2005	43 000	16 000	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2006	20 000	-	40 000	-	5 000	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2007	37 500	-	25 000	-	-	-	138
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2009	16 000	-	21 000	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2010	10 000	-	18 500	-	-	-	30
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2011	37 000	-	41 300	-	-	-	92
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2012	45 000	15 000	42 600	-	-	-	169
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2014	113 550	-	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2015	43 800	-	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2016	13 784	-	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2017	57 764	-	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2018	82 560	-	-	-	-	-	-
Rivière Debert	Rivière Stewiacke	2019	84 868	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2002	32 000	27 000	24 500	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2003	9 700	35 000	43 700	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2004	13 000	9 100	-	-	4 640	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2005	15 100	35 600	16 000	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2006	20 000	-	50 000	-	5 000	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2007	37 500	-	25 000	-	-	-	71
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2008	38 000	-	4 000	-	-	-	40
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2009	16 000	-	21 000	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2010	22 500	-	18 500	-	-	-	30
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2011	37 000	-	30 000	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2012	45 250	-	37 700	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2013	15 000	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2014	96 950	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2015	41 975	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2016	55 136	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2017	28 882	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2018	41 280	-	-	-	-	-	-
Rivière Folly	Rivière Stewiacke	2019	42 434	-	-	-	-	-	-
Rivière Great Village	Rivière Stewiacke	2004	300	-	-	-	24 810	-	-

Rivière de distribution	Rivière natale	Année	Alevins vésiculés	Alevins en sevrage de 6 semaines	Tacons d'automne (0+)	Tacons de printemps (1+)	Smolts (1 an)	Smolts (2 ans)	Géniteurs adultes
Rivière Great Village	Rivière Great Village	2005	-	-	8 000	-	-	-	-
Rivière Great Village	Inconnue	2007	16 000	-	-	-	-	-	461
Rivière Great Village	Rivière Stewiacke	2008	-	-	-	-	-	-	109
Rivière Great Village	Rivière Stewiacke	2010	-	-	45 000	-	-	-	-
Rivière Great Village	Rivière Stewiacke	2011	30 000	-	-	-	-	-	-
Rivière Great Village	Rivière Stewiacke	2012	-	-	-	-	-	-	49
Rivière Economy	Rivière Economy	2004	600	-	-	-	-	-	-
Rivière Economy	Rivière Economy	2006	34 000	-	24 000	-	-	-	-
Rivière Economy	Rivière Economy	2007	10 000	-	2 500	-	-	-	-
Rivière Economy	Rivière Stewiacke	2010	-	-	800	-	-	-	280
Rivière Economy	Rivière Stewiacke	2011	-	-	12 500	-	99	-	294
Rivière Economy	Rivière Stewiacke	2012	-	-	-	-	-	-	156
Salmon River (Colchester)	Rivière Stewiacke	2002	-	-	-	-	-	-	190
Salmon River (Colchester)	Rivière Stewiacke	2003	-	-	-	-	-	-	132
Salmon River	Rivière Stewiacke	2005	-	-	200	-	-	-	116
Salmon River (Colchester)	Rivière Stewiacke	2006	15 000	-	16 500	-	-	-	281
Salmon River	Rivière Stewiacke	2007	12 500	-	-	-	-	-	428
Salmon River	Rivière Stewiacke	2008	-	-	-	-	-	-	253
Salmon River	Rivière Stewiacke	2009	-	-	-	-	-	-	-
Salmon River	Rivière Stewiacke	2010	25 000	-	-	-	-	-	316
Salmon River	Rivière Stewiacke	2011	-	-	-	3 000	-	-	235
Salmon River	Rivière Stewiacke	2012	-	-	-	-	-	-	362
Salmon River	Rivière Stewiacke	2013	-	-	-	-	-	-	221
Salmon River	Rivière Stewiacke	2014	-	-	-	-	-	-	256
Salmon River	Rivière Stewiacke	2016	189 530	-	-	-	-	-	59
Salmon River	Rivière Stewiacke	2017	16 504	-	-	-	-	-	46
Salmon River	Rivière Stewiacke	2018	-	-	-	-	-	-	95
Salmon River	Rivière Stewiacke	2019	-	-	-	-	-	-	37
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2001	-	-	42 700	-	10 900	-	-
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2002	-	7 400	-	-	16 500	-	-

