



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 2022/032

Région du Pacifique

Évaluation du potentiel de rétablissement de 11 unités désignables de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du fleuve Fraser, partie 2 : éléments 12 à 22

Lauren Weir¹, Daniel Doutaz², Michael Arbeider², Kendra Holt³, Brooke Davis¹, Catarina Wor⁴,
Brittany Jenewein¹, Kaitlyn Dionne², Marc Labelle⁵, Chuck Parken², Richard Bailey²,
Antonio Velez-Espino⁴, Carrie Holt⁴

¹ Pêches et Océans Canada
Bureau d'Annacis
100, promenade Annacis, unité 3
Delta (Colombie-Britannique) V3M 6A2

² Pêches et Océans Canada
Bureau du secteur de l'intérieur de la Colombie-Britannique
986, place McGill
Kamloops (Colombie-Britannique) V2C 6X6

³ Pêches et Océans Canada
Institut des sciences de la mer
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 4B2

⁴ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

⁵ Okanagan Nation Alliance
3535, route Old Okanagan
Westbank (Colombie-Britannique) V4T 3L7

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-43322-6 N° cat. Fs70-5/2022-032F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Weir, L., Doutaz, D., Arbeider, M., Holt, K., Davis, B., Wor, C., Jenewein, B., Dionne, K., Labelle, M., Parken, C., Bailey, R., Velez-Espino, A., Holt, C. 2022. Évaluation du potentiel de rétablissement de 11 unités désignables de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du fleuve Fraser, partie 2 : éléments 12 à 22. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/032. x + 139 p.

Also available in English:

Weir, L., Doutaz, D., Arbeider, M., Holt, K., Davis, B., Wor, C., Jenewein, B., Dionne, K., Labelle, M., Parken, C., Bailey, R., Velez-Espino, A., Holt, C. 2022. Recovery Potential Assessment for 11 Designatable Units of Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, Part 2: Elements 12 to 22. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2022/032. x + 125 p.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES	ix
RÉSUMÉ.....	x
1. INTRODUCTION	1
1.1. INFORMATION SUR L'ESPÈCE.....	1
1.2. APERÇU DE LA PARTIE 1 : ÉLÉMENTS 1 À 11.....	4
2. ÉLÉMENT 12 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT.....	8
3. DESCRIPTION DU MODÈLE UTILISÉ POUR LES PROJECTIONS PROSPECTIVES.....	13
3.1. MODÈLE DE PROJECTION DU SAUMON CHINOOK.....	14
4. DÉCISIONS SUR LES PROJECTIONS PROSPECTIVES.....	15
5. SOURCES DE DONNÉES ET ESTIMATION DES PARAMÈTRES.....	16
5.1. ANALYSE STOCK-RECRUTEMENT	16
5.2. MORTALITÉ PAR PÊCHE.....	20
6. MISES EN GARDE ET CONDITIONS.....	24
6.1. HYPOTHÈSES CONCERNANT L'APPROCHE DES POINTS DE RÉFÉRENCE DE L'ABONDANCE ET DES PROJECTIONS.....	24
6.2. HYPOTHÈSES DU MODÈLE VARIABLE DANS LE TEMPS.....	25
6.3. AUTRES HYPOTHÈSES DE LA MODÉLISATION DE LA POPULATION.....	28
7. ÉLÉMENT 13 : TRAJECTOIRES DE LA POPULATION SELON LES RÉCENTES PRODUCTIVITÉ ET MORTALITÉ	29
7.1. UD 2 (BFR-HARRISON).....	29
7.2. ÉVALUATION QUALITATIVE POUR LES UD DE TYPE FLUVIAL À DONNÉES LIMITÉES.....	32
8. ÉLÉMENT 14 : HABITATS CONVENABLES DISPONIBLES	34
9. ÉLÉMENT 15 : CAPACITÉ À ATTEINDRE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT DANS DES CONDITIONS CHANGEANTES.....	36
9.1. RÉSULTATS DE LA VARIATION DE LA PRODUCTIVITÉ ET DES TAUX DE RÉCOLTE POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON).....	36
9.2. DISCUSSION SUR L'ÉVALUATION QUALITATIVE POUR LES UD DE TYPE FLUVIAL À DONNÉES LIMITÉES	40
10. ÉLÉMENTS 16 À 20 : ÉVALUATION DES OPTIONS D'ATTÉNUATION POTENTIELLES	41
10.1. ÉLÉMENT 16 : LISTE DES MESURES D'ATTÉNUATION ET DES ACTIVITÉS DE RECHANGE.....	41
10.2. ÉLÉMENT 17 : RÉPERTOIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'AMÉLIORER LA PRODUCTIVITÉ OU LA SURVIE	56
10.3. ÉLÉMENT 18 : AVIS SUR LA FAISABILITÉ DE LA RESTAURATION DES HABITATS LIMITATIFS.....	57
10.4. ÉLÉMENT 19 : DIMINUTION ATTENDUE DU TAUX DE MORTALITÉ DÉCOULANT DE CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION ET AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE AUX MESURES DE L'ÉLÉMENT 17	57

10.5. ÉLÉMENT 20 : TRAJECTOIRE ATTENDUE PROJETÉE DES POPULATIONS EN FONCTION DES TAUX DE MORTALITÉ ET DES TAUX DE PRODUCTIVITÉ EN RAPPORT AVEC LES MESURES PARTICULIÈRES AUX FINS D'EXAMEN ÉNONCÉES DANS L'ÉLÉMENT 19	58
11. ÉLÉMENT 21 : VALEURS DE PARAMÈTRES RECOMMANDÉES POUR LES FUTURES ÉVALUATIONS	58
12. ÉLÉMENT 22 : ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES.....	58
12.1. UD 2 (BFR-HARRISON)	59
12.2. UD DE TYPE FLUVIAL	60
13. BESOINS EN RECHERCHE	60
14. CONCLUSION	61
15. RÉFÉRENCES CITÉES	61
APPENDIX A. EXTRAIT DE L'ÉVALUATION AUX TERMES DE LA PSS : MÉTHODES DE CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE	70
APPENDIX B. ÉQUATIONS DU MODÈLE DE PROJECTION DU SAUMON CHINOOK.....	72
APPENDIX C. PROBLÈMES LIÉS AUX DONNÉES LIMITÉES – PARTIE 1.....	81
APPENDIX D. PROBLÈMES LIÉS AUX DONNÉES LIMITÉES – PARTIE 2.....	84
APPENDIX E. PARAMÈTRES D'ENTRÉE POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON).....	109
APPENDIX F. VARIATION TEMPORELLE DE LA PRODUCTIVITÉ POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON).....	110
APPENDIX G. MODÈLES DE RICKER POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON).....	123
APPENDIX H. SAUMON CHINOOK DU FRASER – BESOINS EN RECHERCHE	134

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 – UD de saumon chinook (CK) du sud de la Colombie-Britannique dans le Fraser évaluées comme étant en voie de disparition ou menacées, raisons de la désignation selon le COSEPAC (2018) et leur relation avec les UC de la Politique concernant le saumon sauvage et les ZG des pêches. La notation numérique des ZG fait référence au type de cycle vital dominant pour chaque UD : 4 ₂ et 5 ₂ font référence à des saumons chinooks de type fluvial qui migrent vers la mer en tant que juvéniles d'un an et qui reviennent à un âge total (séjour en eau douce + séjour en mer) de 4 ou 5 ans; 4 ₁ fait référence à un cycle vital de type océanique où les individus migrent vers la mer en tant que juvéniles de moins d'un an et reviennent principalement à un âge total de 4 ans.	2
Tableau 2 – Tableau récapitulatif des menaces décrites dans la partie 1 de l'EPR, avec les catégories de menaces du COSEPAC et le classement général des menaces pour les UD de SCF évaluées dans l'EPR. Des renseignements supplémentaires sur l'évaluation des menaces sont donnés dans la partie 1 de l'EPR.	7
Tableau 3 – Objectifs de survie et de rétablissement pour chaque UD évaluée. L'objectif de survie est d'atteindre le statut d'espèce préoccupante du COSEPAC. L'objectif de rétablissement consiste à atteindre le statut d'espèce rétablie ou d'espèce non en péril. Pour atteindre l'objectif, chaque population doit atteindre à la fois l'objectif d'abondance et la variation de pourcentage requise. L'abondance est fondée sur G _{gén} ou 85 % de G _{RMD} pour les objectifs de survie ou de rétablissement respectivement, sauf indication contraire, et est mesurée par rapport à une moyenne générationnelle.	12
Tableau 4 – L'équation et les valeurs des paramètres pour estimer les points de référence S-R en fonction de la superficie du bassin versant élaborés dans Parken et al. 2006. Les estimations de ces paramètres sont des valeurs actualisées par rapport à celles du rapport initial et représentent les valeurs les plus récentes pour le modèle d'habitat.	13
Tableau 5 – Superficies accessibles des bassins versants, répertoriées par nom de l'affluent principal, pour les UD de type fluvial dans l'EPR.	13
Tableau 6 – Médianes a posteriori, ainsi que les 95 ^e et 5 ^e quantiles a posteriori, pour le scénario de base de la productivité variable dans le temps pour le modèle du saumon chinook.	20
Tableau 7 – Taux de récolte moyens selon l'âge pour les pêches préterminales et terminales canadiennes (CAN) et américaines (É.-U.) de 2009 à 2015 utilisés dans le modèle de projection du saumon chinook.	22
Tableau 8 – Taux d'exploitation totaux selon l'année d'éclosion, à l'exclusion des échappées de géniteurs d'âge 2 qui correspond aux données utilisées dans l'analyse stock-recrutement. En plus du taux d'exploitation total, les taux individuels pour la récolte canadienne en zone préterminale et dans le Fraser ainsi que la récolte américaine sont indiqués.	23
Tableau 9 – Effets des variations d'alpha sur G _{max} , bêta et G _{remp} pour les scénarios où la valeur de G _{remp} est constante et où la valeur de G _{max} est constante.	27
Tableau 10 – Récapitulatif des attributs du modèle S-R de Ricker stationnaires estimés pour 1984-1999 et 1984-2013 pour l'UD 2 (BFR-Harrison).	28
Tableau 11 – Catégories de risque du GIEC utilisées pour décrire la probabilité de rétablissement dans l'EPR.	31

Tableau 12 – Pourcentage de simulations qui atteignent les objectifs de survie et de rétablissement, ventilé selon les exigences distinctes concernant l'abondance moyenne générationnelle et la variation de pourcentage. Les objectifs de survie et de rétablissement ne sont considérés comme atteints pour une répétition de la simulation donnée que si à la fois l'objectif de variation de pourcentage et l'objectif d'abondance applicable sont atteints dans cette répétition.	32
Tableau 13 – Valeurs de la variation de pourcentage présentées dans la partie 1 de l'EPR (MPO 2020a), représentant la médiane de la variation de pourcentage observée au cours des trois dernières générations, si les données le permettent.	33
Tableau 14 – Taux d'exploitation par année de prise, calculé à partir de l'extrait du modèle, sous la forme prises/(prises + échappées), moyenné sur toutes les simulations pour chaque scénario de taux de récolte. Le taux d'exploitation moyen américain est de 12 %, ce qui explique pourquoi le taux d'exploitation moyen total n'est pas de 0 % après une réduction de - 100 %.....	38
Tableau 15 – Stratégies d'atténuation possibles pour lutter contre les menaces pesant sur le SCF indiquées dans la partie 1 de l'EPR.....	53

LISTE DES FIGURES

- Figure 1 – Série chronologique des échappées absolues (UD 2 uniquement) et relatives avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : (en bleu) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé uniquement sur les trois dernières générations de données, et (en rouge) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé sur toutes les données disponibles. Il convient de noter que l'on ne dispose pas de trois générations de données pour l'UD 5, pour laquelle seule une courbe en rouge a donc été tracée.5
- Figure 2 – Série chronologique des échappées relatives avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : (en bleu) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé uniquement sur les trois dernières générations de données, et (en rouge) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé sur toutes les données disponibles.6
- Figure 3 – Aperçu des pêches annuelles et de la période de maturation par rapport à l'abondance et aux prises dans le modèle pour une population de type océanique telle que l'UD 2 (BFR-Harrison). Il convient de noter que si les individus d'âge 2 et plus sont inclus dans les échappées, seuls les individus échappés d'âge 3 et plus contribuent aux échappées dans la fonction stock-recrutement..... 15
- Figure 4 – Le modèle bayésien état-espace avec une productivité variable dans le temps pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Les couleurs indiquent les valeurs prédites à l'aide des paramètres α pour l'année. Les observations individuelles sont représentées par les années correspondantes dans le texte sur le graphique..... 19
- Figure 5 – Série temporelle de α estimée par le modèle de Ricker variable dans le temps, avec l'intervalle de crédibilité à 95 % correspondant. Les lignes représentent la médiane a posteriori (en rouge) et les estimations de la probabilité maximale (en bleu). Les intervalles de crédibilité bayésiens à 95 % sont représentés par la zone ombrée en rouge.....20
- Figure 6 – Courbes S-R de Ricker stationnaires ajustées à des périodes mobiles de 20 ans pour l'UD 2 (BFR-Harrison), l'ajustement à la série chronologique complète étant représenté par la ligne tiretée noire et la ligne 1:1 en gris clair.....27
- Figure 7 – Tendances du logarithme naturel d'alpha (en noir) et des taux d'exploitation pour l'UD 2 (BFR-Harrison) [en bleu]. Les alphas présentés sont les valeurs médianes de l'analyse de la productivité variable dans le temps. Les taux d'exploitation sont fondés sur la mortalité totale ajustée à l'équivalent adulte dans les pêches pour les âges 2 à 5 et les échappées de géniteurs pour les âges 3 à 5.....28
- Figure 8 – Projection prospective pour l'UD 2 (BFR-Harrison) de 2020 à 2031 où l'on suppose les estimations de la productivité récente (2010 à 2013) et les taux d'exploitation de la période de référence (2009 à 2015). La valeur médiane de l'abondance pour chaque année projetée est représentée par la ligne bleu foncé. La zone en bleu clair représente le résultat de 95 % des simulations (quantiles 0,025 et 0,975) et le polygone bleu foncé représente le résultat de 50 % des simulations (quantiles 0,25 et 0,75). La série chronologique des échappées de 1984 à 2019 est représentée en gris clair, la ligne noire représentant la période d'initialisation du modèle de projection du saumon chinook. Les lignes tiretées montrent les résultats de 10 simulations individuelles choisies au hasard. Les lignes horizontales indiquent les points de référence de l'abondance pour les objectifs de survie ($G_{\text{gén}}$) et de rétablissement (85 % de G_{RMD}). 30

Figure 9 – Carte thermique montrant la probabilité d’atteindre l’objectif de survie avec des changements de productivité et des réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens pour l’UD 2 (BFR-Harrison). Pour atteindre l’objectif de survie, il faut que l’abondance moyenne de la dernière génération soit supérieure à 15 313 et que le pourcentage de déclin sur trois générations soit inférieur à 30 %. Le triangle indique les conditions du scénario de référence. On suppose que la productivité évolue de façon linéaire au cours de la simulation sur 12 ans, de la valeur du scénario de référence à la variation de pourcentage indiquée par rapport à la valeur du scénario de référence. Les réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens sont basées sur le taux de récolte du scénario de référence (2009 à 2015) et sont censées se produire instantanément la première année et rester constantes par la suite.39

Figure 10 – Carte thermique montrant la probabilité d’atteindre l’objectif de rétablissement avec des changements de productivité et des réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens pour l’UD 2 (BFR-Harrison). Pour atteindre l’objectif de survie, il faut que l’abondance moyenne de la dernière génération soit supérieure à 63 808 et que le déclin sur trois générations soit inférieur à 30 %. Le triangle indique les conditions du scénario de référence. On suppose que la productivité évolue de façon linéaire au cours de la simulation sur 12 ans, de la valeur du scénario de référence à la variation de pourcentage indiquée par rapport à la valeur du scénario de référence. Les réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens sont basées sur le taux de récolte du scénario de référence (2009 à 2015) et sont censées se produire instantanément la première année et rester constantes par la suite.40

LISTE DES ACRONYMES ET DES SIGLES

CIA – Critère d'information d'Akaike

COSEPAC – Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

CTC – Comité technique conjoint du saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique

EAE – Espèce aquatique envahissante

EPM – Estimation de la probabilité maximale

EPR – Évaluation du potentiel de rétablissement

G_{gén} – Niveau de géniteurs requis pour atteindre le nombre de géniteurs au rendement maximal durable (G_{RMD}) en une génération

GIEC – Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

G_{max} – Niveau de géniteurs au-dessus duquel la densité-dépendance entraîne une réduction du recrutement avec une augmentation de l'abondance des géniteurs

G_{rem} – Géniteurs requis pour assurer le remplacement

G_{RMD} – Géniteurs au rendement maximal durable

LEP – *Loi sur les espèces en péril*

MMC – Micromarque magnétisée codée

MPO – Pêches et Océans Canada

PSS – Politique concernant le saumon sauvage

SCF – Saumon chinook du Fraser

S-R – Stock-recrutement

TE – Taux d'exploitation

TR – Taux de récolte

TSP – Traité sur le saumon du Pacifique

UC – Unité de conservation

UD – Unité désignable

ZG – Zone de gestion

RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a évalué 11 unités désignables (UD) de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du fleuve Fraser comme étant menacées ou en voie de disparition en 2018, et leur inclusion à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* est actuellement à l'étude. La première partie de l'évaluation du potentiel de rétablissement (éléments 1 à 11) a fourni des descriptions et des mises à jour de l'état des UD, ainsi qu'une évaluation des menaces et des facteurs limitant le rétablissement. Cette seconde partie présente des objectifs de rétablissement potentiels, un examen des mesures d'atténuation, des projections des populations et une recommandation sur les dommages admissibles. Les objectifs de survie et de rétablissement pour chaque UD ont été proposés sur la base des points de référence de la Politique concernant le saumon sauvage, avec des exigences supplémentaires concernant la variation en pourcentage observée pour les géniteurs. Nous avons utilisé un modèle de projection pour évaluer les trajectoires futures probables et les chances d'atteindre ces objectifs; cependant, les résultats ne sont disponibles que pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Malgré les efforts déployés pour produire les paramètres d'entrée requis pour les UD de type fluvial, des incertitudes importantes et un manque considérable de données nous ont empêchés de les évaluer de manière quantitative et nous les avons donc évaluées de manière qualitative. D'après les résultats pour l'UD 2 (BFR-Harrison), l'atteinte de l'objectif de survie dans les conditions récentes est à peu près aussi probable que non probable (48 % de chances), et l'atteinte de l'objectif de rétablissement est peu probable (16 % de chances). Les risques imposés par les changements climatiques et la poursuite du développement anthropique ajoutent une incertitude qui n'a été décrite que qualitativement. Selon l'évaluation quantitative de l'UD 2 (BFR-Harrison) et l'évaluation qualitative des autres UD, il est recommandé de réduire considérablement la mortalité d'origine anthropique et les autres sources de dommages indiquées dans l'évaluation des menaces, voire de les empêcher dans certains cas, afin de donner à ces populations les meilleures chances de se rétablir.

1. INTRODUCTION

Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue qu'une espèce aquatique est menacée, en voie de disparition ou disparue, Pêches et Océans Canada (MPO) prend diverses mesures nécessaires pour appuyer l'application de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte d'information scientifique sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, sur les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement et sur son potentiel de rétablissement. Un avis scientifique est habituellement formulé au moyen d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) menée dans un délai précis après l'évaluation du COSEPAC. Ce délai permet d'intégrer des analyses scientifiques qui ont fait l'objet d'un examen par les pairs aux processus prévus par la LEP. L'EPR fournit au Programme des espèces en péril les renseignements nécessaires pour comprendre l'état actuel et l'état futur probable de l'espèce, ce qui permet d'évaluer les options de gestion potentielles et constitue la base de la planification du rétablissement si l'espèce est inscrite. L'information fournie dans l'EPR repose sur 22 éléments fondamentaux. La partie 1 de la présente EPR, les éléments 1 à 11, traitant de la biologie de l'espèce et des menaces pesant sur les populations, a été examinée en décembre 2019 (MPO 2020a). La partie 2 (éléments 12 à 22) couvre les objectifs de rétablissement, les projections prospectives, l'examen des mesures d'atténuation et l'évaluation des dommages admissibles. C'est l'objet du présent document. De nombreux éléments de ce document reposent sur l'information fournie dans la première partie de l'EPR. Il est donc fortement recommandé au lecteur d'examiner la partie 1 avant la partie 2.

1.1. INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Le saumon chinook est la plus grande des cinq espèces de saumon du Pacifique anadromes et sémelpares indigènes en Amérique du Nord. Il est présent du centre de la Californie au fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest, Canada), le long de la côte nord-américaine (Netboy 1958; McPhail et Lindsey 1970; McLeod et O'Neil 1983; Healey 1991). Le saumon chinook présente le cycle biologique le plus diversifié de tous les saumons du Pacifique sémelpares (Brannon *et al.* 2004), avec des variations considérables sur le plan de la taille, de l'âge à la maturité, des exigences en matière d'habitat et de la durée des étapes de croissance en eau douce et en eau de mer. Au Canada, il constitue une importante source de nourriture pour d'autres individus piscivores, des mammifères et des oiseaux, et c'est aussi une espèce ciblée par les pêches récréatives et commerciales. Le saumon chinook est une espèce très importante pour les Premières Nations et les Métis de la Colombie-Britannique en tant que symbole culturel et élément de leur mode de vie traditionnel axé sur la subsistance (COSEPAC 2018).

Le COSEPAC a réparti les populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en 28 unités désignables (UD) en fonction de leur répartition géographique, des variations du cycle biologique et des données génétiques (COSEPAC 2018). La délimitation des UD par le COSEPAC suit la même approche fondamentale pour le maintien de la variabilité génétique au niveau des espèces sauvages que celle des unités de conservation (UC) de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS), avec quelques similitudes et différences entre ces types de délimitation (COSEPAC 2018). Dans certains cas, plusieurs UC peuvent constituer une UD. Pour le saumon chinook du Fraser (SCF), 25 des 28 UD sont exactement les mêmes que les UC, mais les limites de population sont différentes pour les trois autres UD. Toutes les UD examinées dans la présente EPR représentent une seule UC de SCF. Des descriptions détaillées des UD du COSEPAC et des UC de la PSS pour le SCF figurent respectivement dans COSEPAC (2015, 2018) et Brown *et al.* (2019).

Les UD de SCF sont des populations génétiquement distinctes qui ne se croisent pas facilement et se reproduisent dans différentes zones géographiques du bassin hydrographique du Fraser (voir la description détaillée de la génétique et de la répartition géographique du SCF dans COSEPAC (2018)). Les UD évaluées dans la présente EPR, ainsi que les UC de la PSS et les zones de gestion (ZG) des pêches correspondantes, sont résumées dans le tableau 1.

Tableau 1 – UD de saumon chinook (CK) du sud de la Colombie-Britannique dans le Fraser évaluées comme étant en voie de disparition ou menacées, raisons de la désignation selon le COSEPAC (2018) et leur relation avec les UC de la Politique concernant le saumon sauvage et les ZG des pêches. La notation numérique des ZG fait référence au type de cycle biologique dominant pour chaque UD : 4₂ et 5₂ font référence à des saumons chinooks de type fluvial qui migrent vers la mer en tant que juvéniles d'un an et qui reviennent à un âge total (séjour en eau douce + séjour en mer) de 4 ou 5 ans; 4₁ fait référence à un cycle biologique de type océanique où les individus migrent vers la mer en tant que juvéniles de moins d'un an et reviennent principalement à un âge total de 4 ans.

Zone de gestion (ZG)	Unité de conservation (UC)	Unité désignable (UD)	Statut selon le COSEPAC	Justification du statut
Printemps 5 ₂	CK-08 FR Canyon-Nahatlatch	UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (Nahatlach)	En voie de disparition	Cette population de saumon chinook à montaison printanière frayant dans le bassin hydrographique de la rivière Nahatlatch a diminué à des niveaux très bas. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole, et la récolte sont des menaces pour cette population.
	CK-10 MFR-Printemps	UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps	Menacée	L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans plusieurs affluents du moyen Fraser a diminué. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole, la récolte et la pollution causée par les activités minières sont des menaces pour cette population.
	CK-12 HFR-Printemps	UD 11 – Haut Fraser, type fluvial, printemps	En voie de disparition	L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans le haut Fraser a diminué. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces pour cette population. Les changements prévus des systèmes météorologiques du Pacifique Nord qui influent sur la disponibilité des eaux souterraines auront des répercussions sur les frayères et la survie hivernale.
	CK-18 THN-Printemps	UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps	En voie de disparition	Cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Nord a connu un déclin marqué de son abondance jusqu'à un niveau bas. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces pour cette population. Les changements prévus des systèmes météorologiques du Pacifique Nord qui influent sur la disponibilité des eaux

Zone de gestion (ZG)	Unité de conservation (UC)	Unité désignable (UD)	Statut selon le COSEPAC	Justification du statut
				souterraines auront des répercussions sur les frayères et la survie hivernale.
	CK-05 BFR-Haute Pitt	UD 4 – Bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt)	En voie de disparition	L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Pitt, dans le bassin versant du bas Fraser, a diminué et elle est aujourd'hui au niveau le plus bas jamais enregistré. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces constantes pour cette population.
	CK-06 BFR-Été	UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été	Menacée	L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans les rivières Lillooet et Harrison, dans le bassin du bas Fraser, a diminué, et elle est maintenant faible. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces pour cette population.
Été 5 ₂	CK-09 MFR-Portage	UD 8 – Moyen Fraser, type fluvial, automne (Portage)	En voie de disparition	L'abondance de cette remonte automnale de saumons chinooks frayant dans les bassins versants des rivières Seton et Anderson, le long du moyen Fraser, a diminué, et elle est maintenant très faible. Le déclin devrait se poursuivre. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces pour cette population.
	CK-11 MFR-Été	UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été	Menacée	L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans plusieurs affluents du moyen Fraser a diminué. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole est une menace pour cette population.
	CK-19 THN-Été	UD 17 – Thompson Nord, type fluvial, été	En voie de disparition	L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Nord a fortement diminué. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces pour cette population.
Printemps 4 ₂	CK-16 THS-Bessette	UD 14 – Thompson Sud, type fluvial, été (Bessette)	En voie de disparition	L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Sud a connu un déclin marqué jusqu'à un niveau très bas. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole et la récolte sont des menaces pour cette population.

Zone de gestion (ZG)	Unité de conservation (UC)	Unité désignable (UD)	Statut selon le COSEPAC	Justification du statut
Automne 4 ₁	CK-03 BFR-Automne	UD 2 – Bas Fraser, type océanique, automne	Menacée	Les lâchers d'individus d'écloserie de 1981 à 2004 compliquent le calcul des taux de déclin, mais l'on sait que l'abondance de cette remonte automnale de saumons chinooks du bas Fraser baisse régulièrement. Les données sur l'abondance pour toutes les années disponibles sont réputées le mieux représenter l'abondance naturelle des géniteurs. La baisse de la qualité de l'habitat en milieu marin et dulcicole, la récolte et la modification de l'écosystème dans l'estuaire du bas Fraser sont des menaces pour cette population.

1.2. APERÇU DE LA PARTIE 1 : ÉLÉMENTS 1 À 11

La partie 1 de l'EPR a fourni des évaluations actualisées des tendances pour les populations, un aperçu de la biologie et des exigences en matière d'habitat, ainsi qu'une évaluation des menaces et des facteurs limitant le rétablissement. L'évaluation des tendances a porté sur trois années supplémentaires de données (2016 à 2018) et les résultats donnent à penser que toutes les UD ont continué à décliner depuis l'évaluation du COSEPAC en 2018 (figure 1 et figure 2). Un atelier réunissant des experts locaux a permis de déterminer que les principales menaces pesant sur les UD étaient le changement climatique, les modifications des systèmes naturels, la pêche et la pollution (tableau 2). Les menaces qui pèsent sur les différentes UD sont les glissements de terrain récents qui posent des risques graves pour les UD 8 (MFR-Portage), 9 (MFR-Printemps), 10 (MFR-Été) et 11 (HFR-Printemps); la concurrence avec les individus d'écloserie pour l'UD 2 (BFR-Harrison); les répercussions particulièrement fortes des modifications des réseaux naturels pour les UD 9 (MFR-Printemps) et 14 (THS-Bessette). Pour les 11 UD, le risque de menace est considéré comme élevé à extrême ou extrême, en raison du nombre de menaces auxquelles elles sont confrontées et de leur gravité. La conclusion est qu'il sera difficile d'atténuer les menaces multiples et complexes qui pèsent sur ces UD, d'autant que nombre de ces menaces sont exacerbées par le changement climatique. Il sera essentiel de veiller à coordonner correctement les efforts grâce à une gouvernance efficace pour réussir à atténuer les effets cumulés de ces diverses menaces. On trouvera plus d'information à ce sujet dans MPO (2020a).

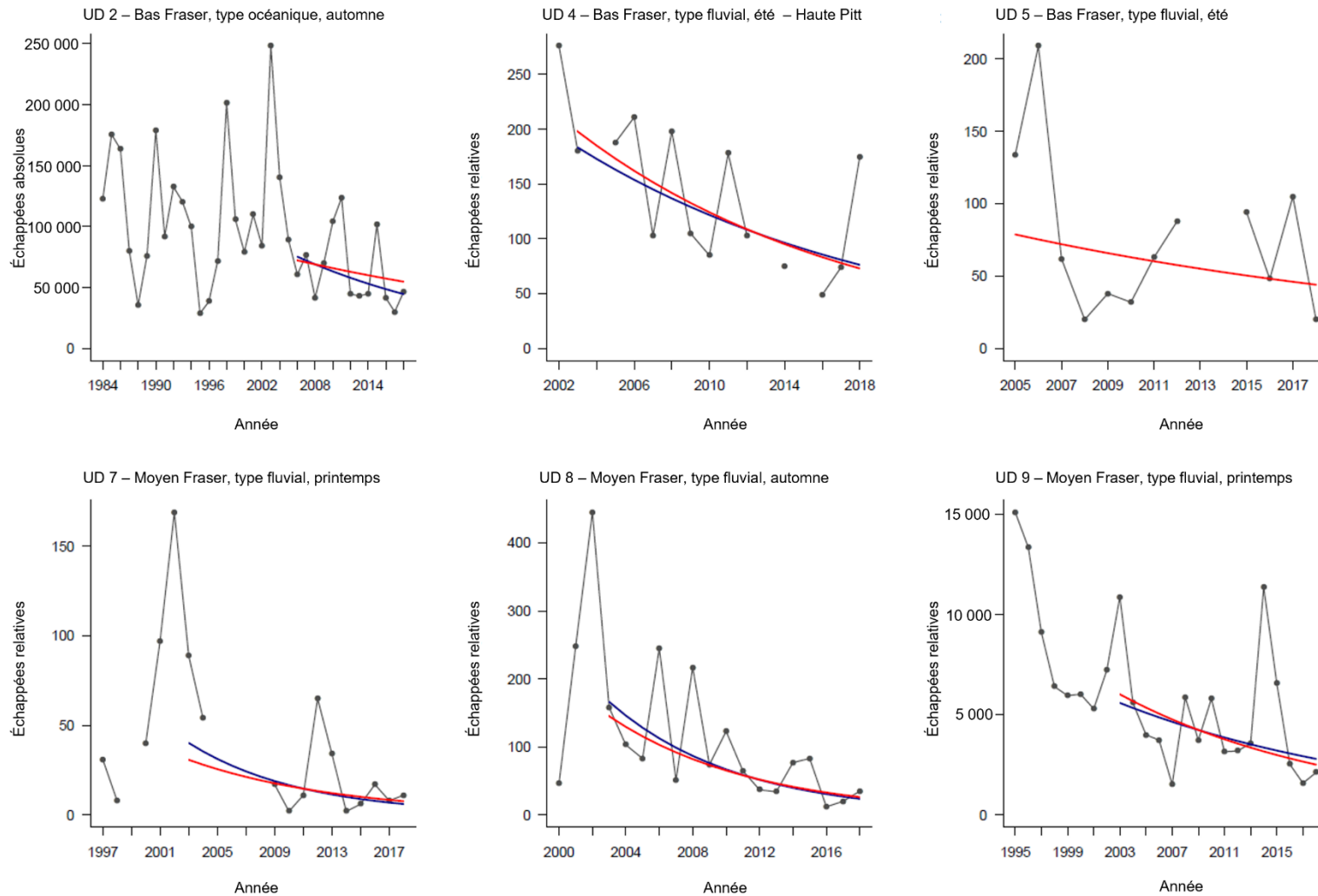


Figure 1 – Série chronologique des échappées absolues (UD 2 uniquement) et relatives avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : (en bleu) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé uniquement sur les trois dernières générations de données, et (en rouge) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé sur toutes les données disponibles. Il convient de noter que l'on ne dispose pas de trois générations de données pour l'UD 5, pour laquelle seule une courbe en rouge a donc été tracée.

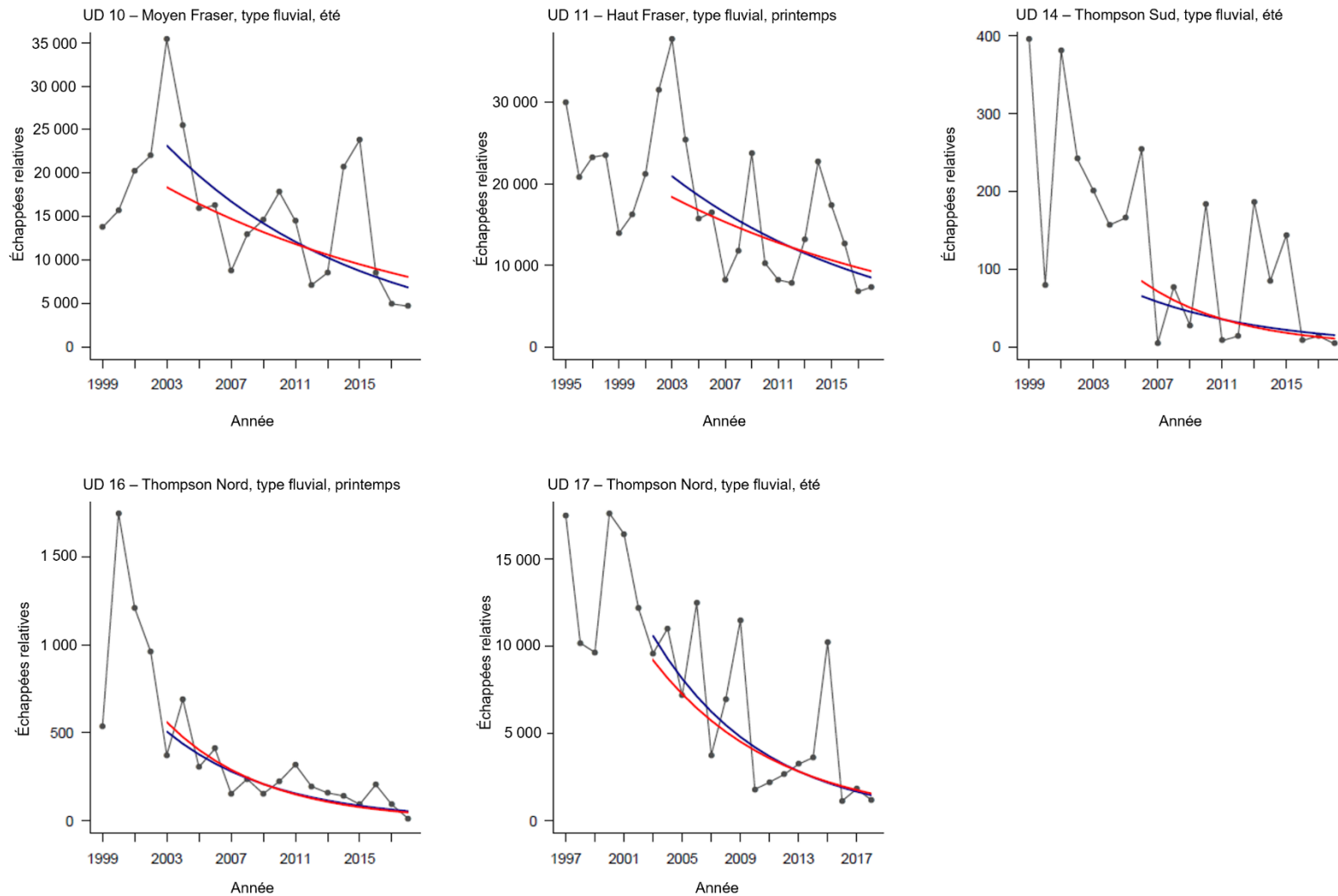


Figure 2 – Série chronologique des échappées relatives avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : (en bleu) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé uniquement sur les trois dernières générations de données, et (en rouge) taux de variation sur les trois dernières générations, fondé sur toutes les données disponibles.

Tableau 2 – Tableau récapitulatif des menaces décrites dans la partie 1 de l'EPR, avec les catégories de menaces du COSEPAC et le classement général des menaces pour les UD de SCF évaluées dans l'EPR. Des renseignements supplémentaires sur l'évaluation des menaces sont donnés dans la partie 1 de l'EPR.

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	UD 2	UD 4	UD 5	UD 7	UD 8	UD 9	UD 10	UD 11	UD 14	UD 16	UD 17
Développement résidentiel et commercial	Faible	Faible	Faible	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Négligeable
Agriculture et aquaculture (concurrence des poissons d'écloserie)	Élevée-moyenne	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Moyenne-faible	Faible	Faible
Production d'énergie et exploitation minière	Moyenne-faible	S. O.	Faible	Faible	Faible	Moyenne	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible
Transport et corridors de service	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Inconnue	Faible	Faible
Utilisation des ressources biologiques (pêche)	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible	Élevée-faible
Intrusions et perturbations humaines	Négligeable	Moyenne-faible	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Faible	Négligeable	Faible	Faible	Faible	Faible
Modifications des systèmes naturels (gestion de l'eau, modifications des écosystèmes)	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne	Élevée-moyenne	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Extrême-élevée	Moyenne-faible	Moyenne-faible
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Faible	Moyenne-faible	Faible	Faible
Pollution (toutes sources et menaces confondues)	Moyenne	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne	Moyenne-faible	Moyenne-faible	Moyenne	Moyenne	Moyenne
Événements géologiques (glissements de terrain)	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Élevée	Extrême	Extrême	Extrême	Inconnue	Moyenne-faible	Moyenne-faible
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (changements des habitats)	Élevée-faible	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne	Élevée-moyenne
CLASSEMENT GÉNÉRAL DES MENACES	Extrême-élevée	Extrême-élevée	Extrême-élevée	Extrême-élevée	Extrême	Extrême	Extrême	Extrême	Extrême	Extrême-élevée	Extrême-élevée

2. ÉLÉMENT 12 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

Description de l'élément : proposer des objectifs d'abondance et de répartition pour assurer le rétablissement.

Un objectif de survie et un objectif de rétablissement ont été proposés et utilisés dans la présente EPR pour toutes les UD de SCF visées par le document (tableau 3). L'objectif de survie vise à atteindre le statut « Espèce préoccupante » du COSEPAC, tandis que l'objectif de rétablissement représente un point de référence du rétablissement ou le statut « Non en péril ». Cette approche est conforme à l'avis du MPO sur l'établissement des objectifs de rétablissement de la LEP (MPO 2011). L'objectif de survie peut représenter un point de référence limite qui déclenche un plan de reconstitution ou de rétablissement lorsque l'abondance des géniteurs tombe en dessous de l'objectif; pour sa part, l'objectif de rétablissement peut indiquer un objectif de gestion idéal. En d'autres termes, l'objectif de survie représente le niveau de population minimum requis pour assurer la persistance à long terme, et pourrait être considéré comme un objectif à court terme sur la voie du rétablissement. La définition de l'objectif de survie dans ce document ne correspond pas à la définition de la survie selon les directives de la LEP, car l'objectif de survie défini ici reprend l'approche du COSEPAC et peut inclure une tendance au déclin si l'abondance est suffisamment élevée. Les points de référence du rétablissement biologique pour ces UD de SCF ont été choisis en fonction des critères du COSEPAC pour la désignation du statut et des points de référence de la PSS. Bien que les objectifs présentés ici tentent d'être cohérents avec les évaluations du COSEPAC et de la PSS, ce sont des objectifs très simplifiés par rapport aux critères plus nuancés utilisés dans les processus dirigés par des experts réalisant les évaluations du COSEPAC et de la PSS, qui comprennent un large éventail de critères. Ainsi, l'atteinte de l'objectif de survie ou de rétablissement ne se traduira pas nécessairement par un changement correspondant dans le statut d'une UD selon le COSEPAC ou la PSS.