Rivière de distribution	Rivière natale	Année	Alevins vésiculés	Alevins en sevrage de 6 semaines	Tacons d'automne (0+)	Tacons de printemps (1+)	Smolts (1 an)	Smolts (2 ans)	Géniteurs adultes
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2003	-	-	21 700	18 600	27 400	-	-
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2004	-	-	8 400	-	11 500	-	-
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2005	77 000	19 000	18 000	-	1 700	-	-
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2006	70 000	-	45 000	-	6 500	-	251
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2007	400 000	-	46 000	190	10 000	1 030	276
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2008	350 000	-	54 000	-	10 000	750	362
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2009	160 000	-	48 800	-	12 000	-	-
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2010	100 000	42 000	20 000	-	10 000	750	69
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2011	248 500	-	13 500	-	7 600	-	163
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2012	232 500	-	22 100	-	3 200	-	236
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2013	302 600	1 100	-	-	-	-	282
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2014	245 150	-	-	-	-	-	130
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2015	151 500	-	-	-	-	-	293
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2016	219 075	-	-	-	-	-	178
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2017	200 235	-	119	-	-	65	40
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2018	159 204	-	167	-	-	41	33
Rivière Gaspereau	Rivière Gaspereau	2019	211 078	-	212	-	-	69	42
Rivière Bass	Rivière Stewiacke	2008	320 000	-	-	-	-	-	-
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2005	-	-	-	-	-	2 700	-
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2006	-	-	-	-	-	633	-
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2010	-	-	68 000	71	-	344	68
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2011	-	-	23 000	-	-	-	387
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2012	15 500	-	20 300	-	-	-	216
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2013	-	-	1 182	-	-	-	109
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2014	143 100	-	-	-	-	-	203
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2015	-	-	-	-	-	-	138
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2016	-	-	-	-	-	-	-
Rivière Cornwallis	Rivière Gaspereau	2017	16 500	-	-	-	-	-	46
Rivière Sainte-Croix	Rivière Gaspereau	2014	-	-	-	-	-	-	349
Rivière Sainte-Croix	Rivière Gaspereau	2015	76 000	-	-	-	-	-	437
Rivière Sainte-Croix	Rivière Gaspereau	2016	115 830	-	-	-	-	-	350

---

<b>Rivière de distribution</b>	<b>Rivière natale</b>	<b>Année</b>	<b>Alevins vésiculés</b>	<b>Alevins en sevrage de 6 semaines</b>	<b>Tacons d'automne (0+)</b>	<b>Tacons de printemps (1+)</b>	<b>Smolts (1 an)</b>	<b>Smolts (2 ans)</b>	<b>Géniteurs adultes</b>
<b>Rivière Sainte-Croix</b>	Rivière Gaspereau	2017	96 589	-	-	-	-	-	340
<b>Rivière Sainte-Croix</b>	Rivière Gaspereau	2018	72 953	-	-	-	-	-	281
<b>Rivière Sainte-Croix</b>	Rivière Gaspereau	2019	143 828	-	-	-	-	-	275

---

Tableau A3 : Résumé des menaces et cotation des effets sur le rétablissement ou la persistance pour l'unité désignable (intérieur de la baie de Fundy) correspondant à l'unité de conservation (UC) 16 (MPO et MRNF 2008). Le tableau a été adapté pour inclure le niveau de préoccupation pour chaque menace selon la procédure d'attribution cohérente du classement du niveau de préoccupation décrit dans MPO (2014). « S.O. » = sans objet, « – » = données ou information non accessibles.

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Pêche dirigée du saumon	Pêche autochtone	S.O. – fermée.	H – fermée depuis 1991.	Aucun	S.O. – fermée.	S.O. – fermée.
Pêche dirigée du saumon	Pêche récréative : rétention et remise à l'eau	S.O. – fermée.	H – fermée depuis 1991.	Aucun	S.O. – fermée.	S.O. – fermée.
Pêche dirigée du saumon	Pêche commerciale (à des fins domestiques)	S.O. – fermée.	H – fermée depuis 1984.	Aucun	S.O. – fermée.	S.O. – fermée.
Pêche dirigée du saumon	Pêche en haute mer (Groenland occidental/Saint-Pierre-et-Miquelon)	Élevée – Toutes les rivières de l'UC produisent des saumons d'ibermarins.	C – Aucune étiquette récupérée dans les pêches lointaines pour tous les stocks, sauf un.	Faible – Les prises estimées de saumons non matures de l'UC 16 dans la pêche de l'ouest du Groenland sont extrêmement faibles.	Réductions des pêches de subsistance à des fins domestiques.	Faible

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Pêche dirigée du saumon	Pêche illicite (braconnage)	Élevée – Toutes les populations sont exposées à la pêche illicite.	C – Rapports des agents des pêches.	Incertain – Les rapports, les enquêtes et les poursuites pour pêche illicite de saumon sont peu nombreux et, par conséquent, on suppose que la prise est faible, mais le nombre de saumons est également bas, de sorte que tout prélèvement de saumons avant la reproduction pourrait être important.	Mise en application supplémentaire, en particulier dans les rivières où des saumons adultes sont relâchés de la banque de gènes vivants.	–
Prises accessoires de saumon dans les pêches d'autres espèces	Pêche autochtone	Faible – La gestion des pêches autochtones a instauré des restrictions sur les prises de saumon semblables aux règlements du MPO.	C	Faible – Petites prises de saumon.	–	Faible

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Prises accessoires de saumon dans les pêches d'autres espèces	Pêche récréative	Élevée – La pêche récréative d'autres espèces est pratiquée dans la plupart des rivières de l'UC. On a signalé la capture de juvéniles, de smolts et d'adultes dans diverses pêches. Il est obligatoire de remettre le poisson à l'eau vivant.	C	Faible – Les prises accessoires de saumon sont illicites, les saisons sont ajustées ou fermées pour éviter les prises accessoires, la remise à l'eau des prises accessoires de saumon est efficace.	Surveillance et mise en application supplémentaires des règlements sur les prises accessoires dans les pêches récréatives connues pour capturer des saumons de l'UC 16 et pour avoir un potentiel élevé de remise à l'eau des poissons vivants.	Faible
Prises accessoires de saumon dans les pêches d'autres espèces	Pêche commerciale côtière	Faible – Des pêches limitées du gaspareau et de faibles pêches à la fascine sont pratiquées près des côtes et dans certains milieux estuariens pendant des périodes variables, exposant deux stades principaux : le smolt et l'adulte. La pêche de l'alose au filet maillant est fermée.	C	Incertain – Les rapports, les enquêtes et les poursuites pour pêche illicite de saumon dans les estuaires et les zones côtières sont peu nombreux et, par conséquent, on suppose que la prise est faible, mais le nombre de saumons est également bas, de sorte que tout prélèvement de saumons avant la reproduction pourrait être important.	Surveillance et mise en application supplémentaires des règlements sur les prises accessoires dans les pêches commerciales connues pour capturer ou avoir capturé des saumons de l'UC 16 et pour avoir un potentiel élevé de remise à l'eau des poissons vivants. Fermer une pêche commerciale si des saumons ont été récemment capturés.	–