La majorité de ces UD ont été désignées menacées ou en voie de disparition par le COSEPAC en raison des tendances à la baisse observées dans le nombre total d'individus matures. Toutefois, l'UD 7 (MFR-Nahatlatch) a été désignée comme étant en voie de disparition uniquement en raison de la petite taille de la population, car les données étaient insuffisantes pour évaluer les tendances au moment de l'évaluation du COSEPAC. L'évaluation de l'UD 8 (MFR-Portage) résulte également de la petite taille de la population, en plus du déclin du nombre total d'individus. De nombreuses UD examinées dans la présente EPR ont des indices de l'abondance inférieurs à 1 000 géniteurs, mais l'évaluation de la taille totale de la population est incertaine, car les estimations sont générées à partir de l'abondance relative. De plus, pour certaines UD, les estimations de l'abondance relative sont fondées sur une ou deux frayères seulement, alors qu'il en existe plusieurs, mais qu'elles ne font pas l'objet de relevés.

Les objectifs de rétablissement proposés ici contiennent des points de référence de l'abondance et de la trajectoire de la population. D'autres variables pourraient être prises en compte pour le rétablissement, comme le maintien ou l'expansion de l'aire de répartition, les niveaux de productivité ou les inférences de la productivité (p. ex., les tendances de la fécondité, de la taille selon l'âge ou des taux de maturation), la diversité génétique ou l'atténuation des menaces, qui pourraient toutes fournir des indications sur l'état de la population et sa résilience. Les tendances de nombre de ces paramètres du cycle biologique ont été examinées dans la partie 1, mais beaucoup de ces variables sont inconnues pour ces populations et aucun objectif précis n'a donc été fixé. Ces variables, dans la mesure où des données existaient, ont été prises en compte pour évaluer la capacité de ces populations à atteindre les objectifs de survie et de rétablissement, et sont examinées plus en détail à la section 9. Il est recommandé de prendre en compte tous ces aspects dans la définition du rétablissement et la fixation des objectifs si ces UD sont inscrites en vertu de la LEP. Toutefois,

aux fins de l'EPR, les objectifs sont concentrés sur les attributs qui peuvent être évalués objectivement.

D'après les critères du COSEPAC et les raisons de la désignation de ces UD, la plupart des UD n'ont besoin que d'une croissance positive de la population pour atteindre potentiellement le statut d'espèce préoccupante. Cependant, des objectifs d'abondance minimale ont également été inclus, car les estimations de l'abondance relative sont actuellement historiquement faibles pour bon nombre de ces UD et les variations de pourcentage nécessaires ne garantiraient pas forcément correctement la persistance ou le rétablissement. On a retenu le niveau de géniteurs requis pour atteindre le nombre de géniteurs au rendement maximal durable (G_{RMD}) en une génération ($G_{gén}$) pour l'objectif de l'abondance pour la survie, car ce paramètre a donné de bons résultats dans des évaluations pour des scénarios à productivité variable (Holt 2009; Holt et Bradford 2011) et correspond au point de référence inférieur de l'abondance de la PSS. L'objectif de l'abondance pour le rétablissement a été fixé à 85 % de G_{RMD} afin qu'il corresponde à la composante de l'abondance d'état vert pour le saumon chinook dans la PSS. Ces points de référence de l'abondance sont évalués comme une abondance moyenne par génération. Pour les UD dont l'objectif de l'abondance $G_{gén}$ ou G_{RMD} est inférieur à 1 000 géniteurs, l'objectif de l'abondance a été fixé à un minimum de 1 000 pour garantir le dépassement du critère D du COSEPAC.

Une autre approche pour fixer des objectifs de l'abondance, comme cela a été fait dans l'EPR du saumon coho du Fraser intérieur (Arbeider *et al.* 2020), a été envisagée pour les UD dont les frayères sont situées dans plusieurs bassins versants. Malheureusement, il n'y avait pas de conditions où 1 000 géniteurs étaient présents dans tous les sites dénombrés pour aucune des UD ayant plusieurs frayères. En fin de compte, on a déterminé que les points de référence fondés sur l'habitat fourniraient le meilleur objectif de l'abondance malgré les incertitudes. Cependant, l'intention est de maintenir toutes les frayères et il faudrait surveiller les échappées dans toute l'étendue spatiale de l'UD pour confirmer la persistance ou l'expansion des aires de répartition actuelles.

Pour les objectifs de rétablissement, on mesure la composante de la trajectoire de la population par la variation de pourcentage sur trois générations. La variation de pourcentage nécessaire associée aux deux objectifs de l'abondance décrits ci-dessus sont fondées en gros sur les critères A et C du COSEPAC. Lorsque l'objectif de l'abondance est supérieur à 10 000 géniteurs, un déclin de moins de 30 % est requis (critère A), et lorsque l'objectif est inférieur à 10 000 géniteurs, une croissance positive de la population est requise (critère C). Les critères A et C comportent des exigences supplémentaires nuancées qui ne sont pas utilisées ici.

Les estimations de $G_{gén}$ et de G_{RMD} des UD ont été générées à l'aide d'une méthode fondée sur l'habitat (Parken *et al.* 2006; appelée « le modèle d'habitat »), sauf pour l'UD 2 (BFR-Harrison), pour laquelle des données sur le stock-recrutement (S-R) étaient disponibles. Les estimations fondées sur l'habitat présentées dans ce document sont des mises à jour des points de référence décrits dans l'évaluation de la PSS de 2014, et utilisent la version la plus récente du modèle d'habitat (tableau 4). Un aperçu du processus de calcul des points de référence est fourni ci-après. Un extrait du prochain document de recherche sur l'évaluation de la PSS, avec la description détaillée des méthodes utilisées pour calculer les points de référence, est reproduit à l'annexe A.

Le modèle d'habitat est un modèle de régression prédictif basé sur une méta-analyse des points de référence stock-recrutement (c.-à-d. G_{RMD} et G_{remp}) et de la superficie accessible du bassin versant. L'équation actualisée, tirée de Parken *et al.* (2006), utilisée pour les points de référence dans ce document est fournie dans le Tableau 4 pour ces UD de type fluvial. Les

zones des bassins versants ont été précédemment calculées pour l'évaluation de la PSS de 2014 avec ArcGIS, à l'aide de l'Atlas des bassins versants de la Colombie-Britannique et du Fisheries Information Summary System (FISS), et ont fait l'objet d'un examen par les pairs réalisé par le personnel de terrain qui effectue les relevés sur les frayères. Nous avons utilisé ces données pour déterminer la superficie du bassin versant accessible au saumon chinook pour chaque UD. Les UD qui fraient dans un seul bassin versant n'ont qu'une seule estimation de G_{RMD} et G_{rem} , et les autres UD qui fraient dans plusieurs bassins versants ont plusieurs estimations de superficies de bassins versants avec des estimations individuelles de G_{RMD} et G_{rem} qui correspondent aux unités de stock et à la dynamique de la population. Pour parvenir à une estimation de G_{RMD} et G_{rem} dans l'habitat au niveau de l'UD pour les UD frayant dans plusieurs bassins versants, nous avons calculé les aires de répartition conjointes de G_{RMD} et G_{rem} à partir des estimations individuelles pour tous les bassins versants contribuant à l'UD, ce qui nous a alors permis de produire une estimation de $G_{gén}$ et G_{RMD} au niveau de l'UD. Les superficies des bassins versants utilisées pour les UD de type fluvial dans ce document sont présentées dans le Tableau 5. Les estimations de $G_{gén}$ et G_{RMD} à partir de l'extrait du modèle d'habitat pourraient varier des estimations dérivées des analyses S-R effectuées avec des données propres à l'UD, d'après l'analyse par exclusion d'un élément menée dans Parken *et al.* (2006). Pour l'instant, il n'est pas possible de vérifier ces estimations du modèle par rapport aux données propres à l'UD. Si les données S-R pour ces UD deviennent disponibles, on pourra s'en servir pour générer des objectifs de rétablissement plus représentatifs pour l'UD et les inclure dans le modèle afin de fournir des prédictions plus précises et de mieux représenter la capacité de production de chaque UD.

Les points de référence fondés sur l'habitat sont des objectifs de l'abondance pour toutes les UD, à l'exception de l'UD 5 (BFR-Été). L'objectif de rétablissement pour l'UD 5 (BFR-Été) ne s'applique pas à l'abondance pour l'UD dans son ensemble, mais plutôt aux segments de l'UD pour lesquels des estimations de l'abondance des géniteurs sont disponibles, car le réseau hydrographique de la rivière Lillooet n'est pas inclus dans cette estimation pour $G_{gén}$ ou G_{RMD} . Étant donné que les points de référence fondés sur l'habitat sont des points de référence de l'abondance réelle, il est difficile d'établir des comparaisons pour les UD de type fluvial pour lesquelles seules des données sur l'abondance relative sont disponibles. Les estimations des échappées disponibles pour ces UD peuvent sous-estimer la taille de la population et il y aura une divergence lors de la comparaison avec les points de référence de l'abondance absolue. Jusqu'à ce que des estimations de l'abondance non biaisées soient disponibles pour ces UD, soit à la suite d'une expansion significative des activités d'évaluation des stocks, soit en élaborant des scalaires permettant de relier l'abondance relative à l'abondance réelle, il est recommandé d'utiliser les estimations de l'abondance relative disponibles pour évaluer si l'objectif de l'abondance est atteint ou non. Le manque de données sur l'abondance absolue est une lacune qui doit être comblée, mais l'utilisation de l'abondance relative pour l'instant permettra une évaluation prudente du statut des UD.

Les estimations de $G_{gén}$ et G_{RMD} pour l'UD 2 (BFR-Harrison) n'ont pas été mises à jour par rapport à l'évaluation de la PSS de 2012. Le groupe d'auteurs a discuté de la mise à jour de ces valeurs, car une analyse S-R récente avec une productivité variable dans le temps a fourni des preuves que la productivité pour l'UD 2 (BFR-Harrison) a récemment décliné jusqu'à un creux historique (voir la section 5.1). Si les valeurs S-R étaient mises à jour, en utilisant la faible productivité récente, on obtiendrait une valeur de $G_{gén}$ plus élevée (33 988 contre 15 318), mais une valeur de 85 % de G_{RMD} nettement inférieure (40 146 contre 63 808). Ces valeurs n'ont pas été mises à jour pour plusieurs raisons. Tout d'abord, il a été précédemment recommandé de ne mettre les points de référence biologiques à jour à l'aide d'un modèle de productivité variable dans le temps que lorsqu'un déclin de la productivité est bien documenté, quantifiable et qu'il constitue probablement un état persistant par rapport au régime de gestion (Duplisea et

Cadigan 2012; Holt et Michielsens 2020). Pour satisfaire à ces critères, des recherches et des points de données supplémentaires dans la série chronologique, ainsi qu'une discussion de groupe plus large, seraient nécessaires pour déterminer s'il s'agit probablement d'un état persistant de faible productivité. Ensuite, l'estimation de $G_{\text{gén}}$ pour l'UD 2 (BFR-Harrison) selon la PSS est supérieure aux 10 000 géniteurs requis pour dépasser le critère C du COSEPAC et obtenir un statut « Non en péril » ou « Menacée » et est donc déjà plus prudente que les lignes directrices du COSEPAC. Enfin, la valeur de G_{RMD} (75 068) utilisée pour calculer le point de référence de la PSS est un engagement du Traité sur le saumon du Pacifique (TSP) convenu bilatéralement comme objectif des échappées pour l'UD 2 (BFR-Harrison) [Pacific Salmon Treaty 1985]. Si, à l'avenir, les points de référence de la PSS ou l'objectif des échappées du TSP sont revus ou si un nouveau régime de productivité persistante est quantifié et documenté, il pourrait être approprié d'ajuster les objectifs de rétablissement.

Comme indiqué ci-dessus, beaucoup de variables et de facteurs peuvent modifier la sélection et l'estimation des objectifs de survie et de rétablissement. Nombre de ces variables (p. ex., l'aire de répartition, la fécondité, la taille selon l'âge, la productivité) sont des données manquantes pour la plupart des UD évaluées ici. Pour l'UD la plus riche en données, l'UD 2 (BFR-Harrison), une approche de rechange appliquée pour déterminer son point de référence de l'abondance en utilisant une base de référence variable est décrite dans la section 6. Conformément à la LEP, les modèles et les objectifs doivent être revus à mesure que des données supplémentaires sont disponibles.

Tableau 3 – Objectifs de survie et de rétablissement pour chaque UD évaluée. L'objectif de survie est d'atteindre le statut d'espèce préoccupante du COSEPAC. L'objectif de rétablissement consiste à atteindre le statut d'espèce rétablie ou d'espèce non en péril. Pour atteindre l'objectif, chaque population doit atteindre à la fois l'objectif d'abondance et la variation de pourcentage requise. L'abondance est fondée sur $G_{gén}$ ou 85 % de G_{RMD} pour les objectifs de survie ou de rétablissement respectivement, sauf indication contraire, et est mesurée par rapport à une moyenne générationnelle.

UD	Nom abrégé de l'UD	Objectifs de survie		Objectifs de rétablissement	
		Abondance	Variation de pourcentage requise	Abondance	Variation de pourcentage requise
UD 2	BFR-Harrison	15 318	< 30 % de baisse	63 808	< 30 % de baisse
UD 4	BFR-Haute Pitt	1 000 ²	Croissance positive de la population	1 000 ²	Croissance positive de la population
UD 5 ¹	BFR-Été	1 000 ²	Croissance positive de la population	1 285	Croissance positive de la population
UD 7	MFR-Nahatlach	1 000 ²	Croissance positive de la population	1 000 ²	Croissance positive de la population
UD 8	MFR-Portage	1 000 ²	Croissance positive de la population	1 358	Croissance positive de la population
UD 9	MFR-Printemps	5 331	Croissance positive de la population	22 216	< 30 % de baisse
UD 10	MFR-Été	5 878	Croissance positive de la population	25 260	< 30 % de baisse
UD 11	HFR-Printemps	5 273	Croissance positive de la population	24 883	< 30 % de baisse
UD 14	THS-Bessette	1 000 ²	Croissance positive de la population	1 000 ²	Croissance positive de la population
UD 16	THN-Printemps	1 000 ²	Croissance positive de la population	3 865	Croissance positive de la population
UD 17	THN-Été	1 824	Croissance positive de la population	7 773	Croissance positive de la population

¹ Pour l'UD 5, l'objectif de rétablissement ne représente qu'un objectif pour les réseaux hydrographiques échantillonnés, et non pour l'UD dans son ensemble, car le réseau hydrographique de la rivière Lillooet n'est pas inclus dans cette estimation.

² Pour les UD dont l'objectif d'abondance $G_{gén}$ ou G_{RMD} est inférieur à 1 000, l'objectif de l'abondance a été fixé à un minimum de 1 000 pour garantir le dépassement du critère D du COSEPAC.

Tableau 4 – L'équation et les valeurs des paramètres pour estimer les points de référence S-R en fonction de la superficie du bassin versant élaborés dans Parken et al. 2006. Les estimations de ces paramètres sont des valeurs actualisées par rapport à celles du rapport initial et représentent les valeurs les plus récentes pour le modèle d'habitat.

Équation		
$\ln(\hat{y}) = \ln(\hat{a}) + (\hat{b} * \ln(x)) + (\hat{\sigma}^2)^{1/2}$		
Paramètres		
-	G _{RMD} – Type fluvial	G _{remp} – Type fluvial
y	G _{RMD}	G _{remp}
ln(\hat{a})	3,06	3,99
\hat{b}	0,686	0,691
x	Superficie accessible du bassin versant	Superficie accessible du bassin versant
$\hat{\sigma}^2$	0,260	0,208

Tableau 5 – Superficies accessibles des bassins versants, répertoriées par nom de l'affluent principal, pour les UD de type fluvial dans l'EPR.

UD	Bassins versants	Superficie (km ²)
UD 4	Haute Pitt	342
UD 5	Big Silver	495
UD 7	Nahatlatch	293
UD 8	Portage	538
UD 9	Bridge (en aval du barrage Terzaghi)	416
UD 9	Endako	814
UD 9	Chilako	2 233
UD 9	Horsefly	576
UD 9	Westroad, Baker, Naver, Narcosli, Cottonwood	10 028
UD 9	Chilcotin (jusqu'au confluent avec la rivière Chilko)	2 331
UD 10	Chilko (jusqu'au confluent avec la rivière Taseko)	2 458
UD 10	Quesnel (jusqu'au confluent avec le Fraser)	4 648
UD 10	Nechako (Stuart, Stellako, Nechako en aval du barrage Kenney)	18 016
UD 11	Haut Fraser (jusqu'au confluent avec la rivière Salmon et y compris la rivière Salmon)	14 451
UD 14	Bessette	276
UD 16	Haute Thompson Nord (tous les affluents du cours principal en amont d'Avola)	5 167
UD 17	Basse Thompson Nord (jusqu'au confluent avec la Thompson Sud)	6 849

3. DESCRIPTION DU MODÈLE UTILISÉ POUR LES PROJECTIONS PROSPECTIVES

Pour traiter un grand nombre des autres éléments de l'EPR, nous avons utilisé des projections prospectives afin de prédire la trajectoire des populations dans des conditions récentes et futures, ainsi que pour étayer l'évaluation des dommages admissibles. C'est le modèle de projection du saumon chinook qui a été utilisé pour accomplir ces tâches. Il est brièvement décrit ci-après et des renseignements supplémentaires sont disponibles à l'annexe B.

3.1. MODÈLE DE PROJECTION DU SAUMON CHINOOK

Pour évaluer la trajectoire prévue de ces UD dans les conditions récentes et futures, nous avons appliqué le modèle de projection du saumon chinook récemment élaboré par les co-auteurs Kendra Holt et Brooke Davis (annexe B).

Le modèle de projection du saumon chinook simule les trajectoires de l'abondance future des différents stocks en fonction de scénarios précis concernant les futurs taux d'exploitation et les processus biologiques. Les projections stochastiques peuvent être paramétrées de manière à représenter les effets de l'incertitude sur la survie, la maturité, la productivité et les taux d'exploitation. Le modèle comprend des scalaires qui peuvent être appliqués à la fois aux taux de pêche et à la productivité, ce qui permet d'examiner facilement les trajectoires des populations dans diverses conditions futures, comme l'exige l'élément 15 (section 9).

Il est fondé sur la dynamique de la population de saumon chinook et configuré de manière à ce que les prises soient effectuées par une ou plusieurs pêches, fonctionnant comme des pêches préterminales ou terminales. Un aperçu de la pêche annuelle et de la période de maturation par rapport à l'abondance et aux prises pour un stock de type océanique est présenté à la Figure 3. Nous modélisons les stocks de type fluvial de manière similaire, mais en ajoutant un paramètre de compensation pour tenir compte de l'année supplémentaire que les individus passent en eau douce en tant que juvéniles (annexe B). La période de maturation est différente entre les pêches préterminales et terminales. Les pêches préterminales ont lieu avant la maturation annuelle, alors que les pêches terminales interviennent après la maturation et n'interceptent que les individus qui sont en route vers les frayères. De ce fait, pour les pêches préterminales, on utilise des taux d'exploitation appliqués à l'abondance totale en mer au début d'une année, mais des taux de récolte appliqués à l'abondance des individus matures revenant frayer chaque année pour les pêches terminales. On applique ensuite les échappées après les pêches terminales pour prédire le recrutement des individus d'âge 1 de type océanique pour l'année suivante à l'aide d'un modèle S-R de Ricker qui est ajusté par un facteur d'équivalence des géniteurs. Le modèle de Ricker prédit le recrutement total d'adultes à partir des échappées d'individus d'âge 3 et plus. On utilise ensuite le facteur d'équivalence des géniteurs, qui est le produit des taux de survie et de maturation, pour recalculer l'abondance des individus d'âge 1 de type océanique qui serait nécessaire pour produire le recrutement d'adultes prévu. Cette approche de la modélisation de l'abondance des individus d'âge 1 de type océanique est la même que celle utilisée dans le modèle du saumon chinook du Comité technique conjoint du saumon chinook (Pacific Salmon Commission 2019a, 2019b). On applique un taux de survie hivernale propre à l'âge à l'abondance des individus qui restent dans l'océan après la maturation (c.-à-d. ceux qui n'ont pas été capturés dans les pêches préterminales et qui ne sont pas retournés frayer) avant de passer à l'année et à la classe d'âge suivantes (Figure 3).

L'annexe B fournit une explication détaillée et les équations du modèle de projection du saumon chinook.

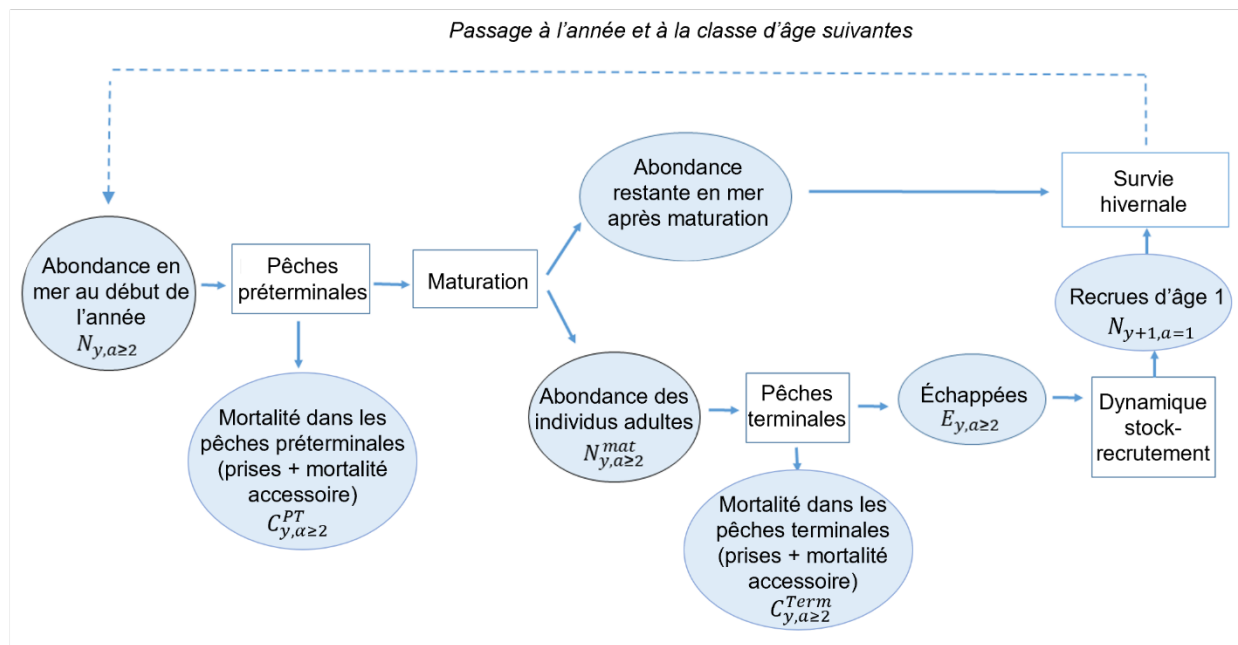


Figure 3 – Aperçu des pêches annuelles et de la période de maturation par rapport à l'abondance et aux prises dans le modèle pour une population de type océanique telle que l'UD 2 (BFR-Harrison). Il convient de noter que si les individus d'âge 2 et plus sont inclus dans les échappées, seuls les individus échappés d'âge 3 et plus contribuent aux échappées dans la fonction stock-recrutement.

4. DÉCISIONS SUR LES PROJECTIONS PROSPECTIVES

Pour 10 des 11 UD visées par la présente EPR (toutes les UD sauf l'UD 2 [BFR-Harrison]), on a déterminé qu'il n'était pas possible d'établir des projections quantitatives fiables en raison de lacunes importantes dans les données. Les séries chronologiques sur les échappées pour l'abondance relative sont les seules informations récentes disponibles pour chacune de ces UD aux fins des projections. Pour les UD 4 (BFR-Haute Pitt), 5 (BFR-Été), 7 (MFR-Nahatlatch), 14 (THS-Bessette), et 16 (THN-Printemps), la série chronologique des échappées est particulièrement peu fiable et on a rejeté la possibilité d'établir des projections prospectives pour ces UD en raison des limitations liées aux données (annexe C).

Des efforts importants ont été déployés pour produire des intrants représentatifs à partir de sources d'information de substitution pour les autres UD pour lesquelles les données sont limitées (8, 9, 10, 11, 17). On a estimé les taux de pêche et la taille des cohortes à partir des extrants du modèle du saumon chinook du Comité technique conjoint du saumon chinook (CTC), et les taux de maturation à partir des données tirées des micromarques magnétisées codées (MMC) de 1986 à 2002 dans le ruisseau Dome (un réseau hydrographique qui se trouve dans l'UD 11 [HFR-Printemps]). On a utilisé le modèle d'habitat (Parken *et al.* 2006) pour estimer les paramètres S-R et les points de référence de l'abondance. Cependant, ces estimations sont assorties d'incertitudes importantes, en particulier les taux de récolte et les paramètres S-R. Outre ces incertitudes, la représentativité d'hypothèses cumulatives associée à l'utilisation de plusieurs sources de substitution était également une source de préoccupation.

L'une des principales hypothèses qui a empêché les tentatives de projections prospectives pour les UD à données limitées (8, 9, 10, 11, 17) était que les taux de récolte estimés à partir du modèle du saumon chinook du CTC devaient être ajustés en raison d'estimations irréalistes des taux de récolte selon l'âge (annexe D, section 1.5). Cela comprenait la redistribution des échappées selon l'âge pour les UD situées dans la ZG Été 5₂ et l'utilisation de la relation entre

les taux de récolte selon l'âge de l'UD 2 (BFR-Harrison) pour ajuster les taux de récolte des individus d'âge 6 et d'âge 3 pour les stocks des ZG Printemps 5₂ et Été 5₂. Il est également devenu évident que le modèle du saumon chinook du CTC sous-estime considérablement les taux de récolte et représente mal leur variation interannuelle lorsqu'on les compare aux taux de récolte tirés des MMC de 1986 à 2002 dans le ruisseau Dome. Une incertitude variable et inconnue entoure donc l'exactitude des taux de récolte selon l'âge estimés pour les stocks des ZG Printemps 5₂ et Été 5₂. Cette situation résulte de la mauvaise qualité des données décrite ci-dessus et de l'utilisation d'informations de substitution.

On a initialement utilisé le modèle d'habitat pour produire des estimations des paramètres S-R pour les UD 8 (MFR-Portage), 9 (MFR-Printemps), 10 (MFR-Été), 11 (HFR-Printemps) et 17 (THN-Été). Cependant, il est peu probable que ces estimations représentent la productivité actuelle de ces UD étant donné les déclin significatifs de l'abondance observés, même après la réduction des pêches. Le modèle d'habitat utilise des données S-R et des données sur les bassins versants, principalement du milieu des années 1970 au milieu des années 1990 (Parken *et al.* 2006). Pour les populations de saumon chinook qui sont confrontées à plusieurs menaces causant la dégradation de l'habitat dulcicole et la réduction de la survie en mer, comme ces UD, la relation entre la capacité de production et la superficie du bassin versant peut avoir changé au fil du temps. De plus, le modèle d'habitat donne une estimation de la productivité moyenne à long terme, peu susceptible de représenter la productivité actuelle de ces UD, car on soupçonne que leur productivité décline ou est réduite. On a tenté de réduire les estimations en se basant sur la tendance de la productivité observée dans l'UD 2 (BFR-Harrison), mais cela pourrait sous-estimer le déclin, car le déclin de l'abondance était plus marqué dans les UD de type fluvial que dans l'UD 2 (BFR-Harrison). En définitive, les relations S-R de ces UD restent inconnues.

En raison de l'incertitude considérable entourant la précision des valeurs d'entrée du modèle de projection et de l'impossibilité de déterminer des paramètres S-R plausibles, les dommages admissibles et les tendances futures ont été évalués de manière qualitative. L'évaluation qualitative s'est fondée sur l'évaluation des menaces, les résultats des projections prospectives pour l'UD 2 (BFR-Harrison) et les conditions climatiques futures prévues. Les détails des étapes suivies pour estimer les paramètres du modèle, l'incertitude associée et des exemples de projections avec des productivités variables sont donnés dans l'annexe D.

Pour les raisons indiquées ci-dessus et dans les annexes 3 et 4, les projections prospectives n'ont été réalisées que pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

5. SOURCES DE DONNÉES ET ESTIMATION DES PARAMÈTRES

Cette section décrit uniquement les sources de données et l'estimation des paramètres pour l'UD 2 (BFR-Harrison) qui sont utilisés dans les sections suivantes de l'EPR. Les principales sources de données pour l'UD 2 sont les données de marquage-recapture dans la rivière Harrison de l'évaluation du stock du Fraser, les données des MMC, les extraits du modèle du saumon chinook du CTC et une récente analyse S-R (Vélez-Espino *et al.* sous presse). Des tableaux reproduisant toutes les valeurs d'entrée et les sources pour le modèle de projection du saumon chinook sont disponibles dans l'annexe E. Les paramètres S-R et les taux de pêche utilisés sont examinés dans les sections ci-après.

5.1. ANALYSE STOCK-RECRUTEMENT

Les changements historiques de la productivité pour l'UD 2 (BFR-Harrison) suscitent des inquiétudes qui doivent être prises en compte dans la paramétrisation des projections (annexe F). Ces préoccupations ont conduit à une analyse d'autres formulations du modèle S-R pour la sélection du modèle (annexe G). Trois modèles ont été considérés : un modèle de

Ricker traditionnel, un modèle de Ricker avec autocorrélation temporelle dans les résiduels du recrutement et un modèle état-espace avec une productivité variable dans le temps. D'après les résultats de l'analyse, le modèle de productivité variable dans le temps était le plus approprié pour l'UD 2 (BFR-Harrison) compte tenu des tendances préférées des résiduels (annexe G). Ce modèle était en outre soutenu par les preuves de variation de la productivité entre plusieurs indicateurs biologiques pour cette UD (annexe F). Contrairement au modèle de Ricker traditionnel, le modèle de productivité variable dans le temps permet au paramètre de la productivité de varier d'une année à l'autre, ce qui nous permet de prendre en compte les changements de la productivité dans le temps et d'isoler la productivité récente.

Les analyses S-R de l'UD 2 (BFR-Harrison) utilisées pour paramétrer les projections étaient basées sur des analyses réalisées à l'origine par Vélez-Espino *et al.* (sous presse), qui ont été exécutées à nouveau pour inclure un facteur de correction du biais log-normal. Le facteur de correction du biais a été ajouté dans un souci de cohérence avec le modèle de projection du saumon chinook qui utilise un facteur de correction pendant les projections. L'analyse a été réalisée à partir des données S-R du saumon chinook de l'UD 2 (BFR-Harrison) pour les années d'éclosion 1984 à 2013. Un modèle bayésien état-espace avec une productivité variable dans le temps (mis en œuvre à l'aide d'une procédure d'estimation récursive bayésienne) a été adapté aux données dans R (R Core Team 2019) et le logiciel TMB (Kristensen *et al.* 2016) à l'aide du progiciel tmbstan pour R.

La formulation du modèle bayésien état-espace pour la productivité variable dans le temps est la suivante :

$$R_t = G_t * \alpha_t * e^{(-b \cdot G_t + \epsilon_t - \sigma^2/2)} \quad \text{Éq. 1}$$

$$\log \frac{R_t}{G_t} = a_t - b * G_t + \epsilon_t - \sigma^2/2 \quad \text{Éq. 2}$$

$$\alpha = e^{a_t} \quad \text{Éq. 3}$$

$$G_{max} = \frac{1}{b} \quad \text{Éq. 4}$$

$$\epsilon_t \sim N(0 \sigma) \quad \text{Éq. 5}$$

Où R_t est l'abondance des recrues adultes l'année t , G_t est le nombre de géniteurs qui ont généré ces recrues et a_t est la productivité annuelle des recrues l'année t ; le paramètre b représente la force de la densité-dépendance par unité de biomasse reproductrice et ϵ_t représente les résiduels à distribution normale autour de la courbe géniteurs-recrues avec un écart-type de σ . Le modèle suppose que a_t évolue dans le temps en suivant une marche aléatoire simple, avec un écart-type σ_a , donné par une fonction bayésienne récursive comme suit :

$$\begin{cases} a_t = a_0 + \gamma_0 & t = 0 \\ a_t = a_{t-1} + \gamma_t & t > 0 \end{cases} \quad \text{Éq. 6}$$

$$\gamma_t \sim N(0 \sigma_a) \quad \text{Éq. 7}$$

Les erreurs types d'observation (σ) et de traitement (σ_a) du modèle ont été réparties comme suit :

$$\sigma = \sqrt{\rho} * \sigma_{total} \quad \text{Éq. 8}$$

$$\sigma_a = \sqrt{1 - \rho} * \sigma_{total} \quad \text{Éq. 9}$$

Où ρ est la proportion de la variance totale associée à l'erreur d'observation, et σ_{total} est l'écart-type total. Les valeurs a priori des paramètres estimés ou des quantités dérivées n'étaient pas explicitement spécifiées, sauf pour le paramètre ρ . Des limites ont été placées sur les autres paramètres, ce qui est comparable à l'utilisation de valeurs a priori uniformes. Toutes les valeurs a posteriori bayésiennes étaient fondées sur 100 000 itérations et trois chaînes MCCM. Une période de rodage de 50 000 itérations a été utilisée et la convergence a été évaluée par inspection visuelle des graphiques de diagnostic standard disponibles pour le progiciel tmbstan dans R.

Afin d'évaluer l'impact de la valeur a priori sur les estimations des paramètres, on a ajusté le modèle avec trois valeurs a priori différentes sur ρ . La valeur de ρ était centrée autour de 0,5 (scénario de référence), 0,3 et 0,7 en utilisant une distribution bêta avec différents paramètres de forme. Le scénario de référence de 0,5 (bêta [3,3]) a été choisi en raison du manque d'informations disponibles sur la distribution de l'erreur et de la mauvaise convergence avec une valeur a priori non informative. L'ajustement du modèle du scénario de référence et la trajectoire du paramètre a sont disponibles sur les Figure 4 et Figure 5, respectivement.

L'ajustement du modèle de productivité variable dans le temps indique une tendance à la baisse de la productivité dans le temps, mais l'ampleur estimée des variations du paramètre α était sensible à la distribution a priori spécifiée sur ρ , le paramètre de répartition des erreurs. Si la valeur a priori permettait une plus grande répartition de l'erreur d'observation, les variations de la productivité étaient plus lisses. Cependant, la tendance générale à la baisse était cohérente, quelle que soit la valeur a priori choisie, et on a utilisé le scénario de référence (ρ centré autour de 0,5) pour les projections prospectives.

Compte tenu de la tendance à la baisse de la productivité, on a utilisé la productivité moyenne de la dernière génération disponible pour représenter l'état de la productivité actuelle pour les projections prospectives. Cette moyenne est désignée par $\bar{\alpha}_t$, où t correspond aux années d'éclosion 2010 à 2013. Pour chaque projection simulée avec le modèle de projection du saumon chinook, les paramètres de recrutement du stock $\bar{\alpha}_{t=2010-2013}$, b , σ_{total} et ρ ont été échantillonnés à l'aide de la valeur a posteriori commune estimée à partir de l'ajustement du modèle bayésien. La médiane, les quantiles à 5 et 95 %, pour les distributions marginales a posteriori de chacun de ces paramètres sont fournis dans le Tableau 6.

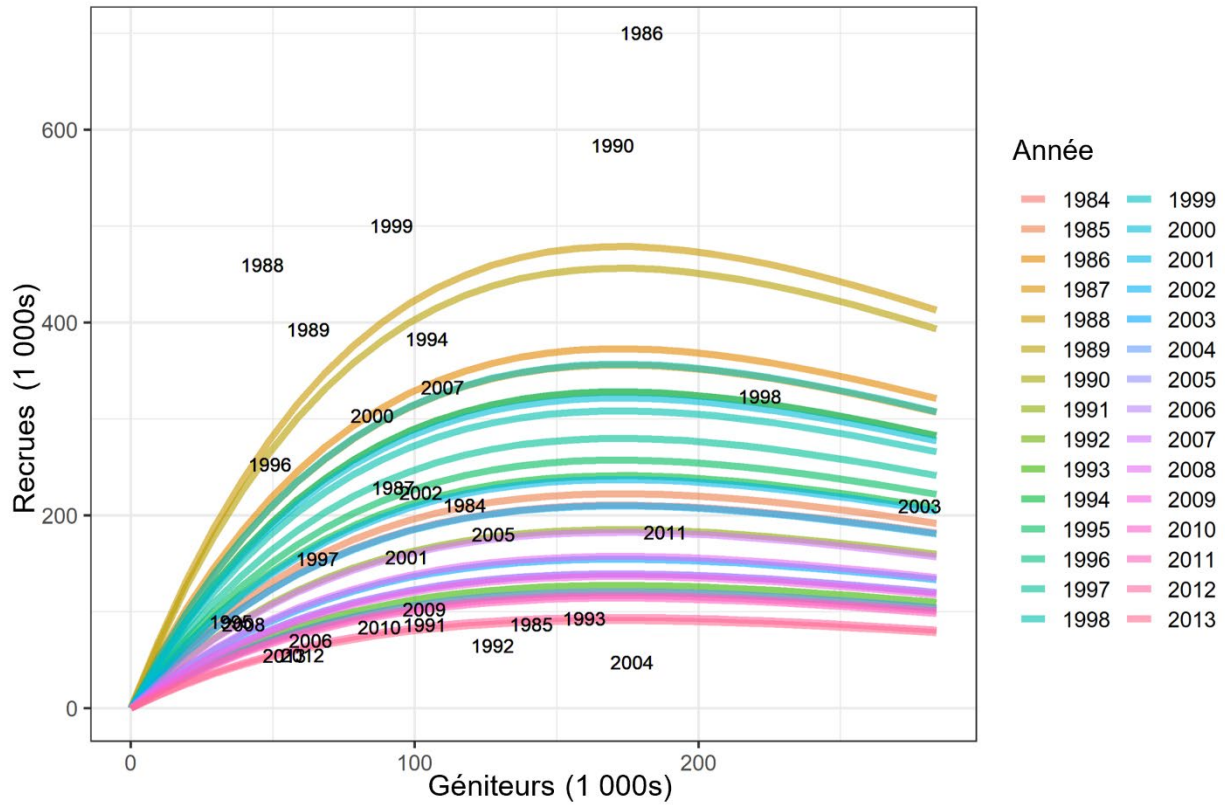


Figure 4 – Le modèle bayésien état-espace avec une productivité variable dans le temps pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Les couleurs indiquent les valeurs prédites à l'aide des paramètres α pour l'année. Les observations individuelles sont représentées par les années correspondantes dans le texte sur le graphique.

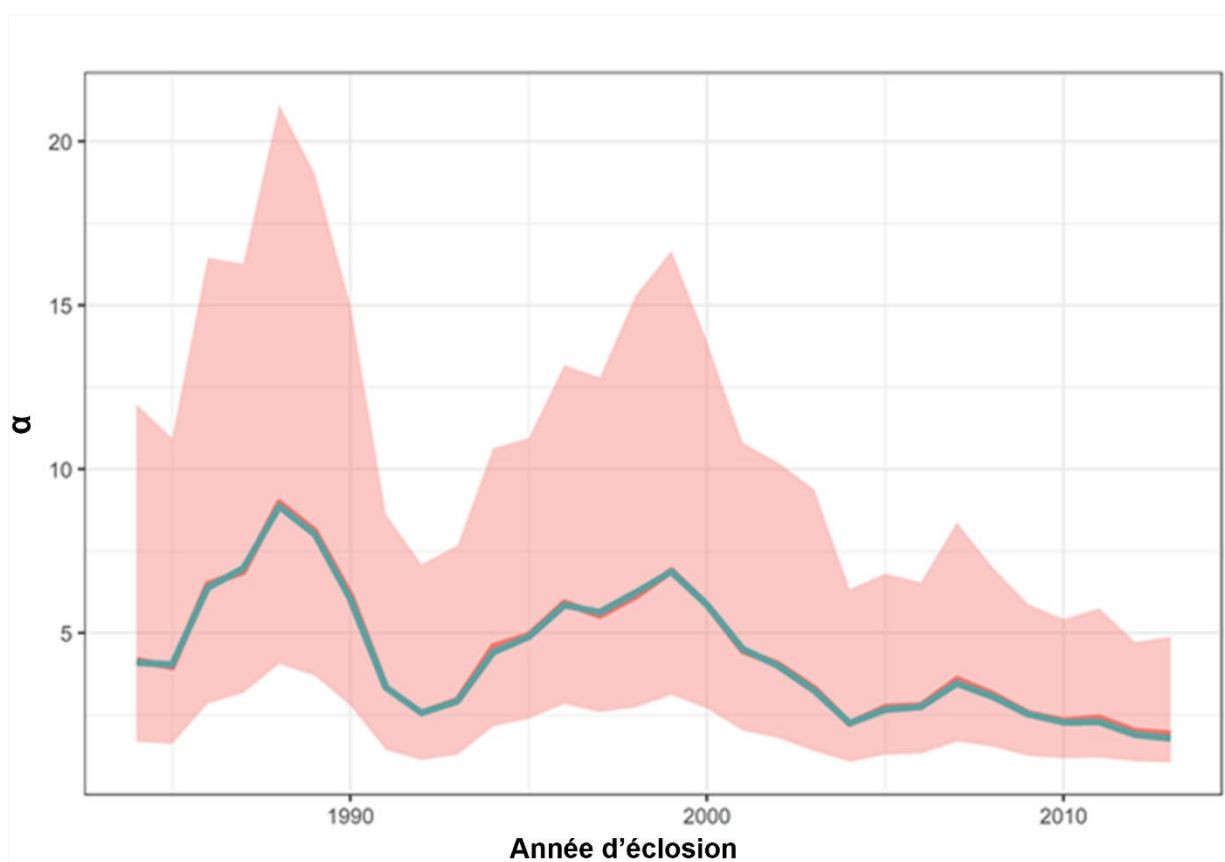


Figure 5 – Série temporelle de α estimée par le modèle de Ricker variable dans le temps, avec l'intervalle de crédibilité à 95 % correspondant. Les lignes représentent la médiane a posteriori (en rouge) et les estimations de la probabilité maximale (en bleu). Les intervalles de crédibilité bayésiens à 95 % sont représentés par la zone ombrée en rouge.