<b>Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées</b>	<b>Source (avec exemples)</b>	<b>Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (&lt; 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (&gt; 30 %), INCERTAINE)</b>	<b>Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)</b>	<b>Effet sur la population – FAIBLE (&lt; 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (&gt; 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN</b>	<b>Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)</b>	<b>Niveau de préoccupation</b>
Prises accessoires de saumon dans les pêches d'autres espèces	Pêche commerciale en haute mer	Faible – Peu de rivières de l'UC produisent des saumons d'ibermarins et tribermarins qui migrent loin.	H et C – Le faible nombre de récupérations d'étiquettes dans les pêches commerciales historiques indique que la plupart des stocks ne sont pas exposés aux pêches d'interception.	Incertain – Les rapports, les enquêtes et les poursuites pour pêche illicite de saumon dans les pêches en haute mer, y compris à Terre-Neuve et dans les régions côtières de la Nouvelle-Écosse, sont peu nombreux et, par conséquent, on suppose que les prises sont faibles, mais le nombre de saumons est également bas, de sorte que tout retrait en mer de saumons en cours de maturation pourrait être important.	Conseiller aux programmes de surveillance commerciale de signaler toute observation de saumon atlantique et de fournir des échantillons des mortalités.	–
Impacts des pêches du saumon sur l'habitat du saumon	Pêche autochtone	S.O.	H	Aucun	S.O.	S.O.
Impacts des pêches du saumon sur l'habitat du saumon	Pêche récréative	S.O.	H	Aucun	S.O.	S.O.
Impacts des pêches du saumon sur l'habitat du saumon	Pêche commerciale	S.O.	H	Aucun	S.O.	S.O.

<b>Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées</b>	<b>Source (avec exemples)</b>	<b>Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (&lt; 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (&gt; 30 %), INCERTAINE)</b>	<b>Cause/événement – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)</b>	<b>Effet sur la population – FAIBLE (&lt; 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (&gt; 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN</b>	<b>Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)</b>	<b>Niveau de préoccupation</b>
Impacts des pêches du saumon sur l'habitat du saumon	Pêche illicite	Élevée – D'après les taux de déclaration, la proportion de saumons touchés est probablement faible.	C	Incertain – D'après les cas signalés, l'effet est probablement faible.	Mise en application supplémentaire	–
Mortalité liée à l'utilisation de l'eau	Production d'énergie dans les barrages et les installations marémotrices (mortalités dans les turbines, par entraînement, échouement)	Moyenne – Des barrages hydroélectriques sont présents sur trois rivières de l'UC : les rivières Gaspereau, Avon et Sainte-Croix, certains avec un passage du poisson inexistant ou inefficace.	H et C	Faible – Les zones de passage du poisson inefficaces ont disparu depuis longtemps ou l'habitat disponible était limité en aval des obstacles naturels; les améliorations du passage du poisson se poursuivent dans la rivière la plus touchée, la rivière Gaspereau, dans le comté de Kings, en Nouvelle-Écosse.	Continuer à améliorer l'efficacité du passage du poisson. Changements dans la gestion opérationnelle.	Faible
Modifications de l'habitat	Installations municipales de traitement des eaux usées	Élevée – Les eaux usées sont généralement rejetées dans les rivières et les estuaires.	C	Incertain – Certains éléments indiquent que les produits chimiques présents dans les eaux usées altèrent la survie.	Traitement tertiaire de toutes les eaux usées pour réduire les effets chimiques.	–
Modifications de l'habitat	Usines de pâtes et papiers	Faible – rivière Halfway, dans le comté de Kings, en Nouvelle-Écosse Barrage pour fournir de l'eau.	C	Faible – Le passage du poisson n'a été rétabli que récemment, mais la population de la rivière était déjà disparue.	–	Faible