Tableau 6 – Médianes a posteriori, ainsi que les 95^e et 5^e quantiles a posteriori, pour le scénario de base de la productivité variable dans le temps pour le modèle du saumon chinook.

Quantile	$\alpha_{t=2010-2013}$	b	G_{max}	ρ	σ_{total}
95 ^e quantile supérieur	4,44	1,05 E-05	423 287	0,91	1,00
Médiane	2,17	5,83 E-06	171 451	0,66	0,75
95 ^e quantile inférieur	1,35	2,36 E-06	95 553	0,33	0,59

5.2. MORTALITÉ PAR PÊCHE

On a calculé les taux d'exploitation à l'aide des données tirées des MMC provenant de l'analyse des taux d'exploitation du CTC fournie par Gayle Brown (coprésidente du CTC, juillet 2019). Ces données sont produites dans les fichiers d'extrants sur la mortalité totale et sont présentées annuellement par le CTC (Pacific Salmon Commission 2019a, 2019b). Les taux de récolte selon l'âge dans les pêches préterminales et terminales sont requis pour le modèle de projection du saumon chinook. Les pêches préterminales ont lieu dans l'océan et capturent à la fois des individus immatures et des individus matures, tandis que les pêches terminales ne capturent que les individus matures qui retournent dans les frayères, et peuvent inclure des pêches océaniques près des embouchures des rivières pendant les mois où les individus

matures reviennent. Ces taux ont été calculés pour chaque année (y) et chaque âge (a) selon les équations suivantes :

$$\text{Taux de récolte préterminal}_{y,a} = \text{Prises}_{y,a} / \text{Taille de la cohorte}_{y,a}$$

$$\text{Taux de récolte terminal}_{y,a} = \text{Prises terminales}_{y,a} / \text{Remonte dans la zone terminale}_{y,a}$$

où la taille de la cohorte est l'estimation de l'abondance dans l'océan d'une cohorte selon l'âge après la mortalité naturelle, qui est appliquée lorsque les individus d'une pêche passent d'un âge à l'autre (p. ex., le 1^{er} octobre pour les pêches à la traîne dans l'océan). La remonte dans la zone terminale est le nombre d'individus matures de chaque âge qui reviennent frayer. Dans les calculs des taux pour le modèle de projection du saumon chinook, l'année (y) fait référence à l'année de retour (remonte). Il est important de noter que les taux de récolte ne sont pas la même chose que les taux d'exploitation par année civile et les distributions de la mortalité, car le dénominateur est très différent et les valeurs des taux d'exploitation par année civile sont ajustées en équivalents adultes alors que les taux de récolte fondés sur la cohorte ne sont pas ajustés (c.-à-d. en unités d'individus nominaux).

La période sélectionnée pour représenter les taux de récolte pour l'UD 2 (BFR-Harrison) est 2009-2015; en effet, elle représente des taux de récolte relativement récents, il s'agit d'une période pour laquelle on dispose de données de grande qualité provenant des MMC (Pacific Salmon Commission 2015) et le TSP le plus récent stipule que les pêches dont la gestion est fondée sur le stock individuel de saumon chinook devraient être gérées en référence à la période 2009-2015.

Les taux de récolte pour le modèle de projection du saumon chinook ont été calculés séparément pour les pêches américaines et canadiennes (Tableau 7, de sorte que lorsque l'on modifie les conditions pour les projections prospectives (section 9), les taux de récolte canadiens peuvent diminuer ou augmenter, tout en maintenant les taux de récolte américains constants. La raison en est que le Canada ne contrôle pas les taux de récolte américains, bien qu'il existe des obligations de limite de taux de récolte pour certains stocks canadiens dans les pêches à gestion individuelle par stock spécifiées dans l'accord sur le TSP de 2019; de plus, cette approche est conforme à celle utilisée pour évaluer la menace de la pêche dans le processus des menaces de la partie 1 de l'EPR (MPO 2020a).

Il est important de noter que les taux de récolte selon l'âge dans les pêches préterminales et terminales présentés dans le tableau ci-après incluent la mortalité par pêche totale (débarquements et mortalité accessoire; Pacific Salmon Commission 2019a). On estime les prises débarquées à l'aide des MMC récupérées et la mortalité accessoire à partir des données d'échantillonnage ou d'algorithmes internes (p. ex., les algorithmes de vulnérabilité par taille selon l'âge et les taux de mortalité par engin) [Pacific Salmon Commission 2019b]. Les taux de mortalité accessoire sont estimés pour les quatre catégories ci-dessous (qui sont définies dans Pacific Salmon Commission 2019b).

1. Individu remis à l'eau : saumon chinook de taille inférieure à la taille réglementaire qui est rencontré, monté sur le bateau et relâché pendant la pêche avec rétention des prises.
2. Individu de taille inférieure à la taille réglementaire non conservé : saumon chinook de taille inférieure à la taille réglementaire qui est rencontré, remonté sur le bateau et relâché pendant une pêche sans rétention des prises. Le taux de mortalité par rencontre appliqué aux individus de taille inférieure à la taille réglementaire non conservés est le même que celui appliqué aux individus remis à l'eau.
3. Individu de taille réglementaire non conservé : saumon chinook de taille réglementaire qui est rencontré, remonté sur le bateau et relâché pendant une pêche sans rétention des

prises et certaines pêches avec rétention des prises pour lesquelles il existe des estimations empiriques des remises à l'eau légales.

- Individu décroché : saumon chinook de taille inférieure à la taille réglementaire ou non qui est perdu après avoir été capturé par un engin de pêche (quelle que soit la raison, y compris la mortalité par prédation dans le cas des individus récupérés ou mortellement blessés par des prédateurs [Pacific Salmon Commission 1997]) avant de parvenir au bateau, pendant les pêches avec et sans rétention des prises. Il est présumé que la mortalité liée au décrochage est la même pour les individus de taille réglementaire que pour ceux de taille inférieure à la taille réglementaire, mais qu'elle varie selon le type d'engin et le lieu de pêche.

Le seul taux de mortalité accessoire, parmi les catégories proposées dans Patterson *et al.* (2017), qui n'est pas quantifié est la mortalité par évitement. Nous n'avons pas tenté d'estimer ce taux de mortalité en raison de l'absence d'estimations pour le saumon chinook et de contraintes de temps. Le CTC est en train d'examiner les méthodes utilisées pour calculer la mortalité accessoire dans son analyse du taux d'exploitation en vue de trouver des moyens de l'améliorer, y compris une meilleure représentation des taux propres aux engins de pêche fondée sur des recherches récentes.

Pour un contexte supplémentaire, les séries chronologiques des taux d'exploitation de l'année d'éclosion pour les pêches préterminales canadiennes, les pêches canadiennes dans le Fraser et les pêches américaines sont fournies dans le Tableau 8. Ces taux d'exploitation sont calculés pour chaque année (*y*) et chaque pêche (*f*) comme suit :

$$\text{Taux d'exploitation}_f = \text{Prises}_{f,y} / (\text{Prises}_y + \text{Échappées}_{y,\text{âges 3:5}})$$

Où $\text{Prises}_{f,y}$ est calculé par la prise d'équivalents adultes porteurs de MMC aux âges 2 à 5 pour chacune des trois pêches, mise à l'échelle par le rapport entre les échappées totales et les échappées d'individus porteurs de MMC pour cet âge et cette année d'éclosion. Les valeurs de ces prises représentent la mortalité par pêche totale, comme il est décrit précédemment, et sont exprimées en unités d'équivalents adultes. Les échappées ne sont calculées que pour les âges 3 à 5, conformément aux méthodes utilisées pour calculer les taux d'exploitation pour les analyses S-R. Le taux d'exploitation dans les pêches préterminales canadiennes comprend toute la récolte canadienne dans l'océan pour l'UD 2 (BFR-Harrison); le taux d'exploitation dans les pêches canadiennes dans le Fraser est la récolte dans le fleuve, et le taux d'exploitation américain comprend toute la récolte des pêches américaines, en zone préterminale et en zone terminale. Les taux d'exploitation du tableau 8 n'ont pas été utilisés dans le présent document, mais ils ont été inclus pour fournir un contexte des conditions de récolte récentes dans un format plus familier à la plupart des lecteurs. Un examen des tendances des taux d'exploitation et du risque de menace associé à la pêche est présenté dans la partie 1 (MPO 2020a).

Tableau 7 – Taux de récolte moyens selon l'âge pour les pêches préterminales et terminales canadiennes (CAN) et américaines (É.-U.) de 2009 à 2015 utilisés dans le modèle de projection du saumon chinook.

Période	Pays	Pêches préterminales				Pêches terminales			
		Âge 2	Âge 3	Âge 4	Âge 5	Âge 2	Âge 3	Âge 4	Âge 5
2009–2015	É.-U.	1,1 %	5,6 %	6,3 %	1,0 %	2,9 %	6,5 %	3,0 %	0,8 %
2009–2015	CAN	1,7 %	7,4 %	13,0 %	5,1 %	0,0 %	0,4 %	0,0 %	0,6 %

Tableau 8 – Taux d'exploitation totaux selon l'année d'éclosion, à l'exclusion des échappées de géniteurs d'âge 2 qui correspond aux données utilisées dans l'analyse stock-recrutement. En plus du taux d'exploitation total, les taux individuels pour la récolte canadienne en zone préterminale et dans le Fraser ainsi que la récolte américaine sont indiqués.

Année d'éclosion	Total	Récolte préterminale canadienne	Récolte canadienne dans le Fraser	Récolte américaine totale
1981	84 %	69 %	5 %	10 %
1982	91 %	73 %	6 %	13 %
1983	76 %	64 %	4 %	8 %
1984	78 %	61 %	4 %	13 %
1985	64 %	49 %	4 %	10 %
1986	71 %	54 %	2 %	15 %
1987	77 %	47 %	2 %	28 %
1988	73 %	50 %	2 %	21 %
1989	72 %	50 %	2 %	21 %
1990	75 %	50 %	1 %	24 %
1991	77 %	73 %	2 %	2 %
1992	47 %	32 %	4 %	10 %
1993	46 %	26 %	2 %	18 %
1994	36 %	21 %	1 %	14 %
1995	17 %	3 %	2 %	12 %
1996	51 %	30 %	0 %	20 %
1997	46 %	31 %	0 %	15 %
1998	60 %	23 %	1 %	37 %
1999	53 %	36 %	2 %	15 %
2000	47 %	22 %	4 %	21 %
2001	50 %	32 %	4 %	15 %
2002	70 %	19 %	3 %	48 %
2003	56 %	40 %	0 %	17 %
2004 ¹	-	-	-	-
2005	32 %	24 %	3 %	6 %
2006	56 %	41 %	4 %	10 %
2007	26 %	15 %	2 %	8 %
2008	39 %	23 %	3 %	13 %
2009	41 %	19 %	1 %	20 %
2010	34 %	18 %	5 %	12 %
2011	27 %	16 %	3 %	9 %
2012	34 %	17 %	4 %	12 %
2013	28 %	19 %	2 %	6 %
2014	49 %	35 %	4 %	10 %
2015	36 %	17 %	4 %	15 %

¹ Comme aucune MMC n'a été posée sur les smolts de l'année d'éclosion 2004 relâchés de l'écloserie de la rivière Harrison, aucun taux d'exploitation n'a été mesuré pour cette année d'éclosion.

6. MISES EN GARDE ET CONDITIONS

6.1. HYPOTHÈSES CONCERNANT L'APPROCHE DES POINTS DE RÉFÉRENCE DE L'ABONDANCE ET DES PROJECTIONS

Lors de l'évaluation de la probabilité du rétablissement (éléments 13 et 15) pour l'UD 2 (BFR-Harrison), on a choisi d'utiliser les paramètres d'un modèle de productivité variable dans le temps pour établir les projections prospectives, tout en comparant les trajectoires futures à des points de référence fixes déjà existants comme objectifs de rétablissement. Ainsi, les objectifs de rétablissement ne sont pas directement liés au modèle d'évaluation ou de projection, et ils ont été estimés indépendamment et traités comme des points fixes sans incertitude. Ce choix vise à assurer la cohérence entre l'objectif de rétablissement et l'objectif d'échappées établi précédemment dans le TSP. Il est également cohérent avec d'autres EPR de saumons du Pacifique réalisées ces dernières années, dans lesquelles l'incertitude entourant les objectifs de rétablissement n'a pas été incorporée dans les simulations prospectives et où les objectifs de rétablissement ont été déterminés indépendamment du modèle de projection prospectif, soit à partir des points de référence de la PSS, soit à partir d'autres objectifs applicables utilisés pour une UD donnée (p. ex., MPO 2019c, 2020b; 2020c, Arbeider *et al.* 2020). On obtient alors des objectifs de rétablissement qui restent constants lorsque la dynamique sous-jacente de la population change et qui n'incluent pas toujours la série chronologique complète des données. Par exemple, dans le scénario de la baisse de la productivité, cela permet d'éviter la tendance à la baisse des objectifs de G_{RMD} qui accompagnerait une baisse de la productivité.

Les inconvénients possibles de l'utilisation de différents modèles pour déterminer les objectifs et faire des projections sont les suivants : les objectifs de rétablissement ne sont pas directement estimés à partir du modèle utilisé dans la projection et n'intègrent donc pas l'incertitude dérivée de cette dynamique; les objectifs de rétablissement peuvent être différents de ceux estimés à partir du modèle de projection ajusté aux mêmes données, ou peuvent être fondés sur une série chronologique antérieure de données alors utilisée pour ajuster le modèle de projection, et ils peuvent ne pas refléter l'évolution des conditions sous-jacentes lorsque les paramètres varient dans le temps. Pour éviter de sous-estimer l'incertitude associée à l'utilisation d'estimations de points de référence fixes, une autre approche consiste à définir les objectifs comme des quantités estimées qui sont elles-mêmes incertaines et des fonctions des paramètres estimés du modèle ajusté à la série chronologique complète de données, y compris les projections prospectives. Par exemple, lorsque l'on fixe $0,8G_{RMD}$ comme point de référence pour la reconstitution, la valeur peut être traitée comme une variable aléatoire incertaine dans l'estimation et dans les projections de population. On peut calculer la probabilité de dépasser $0,8G_{RMD}$ sans traiter $0,8G_{RMD}$ comme une valeur fixe, et il est possible de prendre l'incertitude de l'estimation de G_{RMD} directement prise en compte dans les projections. Cette approche a été envisagée dans la documentation (p. ex., Holt and Michielsens 2020) et appliquée dans d'autres EPR et évaluations des options de gestion pour des stocks de poissons sémelpares canadiens tant à courte qu'à longue durée de vie (McAllister and Duplisea 2011; Schweigert *et al.* 2012; Stanley *et al.* 2012; Yamanaka *et al.* 2012). Bien que l'approche utilisée dans la présente EPR pour déterminer les objectifs de l'abondance puisse ne pas refléter la véritable nature de la certitude dans les projections prospectives, elle représente la réalité de la façon dont ces points de référence sont utilisés comme points fixes pour déduire l'état de conservation.

Une autre approche pour remédier au deuxième défaut possible, à savoir que les points de référence ne reflètent pas l'évolution des conditions sous-jacentes, consiste à réestimer les points de référence à chaque étape ultérieure de la projection prospective. Dans les scénarios où la productivité n'est pas stationnaire et où une incertitude entoure les tendances futures de la

productivité, cette autre approche projette les variations correspondantes des points de référence pour chaque scénario de rechange envisagé pour les futures variations de la productivité (p. ex., Licandeo *et al.* 2020). Les définitions des points de référence appliqués restent ainsi cohérentes au niveau interne dans les simulations futures et on peut calculer les probabilités et risques associés aux points de référence de manière cohérente au niveau interne. Bien que cette autre approche ait été appliquée dans des évaluations des options de gestion de stocks de poissons canadiens autres que les salmonidés (p. ex., Licandeo *et al.* 2020), les résultats obtenus pourraient être considérablement différents de l'approche actuelle qui consiste à appliquer des valeurs moyennes à long terme fixes pour les points de référence. On recommande dans des ouvrages récents (p. ex., Berger 2019; Holt et Michielsens 2020; O'Leary *et al.* 2020) de poursuivre les recherches fondées sur la simulation pour évaluer l'efficacité de ces autres approches lorsqu'elles sont appliquées dans différents contextes. En particulier, la performance des points de référence variables dans le temps lorsque les stocks sont épuisés et que la productivité est faible peut déclencher des mesures de gestion qui ne sont pas des mesures de précaution (Berger 2019). Pour les saumons du Pacifique, au lieu de modifier les points de référence en réponse aux déclinés annuels de la productivité (p. ex., en réduisant G_{RMD}), on peut atténuer la faible productivité, dans certains cas, par des améliorations de l'habitat en eau douce ou d'autres leviers de gestion en eau douce qui ne sont pas disponibles pour les espèces de poissons marins. En l'absence d'une telle évaluation par simulation de l'impact des objectifs de rétablissement et de survie variables dans le temps pour les espèces de saumons du Pacifique en péril, les analyses présentées ici se sont appuyées sur les objectifs de survie et de rétablissement dérivés de l'historique à long terme (Duplisea et Cadigan 2012).

6.2. HYPOTHÈSES DU MODÈLE VARIABLE DANS LE TEMPS

Une hypothèse essentielle de cette analyse est que le modèle de recrutement de Ricker et les données utilisées pour générer la relation S-R représentent avec précision la dynamique sous-jacente de la population de l'UD 2 (BFR-Harrison) et que cela continuera de se vérifier pendant la période de projection. Une autre considération est que les données S-R sont des estimations dérivées de l'abondance des géniteurs, des taux d'exploitation et des informations sur l'âge qui sont chacune assorties d'une incertitude. Cette incertitude est exclue de l'analyse du modèle S-R, ce qui entraîne une sous-estimation inhérente de l'incertitude dans l'extrait du modèle.

Il existe une source d'incertitude supplémentaire pour les résultats du modèle de productivité variable dans le temps pour les paramètres S-R de l'UD 2 (BFR-Harrison). Les estimations des paramètres sont sensibles à la valeur a priori utilisée pour étayer la proportion de la variance totale associée à l'erreur d'observation (paramètre ρ) par rapport à la variance associée aux changements de la productivité dans le temps. Cette sensibilité met en évidence l'importance du choix de la valeur a priori, puisqu'il peut influencer l'ampleur des variations du paramètre de productivité (α) dans le temps. Les analyses de sensibilité (analyses inédites de C. Wor) montrent que d'autres hypothèses de la valeur a priori conduisent à attribuer plus ou moins d'erreur à l'erreur de processus (σ_α) et, par conséquent, modifient l'ampleur des changements dans α au fil du temps. Toutefois, la tendance générale à la baisse de la productivité ne semble pas changer avec diverses valeurs a priori utilisées pour le paramètre ρ . L'utilisation de valeurs a priori plus informatives et d'estimations des erreurs d'observation pour les géniteurs et le recrutement pourrait améliorer les estimations et les limites de confiance autour de α , ainsi que l'incertitude dans la dynamique de la population, mais pourrait également introduire un biais. Les évaluations futures devraient inclure une analyse S-R actualisée, avec toutes les nouvelles données disponibles, ce qui pourrait aider le modèle à distinguer la variance entre l'erreur d'observation, l'erreur de processus et les changements de productivité. Une évaluation intégrée correctement structurée qui tient compte de l'erreur connue dans les estimations des

échappées et du recrutement (plutôt que de présumer que ce sont les valeurs réelles, comme cela a été fait dans cette analyse) pourrait améliorer la convergence, plutôt que de s'appuyer sur des valeurs a priori informatives fondées sur des hypothèses non vérifiées.

Une hypothèse clé de l'analyse variable dans le temps décrite dans la section 5.1 est que G_{\max} ($1/b$; le niveau de géniteurs au-dessus duquel la densité-dépendance entraîne une réduction du recrutement lorsque l'abondance des géniteurs augmente) reste constant dans le temps (Peterman *et al.* 2003). Cette hypothèse a été appliquée pour les projections dans les scénarios de la productivité future (diminution ou augmentation de alpha [α] lorsque G_{\max} reste constant) ainsi que pour les exemples de projections dans l'annexe D. Le groupe d'auteurs de l'EPR a examiné la validité de cette hypothèse et des hypothèses de rechange. Une conséquence notable de l'hypothèse d'une valeur constante de G_{\max} est qu'elle exige que G_{remp} (géniteurs nécessaires pour produire un remplacement) varie dans le temps. Dans la courbe de Ricker linéarisée, les paramètres alpha et bêta co-varient. Par conséquent, si la capacité de charge est stable et constante, une réduction de la productivité, résultant par exemple d'une diminution de la survie à un ou plusieurs stades du cycle biologique (comme la survie du stade de smolt jusqu'à l'âge 2) ou d'une diminution de la fécondité, entraînera une réduction de bêta et une augmentation de G_{\max} (Tableau 9 ; la courbe S-R se déplace vers la droite et les abondances des géniteurs auxquelles la surcompensation commence à se produire augmentent). En comparaison, si G_{\max} et bêta sont maintenus constants et que alpha est réduit, alors G_{remp} diminuera en proportion directe de la diminution de alpha (bêta reste constant, car G_{\max} est constant, S-R se déplace vers le bas et les abondances des géniteurs auxquelles la surcompensation se produit restent les mêmes).

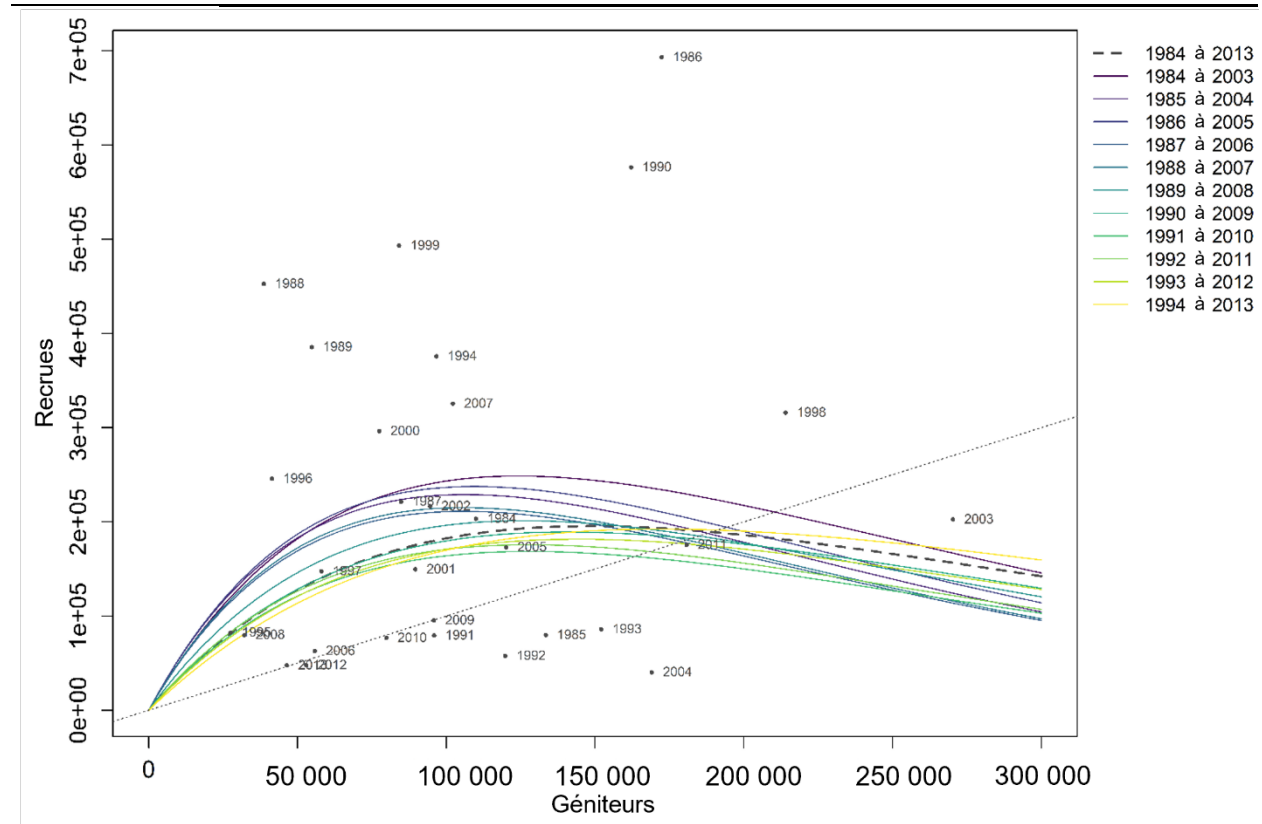
Afin d'examiner si le fait de maintenir G_{\max} constant est une procédure valable, on a utilisé les données S-R de l'UD 2 (BFR-Harrison) pour ajuster des courbes de Ricker stationnaires (c.-à-d. sans productivité variable dans le temps) dans des périodes mobiles de 20 ans (Figure 6), et comparé deux périodes, 1984-1999 et 1984-2013. L'année 1999 a été choisie comme point de césure pour la comparaison des périodes, car la productivité a fortement diminué depuis cette année-là, avec seulement une légère reprise au milieu des années 2000 (Figure 7). Les analyses des périodes mobiles ont produit des indications de variation à la fois de G_{remp} (point où la courbe rencontre la diagonale) et de G_{\max} (Figure 6; courbes se déplaçant vers le bas et de gauche à droite). Si l'on compare la période initiale à l'ensemble de la période, certains éléments indiquent que G_{\max} a augmenté au fil du temps, tandis que G_{remp} semble avoir diminué (Tableau 10). En revanche, la valeur de G_{RMD} est restée pratiquement inchangée entre les deux périodes utilisées. On n'a pas cherché à détecter d'éventuelles différences statistiques entre ces estimations.

En fin de compte, l'hypothèse consistant à maintenir une valeur constante de G_{\max} a été jugée préférable à l'autre maintenant une valeur constante de G_{remp} pour trois raisons. Tout d'abord, étant donné les régimes de productivité actuels et la stabilité des frayères de l'UD 2 (BFR-Harrison), on a pu déterminer peu de mécanismes biologiques qui expliqueraient une augmentation de G_{\max} . Ensuite, le maintien d'une valeur constante de G_{remp} a créé des scénarios qui remettaient en cause l'explication biologique à de faibles productivités, comme l'augmentation importante des recrues par géniteur à des abondances de géniteurs supérieures à G_{remp} . Ensuite, l'hypothèse d'une valeur constante de G_{\max} lorsque la productivité varie est conforme à la documentation existante sur les saumons (Peterman *et al.* 2003; Dorner *et al.* 2008; Peterman and Dorner 2012; Malick *et al.* 2017). Bien que le Tableau 10 présente certaines preuves de variation à la fois dans G_{\max} et G_{remp} entre les périodes, elles pourraient résulter de changements dans la productivité sous-jacente et les taux d'exploitation. Holt et Michielsens (2020) ont constaté que les paramètres S-R des modèles standard de Ricker ont tendance à être biaisés lorsqu'il existe des tendances simultanées de la productivité et de

l'exploitation. La force estimée de la densité-dépendance dans les courbes S-R peut être un artefact des historiques d'exploitation et de productivité qui déterminent les distributions des données S-R sous-jacentes. Une analyse future des variations à la fois d'alpha (α) et de bêta (b) dans le temps serait utile pour approfondir cette question, car il semble que les valeurs estimées de G_{max} se soient déplacées dans le temps.

Tableau 9 – Effets des variations d'alpha sur G_{max} , bêta et G_{remp} pour les scénarios où la valeur de G_{remp} est constante et où la valeur de G_{max} est constante.

Scénario	G_{max}	Alpha primaire	Alpha réduit	Bêta	G_{remp}
G_{remp} constant	155 948	1,51	0,0	6,41 E-06	235 334
	159 131	1,48	0,02	6,28 E-06	235 334
	162 446	1,45	0,04	6,16 E-06	235 334
	165 902	1,42	0,06	6,03 E-06	235 334
	169 509	1,39	0,08	5,90 E-06	235 334
	173 276	1,36	0,10	5,77 E-06	235 334
G_{max} constant	155 948	1,51	0,0	6,41 E-06	235 334
	155 948	1,48	0,02	6,41 E-06	230 627
	155 948	1,45	0,04	6,41 E-06	225 920
	155 948	1,42	0,06	6,41 E-06	221 214
	155 948	1,39	0,08	6,41 E-06	216 507
	155 948	1,36	0,10	6,41 E-06	211 800



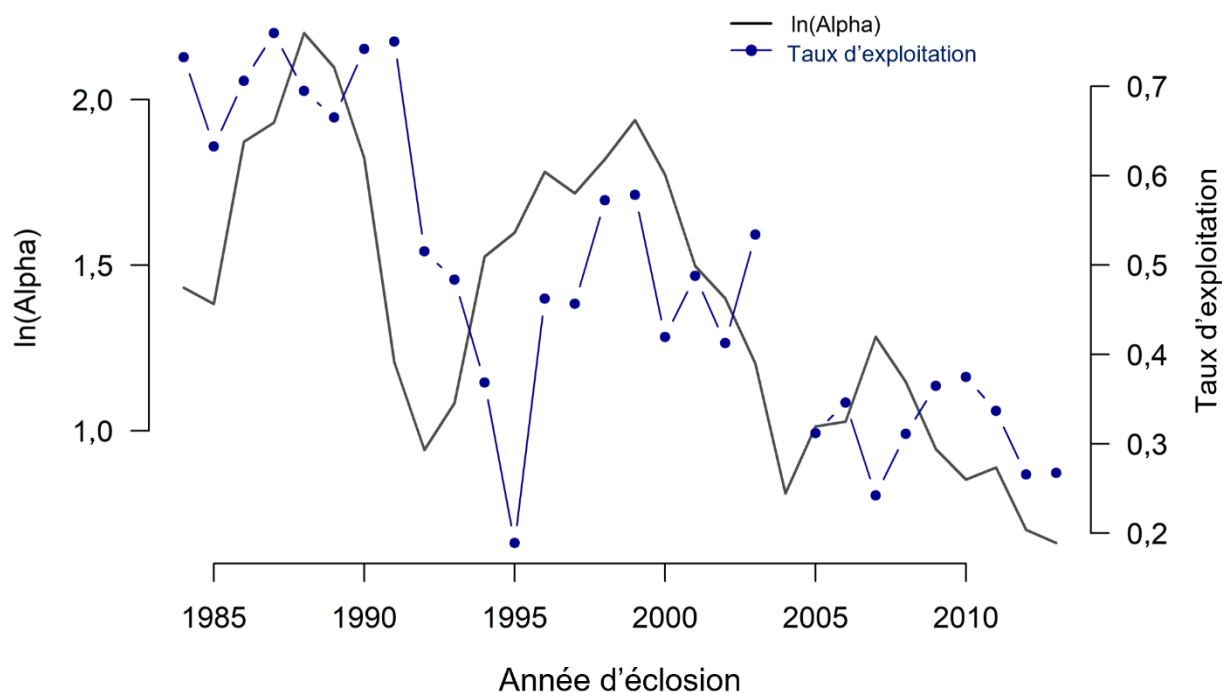


Figure 7 – Tendence du logarithme naturel d'alpha (en noir) et des taux d'exploitation pour l'UD 2 (BFR-Harrison) [en bleu]. Les alphas présentés sont les valeurs médianes de l'analyse de la productivité variable dans le temps. Les taux d'exploitation sont fondés sur la mortalité totale ajustée à l'équivalent adulte dans les pêches pour les âges 2 à 5 et les échappées de géniteurs pour les âges 3 à 5.

Tableau 10 – Récapitulatif des attributs du modèle S-R de Ricker stationnaires estimés pour 1984-1999 et 1984-2013 pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

Attribut du stock-recrutement	Période	
	1984-1999	1984-2013
Alpha de Ricker	4,7	3,8
Gamma	0,683	0,592
Médiane de la survie du stade de smolt à l'âge 2	-4,64	-4,67
Alpha primaire ^B	1,5	1,1
Bêta	6,41 E-06	4,92 E-06
G _{max}	155 948	203 379
G _{remp}	235 334	216 860
G _{RMD}	92 808	92 291

$$^A \ln \left(\frac{R}{G} \right) = \alpha - \beta G + \gamma \ln (M)$$

^B D'après la médiane de la survie du stade de smolt à l'âge 2 pour la période et l'alpha de Ricker.

6.3. AUTRES HYPOTHÈSES DE LA MODÉLISATION DE LA POPULATION

Les changements dans la mortalité naturelle ou la survie en mer n'ont pas été explicitement modélisés. Pour ce processus, nous avons plutôt choisi de faire varier la productivité, car elle reflète des aspects des conditions en eau douce et en mer, ce qui est important pour modéliser les populations de saumons du Pacifique qui occupent les deux environnements. Les futurs exercices de modélisation pour l'UD 2 (BFR-Harrison) pourraient envisager d'examiner les changements systématiques de la survie en mer. Cependant, il est important de comprendre

que la productivité, la survie et la capacité de charge futures peuvent différer de celles des périodes historiques et plus récentes lors de l'extrapolation des résultats présentés dans les sections suivantes. Les changements fréquents dans la dynamique des populations et les estimations des paramètres sont dus aux changements climatiques, à la croissance continue de la population humaine, au développement, à l'atténuation et à la restauration, ainsi qu'à la manière variable dont les écosystèmes réagissent à ces changements. Les analyses qui pourraient intégrer des prédictions sur la façon dont les agents de stress climatiques et anthropiques peuvent influencer la survie et la capacité de charge à une échelle fine seraient bénéfiques s'il y avait suffisamment de données pour les soutenir. L'analyse de l'élément 15 (section 9) présente des scénarios futurs possibles fondés sur différents niveaux de productivité et de mortalité des adultes (examinés par le biais de variation des taux de récolte), mais l'incertitude de cette évaluation pourrait être sous-estimée en raison de conditions futures inconnues et de problèmes de qualité des données. Par conséquent, les résultats présentés dans les éléments 13 et 15 doivent être considérés comme des hypothèses sur la façon dont l'UD 2 (BFR-Harrison) réagira à un régime de productivité et de récolte donné plutôt que comme une prédiction des échappées futures.

7. ÉLÉMENT 13 : TRAJECTOIRES DE LA POPULATION SELON LES RÉCENTES PRODUCTIVITÉ ET MORTALITÉ

Description de l'élément : projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable (minimum de 10 ans) sur le plan scientifique et des trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels, en fonction des paramètres actuels de la dynamique de la population.

7.1. UD 2 (BFR-HARRISON)

Pour évaluer la trajectoire probable de l'UD 2 (BFR-Harrison) dans les conditions récentes (définies ici comme la productivité moyenne de la dernière génération disponible), des projections prospectives pour les 12 prochaines années (trois générations) ont été réalisées à l'aide du modèle de projection du saumon chinook décrit précédemment. Pour représenter les conditions récentes, on a supposé dans le modèle que la productivité moyenne récente (années d'éclosion 2010 à 2013) et que les niveaux et tendances récents (2009 à 2015) des prélèvements par les pêches canadiennes et américaines resteraient inchangés. La paramétrisation du modèle dans les conditions récentes (définies ci-dessus) est désignée par la suite comme le *scénario de référence* dans les sections suivantes de cette EPR.

Les mesures de 2019 et 2020 visant à réduire la récolte de saumon chinook ont peut-être ramené les taux de récolte canadiens en dessous de la période 2009-2015 pour ces années, mais les estimations des effets de ces mesures sur les taux de récolte ne sont pas encore disponibles. Différents scénarios de taux de récolte envisagés dans l'élément 15 (section 9) permettent d'explorer les effets des taux de récolte réduits par rapport au scénario de référence, tels que ceux prévus par les réductions de 2019 et de 2020.

Les détails de la paramétrisation dans le modèle de la relation S-R et des taux de récolte de la période de référence sont décrits dans la section 5 et tous les paramètres d'entrée sont décrits dans l'annexe E. Le modèle de projection prospective et le modèle S-R incluaient un facteur de correction du biais log-normal qui est conforme à la documentation récente (Cox *et al.* 2011, 2019a, 2019b; Grandin et Forrest 2017; Ohlberger *et al.* 2019; Olmos *et al.* 2019; Forrest *et al.* 2020). Les résultats des projections sont présentés sur la Figure 8, par rapport aux séries chronologiques des échappées observées. Les projections prospectives de l'abondance ont une distribution log-normale, 50 % des résultats simulés étant centrés autour de la médiane (région ombrée en bleu foncé centrée sur la ligne bleu foncé; Figure 8).

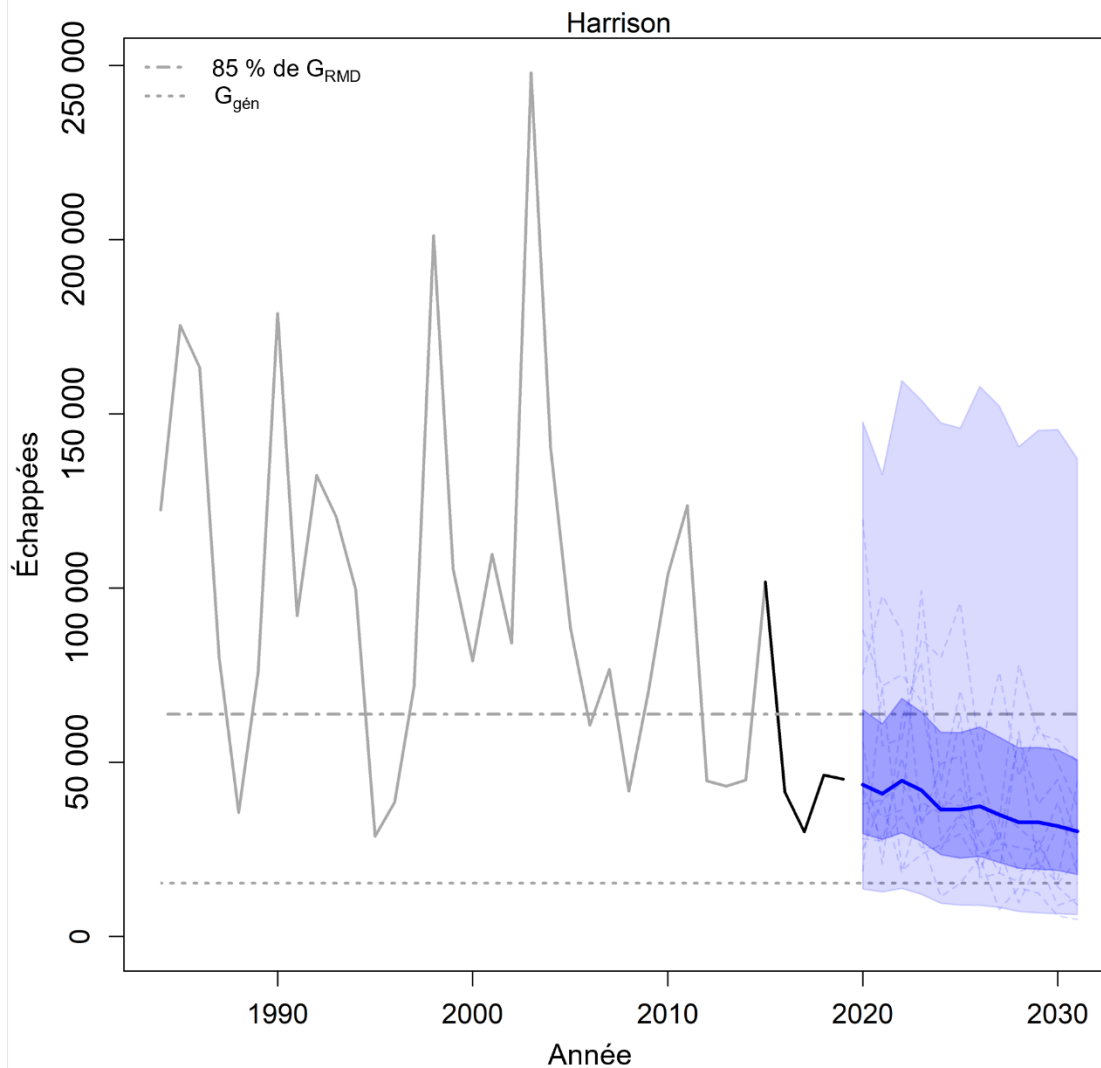


Figure 8 – Projection prospective pour l'UD 2 (BFR-Harrison) de 2020 à 2031 où l'on suppose les estimations de la productivité récente (2010 à 2013) et les taux d'exploitation de la période de référence (2009 à 2015). La valeur médiane de l'abondance pour chaque année projetée est représentée par la ligne bleu foncé. La zone en bleu clair représente le résultat de 95 % des simulations (quantiles 0,025 et 0,975) et le polygone bleu foncé représente le résultat de 50 % des simulations (quantiles 0,25 et 0,75). La série chronologique des échappées de 1984 à 2019 est représentée en gris clair, la ligne noire représentant la période d'initialisation du modèle de projection du saumon chinook. Les lignes tiretées montrent les résultats de 10 simulations individuelles choisies au hasard. Les lignes horizontales indiquent les points de référence de l'abondance pour les objectifs de survie ($G_{\text{gén}}$) et de rétablissement (85 % de G_{RMD}).