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Modifications de l'habitat	Production d'énergie hydroélectrique (barrages et réservoirs, énergie marémotrice) : modification du comportement et des écosystèmes	Moyenne – Des barrages hydroélectriques sont présents sur trois rivières de l'UC : les rivières Gaspereau, Avon et Sainte-Croix, certains avec un passage du poisson inexistant ou inefficace.	C	Faible – Les populations sont disparues il y a longtemps à deux emplacements et des améliorations du passage du poisson ont été entreprises et se poursuivent dans la rivière Gaspereau.	Améliorer les installations de passage du poisson. Les régimes de déversement doivent correspondre à la période de la migration des smolts et des adultes.	Faible
Modifications de l'habitat	Extractions d'eau	Inconnue	C	Incertain – L'ampleur et l'impact de l'extraction/du détournement de l'eau sur la production de saumon sont inconnus.	Les débits doivent imiter les flux naturels.	–

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/événement – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Modifications de l'habitat	Urbanisation (modification de l'hydrologie)	Élevée – De nombreux cours d'eau disposent d'un passage complet ou partiel du poisson en raison de la présence de structures de contrôle de l'eau destinées à soulager les inondations urbaines ou agricoles. Le passage efficace et les retards dans la migration en aval et en amont limitent les populations dans de nombreuses rivières connues pour avoir fourni un habitat et une production du saumon, par exemple les rivières Petitcodiac, Avon, Shepody, Great Village, Parsboro et Chiginois.	C et P	Incertain – Aucun effet positif connu; possibilité de réduction de la méta-population à long terme et de perte de résilience des populations.	Une planification urbaine qui intègre l'hydrologie. Autres mesures de lutte contre les inondations.	–

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Modifications de l'habitat	Infrastructures (routes/ponceaux) (passage du poisson)	Élevée – Des structures, d'une forme ou d'une autre, ont été installées sur toutes les rivières.	C et P	Incertain	Faire respecter les normes de construction et d'installation pour l'habitat du poisson. Mener régulièrement des activités de surveillance de la conformité et en faire rapport. Mieux faire connaître les pratiques exemplaires de conception et de construction.	–
Modifications de l'habitat	Choix des sites aquacoles	Élevée – Proximité de l'industrie dans une zone d'habitat marin connue; l'eau est un vecteur de transmission de maladies et de parasites.	C et P	Incertain – L'exposition n'équivaut pas nécessairement à la mortalité; la survie limitée des fuitifs entraîne un faible taux d'errance vers les rivières de l'UC 16.	Application thérapeutique de vaccins et traitement des infections des saumons d'élevage pour lutter contre les épidémies de maladies et de parasites. Délivrer des permis aux sites éloignés des populations sauvages. Délivrer des permis uniquement aux opérations terrestres.	–

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Modifications de l'habitat	Agriculture, foresterie, mines, etc.	Élevée – La plupart des bassins versants ont une vocation agricole ou forestière et on a constaté de nombreux problèmes dans l'habitat résultant d'une conception, d'une construction et d'une exploitation médiocres.	C	Incertain – La modification des régimes d'écoulement, la hausse de la température de l'eau et l'envasement peuvent résulter d'une coupe extensive et de mauvaises pratiques opérationnelles, et accroître la vulnérabilité des poissons pendant les épisodes croissants de sécheresse associés aux changements climatiques.	Accroître la sensibilisation aux pratiques de gestion exemplaires et l'éducation dans ce domaine. Assurer la conformité aux pratiques de gestion exemplaires pour la conception, la construction et l'exploitation. Renforcer la surveillance et la mise en application des procédures relatives à l'habitat. Restauration de l'habitat ou compensation de l'altération nuisible ou de la destruction de l'habitat du poisson ou de sa fonction. Renforcer les applications dans les ceintures vertes, y compris les clôtures pour l'agriculture et pas d'aires de coupe pour la foresterie dans les habitats principaux des poissons. Filtrage sur place de l'eau contaminée avant son rejet.	–
Modifications de l'habitat	Dragage municipal, provincial et fédéral	Faible	C	Faible	Choix de la période de manière à réduire l'impact.	Faible

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Navigation, transport et bruit	Activités de transport municipales, provinciales, fédérales et privées (y compris les contaminants et déversements sur terre et dans l'eau).	Faible – Navigation limitée dans les principaux estuaires.	C	Incertain	–	–
-	Pêches commerciales, récréatives, autochtones des espèces a, b, c, etc.	Moyenne – L'éperlan est visé par une pêche commerciale et récréative dans toute l'UC; le hareng fait l'objet d'une pêche extensive dans toute l'UC et dans les zones d'habitat marin connues; la pêche commerciale du lançon a lieu à l'extérieur des eaux canadiennes, mais dans la baie de Fundy.	C	Inconnu – La répartition entière du saumon de l'UC 16 dans l'habitat marin est inconnue; les remontes de saumons migrants supposément locaux sont trop faibles pour que l'on puisse examiner des coefficients de condition.	–	–

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Aquaculture (saumon et autres espèces)	Fugitifs des installations en eau douce ou en mer, maladies, parasites, concurrence, effets sur le comportement et la migration, introgression génétique.	Moyenne – L'incidence observée des fugitifs est faible; cependant certains migrent dans les rivières de l'UC 16 et on sait qu'ils ont frayé, provoquant une introgression génétique et une perte de la valeur adaptative locale; il est probable que les fugitifs attirent des prédateurs et qu'une mortalité collatérale des saumons sauvages dans l'habitat marin se produit.	C et P	Incertain – menace pour la diversité génétique, transmission accrue de maladies autrefois rares, possibilité d'une transmission accrue de parasites, attraction de prédateurs et augmentation de la mortalité collatérale des saumons sauvages proches.	Augmenter la rétention des poissons d'élevage dans des cages par le biais de normes et de contrôles accrus fondés sur le rendement. Déclaration obligatoire des pertes. Traiter les effluents des installations de pisciculture. Prélèvement direct des saumons d'élevage aux barrières de dénombrement. Dépister les saumons d'élevage dans tous les saumons de la banque de gènes vivants. Contrôler ou limiter les prédateurs à proximité des exploitations aquacoles. Passer à des systèmes de salmoniculture terrestre. Bloquer la capacité du poisson à se reproduire en cas d'évasion.	–

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Pisciculture/empoisonnement (non commerciaux, y compris privés, ONG, gouvernement)	Impacts sur la taille effective de la population, sur-représentation des familles, domestication	Moyenne – Bien que la survie en mer soit intolérablement basse, la population dépend de l'élevage et de la reproduction de soutien; tous les empoisonnements se font par le biais d'un programme de banque de gènes vivants fondé sur le pedigree et conçu pour réduire la perte de diversité et de valeur adaptative à l'état sauvage; des écloséries commerciales fonctionnent dans l'UC en élevant des saumons importés en vertu de licences de rétention strictes.	C	Incertain – Il n'est pas possible de mettre en place des programmes d'élevage et de reproduction totalement neutres; des évasions d'écloséries situées dans la zone ou à proximité de la zone ou de fermes salmonicoles recevant des produits de ces écloséries ont été signalées; il n'est possible de retirer les fugitifs (passe à poissons ou pièges) que dans trois cours d'eau et il n'est pas possible, dans aucun cours d'eau, d'identifier génétiquement les fugitifs ou les poissons errants d'un stock externe; le financement de l'identification génétique est limité aux composantes de la banque de gènes vivants.	Faire respecter le programme génétique de la pisciculture et les protocoles d'introduction et de transfert dans les écloséries gouvernementales. Renforcer la réglementation et la mise en application des règlements existants pour les écloséries industrielles, tant en ce qui concerne les fugitifs que les distributions. Assurer la transparence des écloséries de l'industrie et du gouvernement.	–
Recherches scientifiques	Gouvernement, université, communauté et groupes autochtones	Élevée – Jusqu'à ce que la survie en mer rebondisse, presque tous les saumons de l'UC sont manipulés à un moment ou à un autre.	C	Faible – Quelques retards, mortalité minimale.	Vérifier que la recherche profitera probablement au rétablissement de l'espèce. Pratiques exemplaires en matière de manipulation.	Faible