Pour déterminer la capacité à atteindre les objectifs dans les conditions récentes, on a évalué le nombre de simulations sur 5 000 qui ont atteint les objectifs de survie et de rétablissement. Conformément à la partie 1 (MPO 2020a) et à l'évaluation du COSEPAC (COSEPAC 2018), la variation de pourcentage de l'abondance a été calculée à l'aide d'une régression linéaire logarithmique naturelle sur les trois générations projetées et comparée à l'objectif d'un déclin

inférieur à 30 % pour les objectifs de survie et de rétablissement. On a calculé la moyenne de l'abondance sur la dernière génération (4 ans), puis on l'a comparée aux objectifs d'abondance pour les objectifs de survie (15 313) et de rétablissement (63 808). L'objectif de variation de pourcentage et les objectifs d'abondance doivent tous deux être atteints pour que les objectifs de survie et de rétablissement le soient. On a repris les catégories de risque et d'incertitude du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) pour décrire la probabilité d'atteindre les objectifs (Tableau 11; Mastrandrea *et al.* 2010).

Tableau 11 – Catégories de risque du GIEC utilisées pour décrire la probabilité de rétablissement dans l'EPR.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat	
Catégories de risque	
Extrêmement improbable	0 %–1 %
Très improbable	1 %–10 %
Improbable	10 %–33 %
À peu près aussi probable qu'improbable	33 %–66 %
Probable	66 %–90 %
Très probable	90 %–99 %
Quasiment Certain	> 99 %

D'après les résultats, si les conditions de productivité récentes (2010 à 2013) et les taux d'exploitation de la période de référence (2009 à 2015) persistent au cours des 12 prochaines années, il est improbable (16 % des simulations) que l'UD 2 (BFR-Harrison) se rétablisse jusqu'à l'objectif de rétablissement et il est à peu près aussi probable qu'improbable (48 % des simulations) qu'elle atteigne l'objectif de survie (Tableau 12). La capacité à atteindre l'objectif de survie est surtout limitée par la variation de pourcentage requise, puisque 90 % des simulations ont dépassé l'objectif d'abondance pour la survie de 15 313. Cependant, même si l'objectif d'abondance minimale est atteint 90 % du temps, comme il est décrit dans la section 2, l'objectif de survie doit être traité comme un point de référence limite, et l'objectif de variation de pourcentage et l'objectif d'abondance pour la survie doivent tous deux être dépassés la plupart du temps pour assurer la persistance de la population. C'est l'objectif d'abondance qui a le plus limité l'atteinte de l'objectif de rétablissement, avec seulement 17 % des simulations dépassant une abondance moyenne générationnelle supérieure à 63 808 à la fin de la période de projection.

Tableau 12 – Pourcentage de simulations qui atteignent les objectifs de survie et de rétablissement, ventilé selon les exigences distinctes concernant l'abondance moyenne générationnelle et la variation de pourcentage. Les objectifs de survie et de rétablissement ne sont considérés comme atteints pour une répétition de la simulation donnée que si à la fois l'objectif de variation de pourcentage et l'objectif d'abondance applicable sont atteints dans cette répétition.

Objectif	Simulations atteignant l'objectif
Objectif de variation de pourcentage (baisse < 30 %)	49 %
Objectif d'abondance pour la survie ($\geq 15\ 313$)	90 %
Objectif de survie (les deux paramètres)	48 %
Objectif d'abondance pour le rétablissement ($\geq 63\ 808$)	17 %
Objectif de rétablissement (les deux paramètres)	16 %

7.2. ÉVALUATION QUALITATIVE POUR LES UD DE TYPE FLUVIAL À DONNÉES LIMITÉES

En raison des contraintes de données décrites dans la section 4 et les annexes 3 et 4, les autres UD sont évaluées de manière qualitative.

Les tendances récentes des échappées et le nombre de menaces documentées dans la partie 1 n'indiquent pas que les tendances observées dans ces UD (Figure 1) s'amélioreront probablement à court terme (MPO 2020a). Les déclin de l'abondance ont continué ces dernières années malgré les efforts pour réduire les taux de récolte. Il n'est toujours pas certain que les mesures de réduction de la récolte aient effectivement réduit la pression de la récolte sur les populations. Un examen récent a déterminé que les mesures mises en place en 2012 visant à réduire les taux de récolte dans les ZG Printemps 5₂ et Été 5₂ ont probablement été fructueuses; cependant, on a relevé plusieurs incertitudes qui ont empêché de tirer une conclusion définitive (MPO 2019b; Dobson *et al.* 2020). En supposant que les taux de récolte aient effectivement baissé, la diminution simultanée de l'abondance indique que ces UD connaissent probablement une baisse de productivité. Cela correspond à la preuve quantitative d'une baisse de productivité dans l'UD 2 (BFR-Harrison) [d'après les modèles de productivité variable dans le temps]. En outre, les déclin de l'abondance ont été plus graves dans les UD de type fluvial que dans l'UD 2 (BFR-Harrison) [Figure 1; Tableau 13], et il est donc possible que le déclin de leur productivité soit plus prononcé. Compte tenu de la variabilité des estimations des échappées durant la série chronologique, il existe une incertitude autour du changement de l'abondance dans le temps (Tableau 13). Voir l'examen détaillé des tendances dans la partie 1. Les données nécessaires pour évaluer les tendances de la productivité dans les UD de type fluvial font défaut, mais les preuves qualitatives soutiennent l'hypothèse d'un déclin. Elle est étayée par d'autres études qui ont documenté des déclin généralisés de la productivité (Dorner *et al.* 2018) et de la survie (Welch *et al.* 2021) du saumon chinook.

Les impacts des menaces qui pèsent sur ces UD ont fait l'objet d'une analyse approfondie dans la partie 1 (MPO 2020a), qui fournit des preuves significatives que ces menaces continueront probablement à avoir un impact sur la survie et le rétablissement des UD de SCF visées par le présent document. Pour deux des principales menaces qui pèsent sur ces UD, à savoir la disparition de la couverture forestière et les changements climatiques, le contrôle des impacts est limité et aucune option d'atténuation à court terme n'est disponible. Les pertes massives de couverture forestière dans les bassins versants du Fraser, dans l'intérieur de la Colombie-Britannique, ont entraîné une instabilité des habitats d'eau douce et des conditions hydrologiques. Il est peu probable que les mesures d'atténuation (p. ex., le reboisement) visant à améliorer la couverture forestière améliorent ces conditions avant plusieurs générations

(Perry and Jones 2017; Tschaplinski and Pike 2017). La perte de la couverture forestière dans le bassin du Fraser deviendra de plus en plus évidente à l'avenir, car on prévoit que les effets des changements climatiques exacerberont les conditions hydrologiques changeantes (début plus précoce de la crue nivale, changements dans le manteau neigeux, sécheresse, inondations; Brown 2002; Shrestha *et al.* 2012; Kang *et al.* 2014, 2016; Islam *et al.* 2019). Cela peut avoir une profonde influence sur la quantité et la qualité des habitats de croissance en eau douce, en particulier pour le saumon chinook de type fluvial qui utilise ces habitats pendant plus longtemps (Brown *et al.* 2019). Ces changements dans les conditions hydrologiques peuvent également entraîner des décalages temporels dans les périodes de disponibilité de l'habitat dans le bas Fraser et l'estuaire (R. Bailey, comm. pers.). Dans l'océan Pacifique Nord, les changements climatiques (hausse des températures et augmentation du nombre des vagues de chaleur, acidification des océans, modification de la répartition des proies) devraient continuer à réduire la productivité des océans et les conditions océaniques ne devraient pas s'améliorer dans un avenir proche (Walsh *et al.* 2018; Young and Galbraith 2018; Galbraith and Young 2019). La baisse de la productivité de l'océan a probablement un impact négatif sur la productivité de ces UD.

Actuellement, les UD 9, 10 et 11 sont également touchées par un glissement de terrain dans le Fraser. On ignore pour l'instant les impacts actuels et futurs du glissement sur ces populations, mais on pense que les travaux effectués pour améliorer le site du glissement ont facilité la survie et la migration en amont du glissement. Des restrictions de récolte pour 2019 et 2020 ont été mises en place afin de réduire les impacts de la récolte sur ces populations; cependant, sans programme d'indicateurs provenant des MMC, il n'est pas possible de déterminer les taux de récolte, ni si ces mesures étaient suffisantes pour compenser la mortalité au site du glissement. Une surveillance supplémentaire sera nécessaire pour déterminer l'impact continu probable du glissement. Même si on ignore l'impact total du glissement, on prévoit qu'à long terme, ce sera un impact neutre ou négatif et que les travaux ne contribueront pas au rétablissement de ces UD.

Compte tenu des déclinés présumés de la productivité, ainsi que du nombre et de la gravité des menaces qui pèsent sur ces UD de SCF, ces UD devraient continuer à décliner ou se stabiliser aux faibles abondances de population récemment observées. Il est peu probable qu'elles se rétablissent sans des mesures efficaces pour atténuer les menaces.

Tableau 13 – Valeurs de la variation de pourcentage présentées dans la partie 1 de l'EPR (MPO 2020a), représentant la médiane de la variation de pourcentage observée au cours des trois dernières générations, si les données le permettent.

UD	Nom abrégé de l'UD	Longueur de la série chronologique	Années	Médiane de la variation de pourcentage	IC à 95 %
UD 2	BFR-Harrison	3 générations	2007-2018	-40	-73, 33
UD 4	BFR-Haute Pitt	3 générations	2003-2018	-57	-80, -2
UD 5 ¹	BFR-Été	Toutes les années	2005-2018	-43	-87, 139
UD 7	MFR-Nahatlach	3 générations	2003-2018	-83	-98, 74
UD 8	MFR-Portage	3 générations	2003-2018	-84	-94, -53
UD 9	MFR-Printemps	3 générations	2003-2018	-49	-81, 45

UD	Nom abrégé de l'UD	Longueur de la série chronologique	Années	Médiane de la variation de pourcentage	IC à 95 %
UD 10	MFR-Été	3 générations	2003-2018	-69	-86, -32
UD 11	HFR-Printemps	3 générations	2003-2018	-58	-80, -12
UD 14	THS-Bessette	3 générations	2007-2018	-75	-98, 310
UD 16	THN-Printemps	3 générations	2003-2018	-87	-95, -64
UD 17	THN-Été	3 générations	2003-2018	-84	-95, - 55

¹ On ne dispose pas actuellement de trois générations de données pour l'UD 5 (BFR-Été).

8. ÉLÉMENT 14 : HABITATS CONVENABLES DISPONIBLES

Description de l'élément : présenter un avis sur la mesure dans laquelle l'offre d'habitat approprié répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce proposés dans l'élément 12 sont atteints.

Les EPR visent à fournir un avis sur l'état de l'offre et de la demande d'habitat et à orienter la discussion pour déterminer si la disponibilité de l'habitat limite actuellement la croissance de la population, tant à l'heure actuelle que lorsque l'espèce aura atteint ses objectifs de rétablissement (MPO 2014). Dans ce contexte, l'offre fait référence à la quantité des différents types d'habitats connus et à la quantité de soutien que l'on peut attendre de chaque type d'habitat si la population de l'espèce saturait l'habitat. La demande fait référence à l'utilisation de l'habitat par l'espèce et est estimée à partir de la taille de la population et des densités qui peuvent être atteintes dans différents types d'habitats.

L'habitat d'eau douce a été décrit de manière générale pour le SCF (voir la partie 1 de l'EPR), mais il est difficile de l'évaluer dans le contexte des besoins et de l'offre et de la demande. Ceci est particulièrement vrai pour le SCF de type fluvial, qui grandit dans l'eau douce pendant une ou plusieurs années (10 des 11 UD couverts par l'EPR, dont certaines couvrent de vastes zones géographiques dans le bassin versant, p. ex., l'UD 9 [MFR-Printemps; 4 490 km²], l'UD 10 [MFR-Été; 2 616 km²] et l'UD 11 [HFR-Printemps; 4 065 km²]; COSEPAC 2018b). On a observé trois grandes stratégies chez les SCF de type fluvial juvéniles pendant le stade de la croissance en eau douce : 1) les juvéniles grandissent dans leur cours d'eau natal depuis leur émergence jusqu'à la smoltification; 2) les juvéniles grandissent dans leur cours d'eau natal depuis leur émergence jusqu'à la fin de l'été et migrent ensuite dans un cours d'eau principal plus grand, comme la rivière Thompson ou le fleuve Fraser, où ils passent l'hiver et restent avant la smoltification au printemps suivant; 3) les juvéniles quittent immédiatement leur cours d'eau natal après l'émergence et se dispersent en aval dans les habitats du cours principal, des chenaux latéraux et des petits affluents du bas Fraser et de l'estuaire. Collectivement, cet habitat de croissance dans le bassin versant du Fraser représente des milliers de kilomètres de cours d'eau à la largeur et à la profondeur variables, et l'adéquation de cet habitat peut changer chaque année ou chaque saison selon les conditions environnementales (c.-à-d. les conditions de débit, les températures, la turbidité, etc.). En plus de l'habitat de croissance, la quantification de l'offre et de la demande d'habitat de fraie pour les UD de type fluvial pose également des défis, car de nombreuses UD comptent plusieurs frayères et toutes ne font pas l'objet de relevés ou de relevés réguliers dans le temps en raison de diverses contraintes (accès éloigné, turbidité de l'eau, contraintes financières, etc.). La disponibilité et la qualité de l'habitat de fraie et des substrats peuvent également changer chaque année ou chaque saison en raison des

conditions environnementales ou de phénomènes météorologiques extrêmes (débits et températures élevés ou faibles, apports de sédiments, formation de glace de fond/de frasil, etc.), ce qui complique encore l'estimation de l'offre d'habitat. Cependant, nous notons qu'il est peu probable qu'une offre d'habitat insuffisante dans le milieu dulcicole empêche simultanément toutes les UD de type fluvial en péril dans le bassin versant du Fraser d'atteindre leurs objectifs de rétablissement.

L'UD 2, la seule population de type océanique couverte par cette EPR, fraie dans une seule zone bien définie, directement en aval du lac Harrison, dans la rivière Harrison. Cet habitat de fraie a historiquement soutenu des nombres beaucoup plus élevés de saumons chinooks et rien n'indique actuellement qu'un manque d'habitat de fraie empêche cette UD d'atteindre ses objectifs de rétablissement. Il existe cependant des preuves que l'habitat limité dans l'estuaire du Fraser pourrait contribuer au déclin de la productivité de l'UD 2 (Chalifour *et al.* 2020). Levy et Northcote (1982) ont signalé que la densité du saumon chinook était la plus élevée dans les chenaux des marais saumâtres de l'estuaire du Fraser (maximum de 0,18 individu·m²), un chiffre qui se rapproche des densités auxquelles on a observé des temps de résidence considérablement plus courts et des taux de croissance réduits chez les saumons chinooks juvéniles dans le delta de la rivière Nisqually (0,20 à 0,25 individu·m²; (Davis *et al.* 2018). Il est fort probable que la capacité de charge estuarienne pour le saumon chinook de la rivière Harrison a été réduite par diverses activités historiques et que l'augmentation de la production des écloséries continue d'exacerber cette perte en accroissant les effets liés à la densité dans l'habitat restant (David *et al.* 2016; Chalifour *et al.* 2020). L'offre d'habitat estuarien pourrait donc empêcher l'UD 2 d'atteindre les objectifs de rétablissement définis dans l'élément 12. Cependant, notre compréhension limitée de l'utilisation de l'habitat dans l'estuaire, associée à des relevés et à une surveillance limités de la qualité de cet habitat, restreint notre capacité à fournir un avis sur l'offre et la demande d'habitat pour l'EPR.

On ne comprend pas bien l'offre et la demande d'habitat marin pour le SCF en raison des difficultés inhérentes à la conduite des relevés et des activités de surveillance dans de vastes zones sans contraintes. La capacité de charge des océans est un principe écosystémique fortement dynamique qui fluctue souvent, qui est fortement influencé par une pléthore de variables écologiques et qui est en général mal compris (Heard 1998). Il a été suggéré que la capacité de charge des océans a peut-être été atteinte au cours des dernières décennies, d'après les estimations relativement stables de la biomasse des saumons sauvages et des saumons d'élevage, adultes et immatures, dans le Pacifique Nord (Ruggerone and Irvine 2018). La structure selon la taille et l'âge des populations de saumon chinook a également changé considérablement dans le nord-est de l'océan Pacifique depuis la fin des années 1970, avec des proportions plus faibles de classes d'âge plus élevées dans la plupart des régions et des déclinés simultanés de la longueur selon l'âge des individus plus âgés et une augmentation de la longueur selon l'âge des individus plus jeunes (Ohlberger *et al.* 2018). On ne sait toujours pas si ces changements démographiques sont le résultat d'une forte concurrence de la production des écloséries, de conditions environnementales changeantes ayant un impact sur la disponibilité de l'habitat et des ressources, de changements dans les interactions entre prédateurs et proies ou d'une multitude d'autres processus simultanés de l'écosystème marin. Malgré cette incertitude, cela pourrait dénoter que l'offre et la demande d'habitat dans le milieu marin est un facteur important limitant le rétablissement des UD de SCF considérées dans cette EPR.

Cet élément représente une lacune notable dans les connaissances dans le contexte du SCF et a été mis en évidence comme un besoin de recherche majeur (annexe H). Pour traiter cet élément correctement, des recherches sur la dispersion, le comportement, les densités et la survie des alevins au niveau de l'UD sont nécessaires, conjointement avec une évaluation de l'état des connaissances sur l'habitat dans tout le bassin versant du Fraser, l'estuaire et l'océan

Pacifique Nord. Pour évaluer à l'avenir l'offre d'habitats convenables, il serait bon d'organiser une collaboration entre la Direction des sciences du MPO, le Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO, le ministère des Forêts, des Terres, de l'Exploitation des ressources naturelles et du Développement rural et le ministère de l'Environnement et du Changement climatique, ainsi que les nombreuses personnes qui ont compilé des informations dans diverses bases de données cartographiques et qui sont associées à d'autres organisations. Une évaluation des changements qui ont probablement eu un impact sur la capacité de charge dans le milieu marin serait également utile aux futures évaluations.

9. ÉLÉMENT 15 : CAPACITÉ À ATTEINDRE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSMENT DANS DES CONDITIONS CHANGEANTES

Description de l'élément : évaluer la probabilité que les objectifs de rétablissement potentiels puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées).

9.1. RÉSULTATS DE LA VARIATION DE LA PRODUCTIVITÉ ET DES TAUX DE RÉCOLTE POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON)

Pour examiner la probabilité d'atteindre les objectifs de rétablissement dans différentes conditions, on a réalisé des simulations supplémentaires avec le modèle de projection du saumon chinook, en faisant varier la productivité et la mortalité par pêche par rapport au scénario de référence. Les limites des scénarios de la productivité future sont fondées sur les changements observés dans l'analyse d'alpha variable dans le temps pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Les plus grands changements d'alpha observés pour l'UD 2 (BFR-Harrison), d'après l'analyse variable dans le temps, sont la diminution d'une valeur d'alpha d'un maximum en 1988 à un minimum en 1992, représentant un déclin de 71 %, suivie de la plus grande augmentation de 1992 au second pic en 1999, une augmentation de 168 %. En conséquence, les scénarios de variation de la productivité sont simulés à partir d'un changement de -70 % à 170 % par rapport à l'alpha du scénario de référence, afin de refléter les plus grands changements observés précédemment. Ces changements de productivité ont été appliqués par tranches égales sur chaque période de projection, de manière à atteindre la variation de pourcentage par rapport au niveau de référence la dernière année. Ces scénarios ne représentent pas la plus grande variation instantanée de la productivité, car ces changements historiques de la productivité se sont produits sur des échelles de temps plus courtes, mais ils dépassent les plus grandes tendances à la baisse et à la hausse de la productivité sur 12 ans. Il est important de noter que ces changements historiques ne sont pas forcément représentatifs des variations futures de la productivité, notamment parce que les changements les plus importants ont été observés plus tôt dans la série chronologique et que la période la plus récente a connu des changements de moindre ampleur. Ces scénarios représentent plutôt un moyen d'explorer les impacts probables de l'évolution de la productivité sur la probabilité d'atteindre les objectifs. Les scénarios d'augmentation de la productivité peuvent être considérés comme des cas où la productivité a augmenté soit naturellement, soit grâce à des mesures d'atténuation efficaces, tandis que les scénarios de diminution de la productivité peuvent se produire si les menaces se poursuivent sans relâche ou si les mesures d'atténuation prennent de nombreuses années avant d'être efficaces, ce qui fait que la productivité reste inférieure à la moyenne ou continue de diminuer à l'avenir.