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/événement – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Activités militaires	Opérations sur le terrain, stands de tir	Faible – Activité militaire limitée dans la région.	H	Incertain	–	–
Polluants atmosphériques	Pluies acides	Faible – La plupart des rivières sont riches en cations basiques et ont une grande capacité de neutralisation des acides, à l'exception de quelques affluents des rivières Avon et Gaspereau.	C	Faible – Les bassins versants de l'UC ne sont pas particulièrement vulnérables aux précipitations acides et le pH est généralement approprié pour le saumon.	Soutenir la mise en application de la <i>Loi sur la lutte contre la pollution atmosphérique</i> . Gérer avec précaution les rivières/stocks de saumon résiduels. Prendre des mesures d'atténuation par chaulage dans les principaux bassins versants afin d'éviter la disparition de stocks génétiques rares.	Faible
Introduction d'espèces non indigènes/envahissantes	Achigan à petite bouche, brochet maillé, maskinongé, truite arc-en-ciel, invertébrés, plantes et algues.	Faible – La présence de quelques achigans à petite bouche, truites brunes ( <i>Salmo trutta</i> ) et truites arc-en-ciel est connue dans l'UC.	H et C	Incertain – Le bar a été noté comme un prédateur important des populations de juvéniles/smolts dans l'est du Canada.	Prélèvements directs dans certains bassins versants et installations. Renforcer les réglementations et les mesures d'application concernant les transferts de poissons. Augmenter ou rendre obligatoire les récoltes dans toutes les pêches dirigées ou les prises accessoires d'espèces de poissons exotiques. Augmenter les programmes d'éducation concernant l'expansion des espèces exotiques.	–

Sources potentielles de mortalité/dommages – Activités autorisées et non autorisées	Source (avec exemples)	Proportion touchée de saumons de l'UC – FAIBLE (< 5 %), MOYENNE (5 à 30 %), ÉLEVÉE (> 30 %), INCERTAINE)	Cause/échec – historique et achevée (H); en cours (C); augmentation potentielle (P)	Effet sur la population – FAIBLE (< 5 % de perte de géniteurs), MOYEN (5 à 30 % de perte de géniteurs), ÉLEVÉ (> 30 % de perte de géniteurs), INCERTAIN	Solutions de gestion/atténuation (par rapport aux mesures existantes)	Niveau de préoccupation
Pêches internationales en haute mer ciblées	Pavillons de complaisance?	Faible – Peu de saumons migrent loin.	C	Incertain – L'ampleur et l'origine des prises de saumon en haute mer sont inconnues; le changement de stratégie de migration du saumon de l'UC 16 a peut-être été une solution de rechange viable qui échoue maintenant pour des raisons inconnues.	–	–
Écotourisme et loisirs	Effets des sociétés privées et du grand public (bateaux, baignades, etc.) sur le comportement et la survie des saumons.	Faible	C	Incertain	Déterminer tout effet négatif potentiel et l'atténuer.	–
Changements écosystémiques	Changements climatiques, modifications de l'abondance relative des prédateurs et des proies, maladies.	Élevée – Tous les bassins versants sont vulnérables aux événements de faible et de fort débit et sont exposés à une prédation accrue associée à l'augmentation des populations de poissons, d'oiseaux et de mammifères, ce qui réduit la survie en mer.	C	Élevé – la survie en mer et les remontes sont inférieures à 99 % des valeurs passées.	Recherche directe sur les effets des changements climatiques et des changements écosystémiques connexes sur le saumon atlantique.	Élevé