On a également fait augmenter ou diminuer la mortalité par pêche par tranches de 10 % par rapport aux taux de récolte canadiens moyens estimés pour la période de référence 2009-2015. Les variations ont été exprimées en pourcentage des taux de récolte propres à l'âge parce que le modèle de projection du saumon chinook ne comprend pas de fonction de vulnérabilité selon

l'âge qui permettrait de répartir un taux de récolte annuel total entre les classes d'âge. Même s'il est possible d'ajouter une fonction de vulnérabilité selon l'âge au modèle à l'avenir, on a supposé pour l'analyse actuelle que la vulnérabilité selon l'âge était constante pour les années de projection. Il n'est pas facile de convertir les taux de récolte en un taux d'exploitation annuel unique, car les pêches capturent à la fois des individus immatures et matures. Afin de faciliter l'interprétation des scénarios de la mortalité par pêche, on a calculé les taux d'exploitation moyens par année de prise comme suit : $prises/(prises+échappées)$ à partir des extrants du modèle pour chaque pourcentage de réduction correspondant des taux de récolte selon l'âge (Tableau 14). On a appliqué les changements des taux de récolte à la première année de la projection et on les a ensuite maintenus constants, en supposant que la mise en œuvre des changements de gestion serait immédiate et sans erreur. Il est important de noter que les changements ne représentent que les réductions par rapport aux taux de récolte canadiens, et que les taux de récolte américains sont maintenus constants. Cette option a été jugée préférable, car le Canada ne contrôle pas les taux de récolte américains et ne peut donc pas les modifier dans le cadre de différentes stratégies de gestion.

Pour extrapoler les résultats, il est important de considérer que les taux de récolte représentent la mortalité totale, et donc qu'une réduction des taux de récolte correspond à une réduction de tous les types de mortalité liée à la pêche et pas seulement des prises débarquées. En outre, il faut prendre en compte toute augmentation potentielle de la mortalité non liée à la pêche (telle qu'une augmentation de la prédation par des espèces indigènes ou envahissantes, de la mortalité liée à la migration ou de la mortalité d'origine anthropique) pour déterminer la capacité à atteindre ces réductions de la mortalité. Pour évaluer les dommages admissibles et le potentiel de rétablissement global, tous les facteurs supplémentaires de mortalité doivent être pris en compte, y compris toutes les sources indiquées dans l'évaluation des menaces de la partie 1 (MPO 2020a).

Comme dans l'élément 13 (section 7), la variation de pourcentage a été calculée sur les trois générations projetées et la moyenne de l'abondance a été calculée sur la dernière génération pour déterminer si les deux exigences ont dépassé ou atteint les objectifs de survie et de rétablissement. La probabilité de rétablissement a été évaluée comme le pourcentage des projections qui ont atteint les objectifs de rétablissement sous différentes combinaisons de variations de la productivité et de la récolte. Des cartes thermiques montrant la probabilité d'atteindre les objectifs de survie (Figure 9) et de rétablissement (Figure 10) sont présentées ci-après. Comme pour l'élément 13, on a utilisé les catégories de risque du GIEC pour décrire les probabilités (Tableau 11; Mastrandrea *et al.* 2010).

D'après les résultats des projections, au niveau de productivité récent, il faudrait réduire les taux de récolte de 80 % ou plus (taux d'exploitation par année de prise au Canada d'environ 4 %) pour qu'il soit probable (66 à 90 % de certitude) que l'UD 2 (BFR-Harrison) atteigne l'objectif de survie au cours des trois prochaines générations (Figure 9). Autrement, si les taux d'exploitation restent aux niveaux actuels (moyenne de 2009 à 2015; taux d'exploitation par année de prise au Canada d'environ 18 %), il faudrait une augmentation de 40 % de la productivité pour qu'il soit probable (66 à 90 % de certitude) que l'objectif de survie soit atteint. Plusieurs combinaisons de taux de récolte réduits et de productivité accrue donnaient également une bonne probabilité d'atteindre l'objectif de survie. Si la tendance récente de la productivité se poursuit (-50 % au cours des trois dernières générations), il est peu probable (10 à 33 %) que l'objectif de survie soit atteint, à moins que les taux de récolte ne soient réduits de plus de 70 % (taux d'exploitation par année de prise au Canada d'environ 6 %).

Dans les conditions de productivité récentes, aucun des scénarios de taux d'exploitation n'a donné un résultat où il était probable (66 à 90 %) que l'objectif de rétablissement soit atteint (Figure 10). En maintenant constants les taux de prélèvement récents, il faudrait une

augmentation d'au moins 150 % de la productivité pour obtenir un résultat susceptible (66 à 90 %) d'atteindre l'objectif de rétablissement. Selon les niveaux de récolte, une augmentation de la productivité de 50 à 100 % est nécessaire pour que l'UD 2 soit susceptible (66 à 90 %) d'atteindre l'objectif de rétablissement. Pour passer à un scénario où il est plus ou moins probable (33 à 66 %) d'atteindre l'objectif de rétablissement, il faut soit une diminution de plus de 70 % des taux de récolte, soit une augmentation de plus de 50 % de la productivité, soit une combinaison d'augmentation de la productivité et de diminution des taux de récolte.

Dans l'ensemble, les résultats du modèle de projection du saumon chinook permettent de penser que des réductions importantes de la mortalité sont nécessaires pour atteindre l'objectif de rétablissement, et que même en éliminant la mortalité par pêche au Canada, il pourrait être impossible d'atteindre l'objectif de rétablissement aux niveaux de productivité récents.

Tableau 14 – Taux d'exploitation par année de prise, calculé à partir de l'extrait du modèle, sous la forme prises/(prises + échappées), moyenné sur toutes les simulations pour chaque scénario de taux de récolte. Le taux d'exploitation moyen américain est de 12 %, ce qui explique pourquoi le taux d'exploitation moyen total n'est pas de 0 % après une réduction de -100 %.

Scénario de taux de récolte	Taux d'exploitation moyen par année de prise
+10 %	31 %
Référence	30 %
-10 %	28 %
-20 %	27 %
-30 %	25 %
-40 %	23 %
-50 %	21 %
-60 %	19 %
-70 %	18 %
-80 %	16 %
-90 %	14 %
-100 %	12 %

Probabilité d'atteindre l'objectif de survie

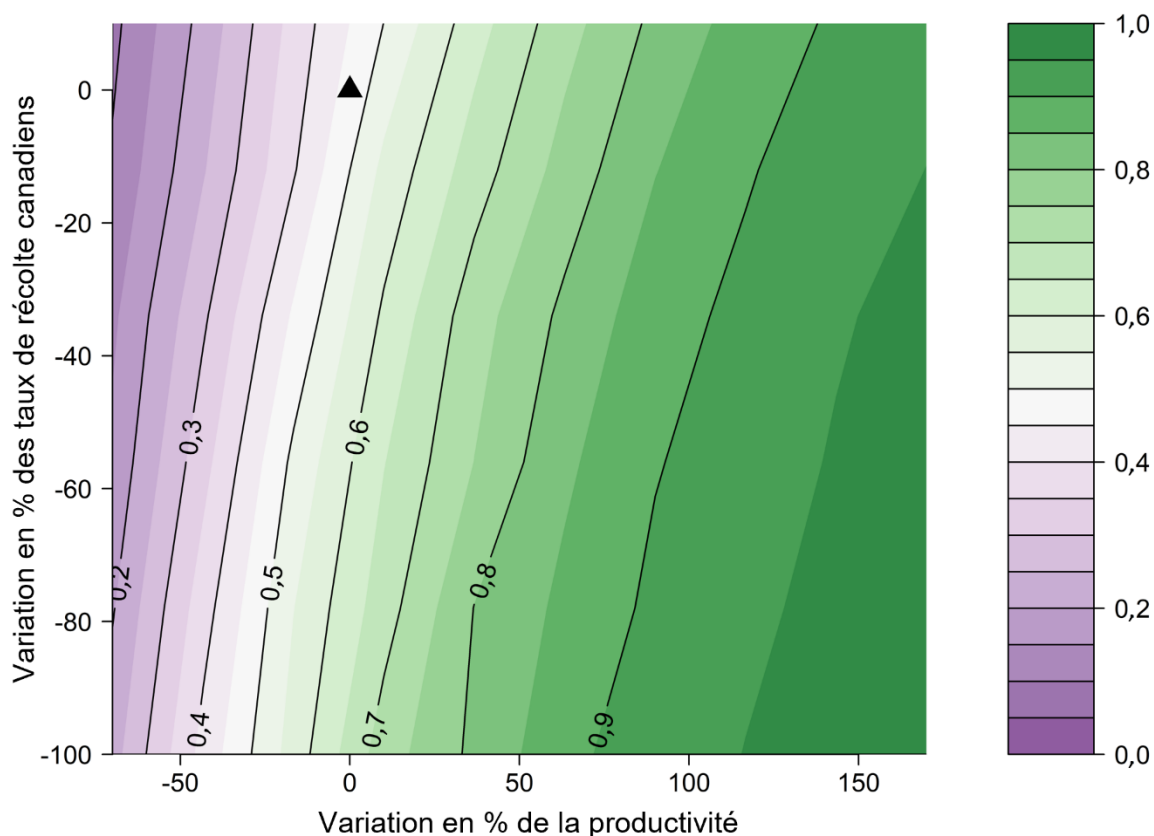


Figure 9 – Carte thermique montrant la probabilité d'atteindre l'objectif de survie avec des changements de productivité et des réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Pour atteindre l'objectif de survie, il faut que l'abondance moyenne de la dernière génération soit supérieure à 15 313 et que le pourcentage de déclin sur trois générations soit inférieur à 30 %. Le triangle indique les conditions du scénario de référence. On suppose que la productivité évolue de façon linéaire au cours de la simulation sur 12 ans, de la valeur du scénario de référence à la variation de pourcentage indiquée par rapport à la valeur du scénario de référence. Les réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens sont basées sur le taux de récolte du scénario de référence (2009 à 2015) et sont censées se produire instantanément la première année et rester constantes par la suite.

Probabilité d'atteindre l'objectif de rétablissement

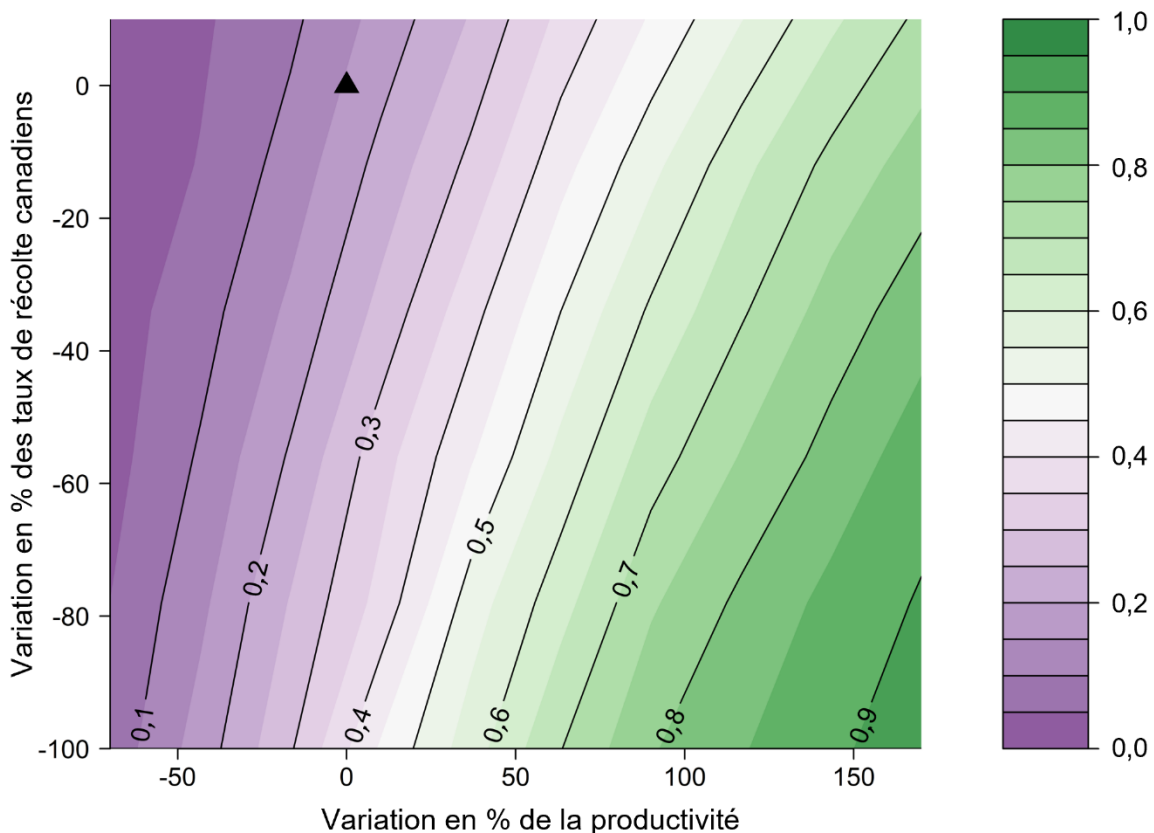


Figure 10 – Carte thermique montrant la probabilité d'atteindre l'objectif de rétablissement avec des changements de productivité et des réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Pour atteindre l'objectif de survie, il faut que l'abondance moyenne de la dernière génération soit supérieure à 63 808 et que le déclin sur trois générations soit inférieur à 30 %. Le triangle indique les conditions du scénario de référence. On suppose que la productivité évolue de façon linéaire au cours de la simulation sur 12 ans, de la valeur du scénario de référence à la variation de pourcentage indiquée par rapport à la valeur du scénario de référence. Les réductions en pourcentage des taux de récolte canadiens sont basées sur le taux de récolte du scénario de référence (2009 à 2015) et sont censées se produire instantanément la première année et rester constantes par la suite.

9.2. DISCUSSION SUR L'ÉVALUATION QUALITATIVE POUR LES UD DE TYPE FLUVIAL À DONNÉES LIMITÉES

Comme on l'a mentionné dans les sections précédentes, les limitations liées aux données nous ont empêchés de modéliser de manière fiable les 10 autres UD de type fluvial visées par la présente EPR. D'après l'évaluation qualitative réalisée pour ces UD dans l'élément 13 (section 7.2), dans les conditions actuelles, ces populations devraient continuer à décliner. Toute augmentation du nombre ou de la gravité des menaces discutées dans la partie 1, tout retard dans les effets des mesures d'atténuation ou même la poursuite des impacts des menaces actuelles entraînera probablement la poursuite, voire l'accroissement, du taux de déclin de ces UD. Les efforts visant à améliorer la productivité et la survie de ces populations, en atténuant les menaces actuelles et passées et en prévenant ou en atténuant les impacts futurs, amélioreront les chances de rétablissement de ces populations. Bien que l'on ignore les

niveaux actuels du taux de récolte dans ces UD, la réduction des impacts de la pêche augmentera probablement les chances de rétablissement de ces UD. Comme les déclin de ces populations semblent plus marqués que dans l'UD 2 (BFR-Harrison) [Tableau 1], il est possible qu'elles aient besoin d'une plus grande augmentation de la productivité et d'une plus grande réduction des taux de récolte pour atteindre les objectifs de rétablissement.

10. ÉLÉMENTS 16 À 20 : ÉVALUATION DES OPTIONS D'ATTÉNUATION POTENTIELLES

10.1. ÉLÉMENT 16 : LISTE DES MESURES D'ATTÉNUATION ET DES ACTIVITÉS DE RECHANGE

Description de l'élément : dresser une liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités qui posent des menaces pour l'espèce et son habitat (énumérées dans les éléments 8 et 10).

Le SCF utilise des habitats nombreux et diversifiés tout au long de son cycle vital, et tant l'utilisation de ces habitats que la période de la migration varient considérablement entre les populations (p. ex., type océanique et type fluvial; voir des descriptions détaillées du cycle vital du SCF dans la partie 1). Du fait de cette variabilité, certaines UD sont plus menacées que d'autres, en particulier pour les variantes de type fluvial qui grandissent en eau douce pendant une ou plusieurs années (10 des 11 UD considérées dans cette EPR). Il existe également une très grande variabilité interannuelle dans les milieux dulcicoles et marins, en plus d'une série de menaces et de facteurs limitatifs de gravité variable qui peuvent influencer la survie ou le succès de la reproduction du SCF d'une année à l'autre (voir un récapitulatif des menaces pesant sur le SCF dans le Tableau 2). De plus, bon nombre des menaces mentionnées dans la partie 1 de l'EPR sont extrêmement difficiles à atténuer en raison des nombreux processus physiques, biologiques et chimiques interdépendants qui interviennent dans les grands écosystèmes tels que le bassin versant du Fraser. La combinaison de ces facteurs pose de nombreux défis pour la planification des mesures d'atténuation et crée une incertitude liée à la quantification de l'efficacité des mesures d'atténuation une fois qu'elles sont employées. Nous ne disposons pas non plus d'informations suffisantes actuellement pour quantifier les avantages au niveau de l'UD des différentes activités d'atténuation pour les UD de type fluvial, ce qui limite considérablement notre capacité à classer les activités d'atténuation par ordre d'importance pour le rétablissement du SCF et l'utilisation efficace des ressources de rétablissement. C'est pourquoi nous ne tentons pas, dans cette section, de classer les options d'atténuation par ordre de priorité, mais présentons plutôt un examen des mesures d'atténuation générales et précises qui pourraient lutter contre les menaces déterminées dans la partie 1 de l'EPR.

10.1.1. Développement

Les menaces posées par les nouveaux développements peuvent être atténuées par des mesures propres au projet visant à en réduire, éliminer ou atténuer les effets nocifs. Coker *et al.* (2010) ont élaboré un document d'orientation générale pour accompagner les EPR dans la région du Centre et de l'Arctique, mais il est pertinent pour tous les réseaux hydrographiques où vivent des poissons. Dans leur document, Coker *et al.* (2010) détaillent de manière exhaustive les liens entre les ouvrages et activités et leurs « séquences des effets », ainsi que les stratégies d'atténuation pour rompre ces séquences. Il s'agit de mesures d'atténuation précises qui peuvent être prises par les personnes travaillant dans l'eau et à proximité. Lorsque les activités de développement ne se déroulent pas directement dans l'habitat du poisson, les conséquences potentielles à plus grande échelle sur la productivité du poisson ne sont souvent pas prises en compte. La planification du développement dans tous les secteurs doit tenir

compte des effets hydrologiques cumulatifs dans les bassins versants et de l'état actuel de la santé hydrologique d'un bassin versant, qui est inextricablement liée à la survie et à la productivité des saumons (Hartman and Brown 1988; Tschaplinski and Pike 2017).

Un certain nombre de lois et d'instruments législatifs, avec leurs politiques et documents d'orientation, décrivent de manière détaillée les règlements et les pratiques exemplaires à suivre pour les travaux et activités qui ont un impact sur les individus. Il s'agit, entre autres, du *Riparian Areas Regulation*, pris en vertu de la *Riparian Areas Protection Act*, de la *Forest and Range Practices Act*, de la *Mines Act*, de la *Water Sustainability Act*, de la *Loi sur les pêches* (fédérale) et de l'Énoncé de politique sur la protection des pêches. Ils reconnaissent le lien entre les activités et les menaces pour l'habitat et fournissent le cadre réglementaire pour réduire ces menaces; cependant, la coopération dans des cadres réglementaires intergouvernementaux, l'interprétation des politiques, la planification, la surveillance et la mise en application sont autant de domaines qui ont besoin de soutien et de financement.

Les lois et règlements énumérés ci-dessus, les politiques et les documents d'orientation ne sont utiles que dans la mesure où ils sont applicables. Dans bien des cas, l'atténuation représente des coûts supplémentaires. Des lacunes importantes ont été relevées dans les modèles qui reposent sur la fiabilité professionnelle ou des plans de développement autodéclarés avec des impacts sur l'habitat pour respecter la réglementation (Ombudsperson of BC 2014; Haddock 2018). Ces méthodes de planification et de surveillance créent un conflit d'intérêt entre le profit et la protection du poisson, ce qui nuit à l'application des mesures d'atténuation (Haddock 2018). Il est nécessaire de disposer de ressources adéquates pour la planification par des tiers, la surveillance et la mise en application des règlements. En plus de la mise en application et de la planification par des tiers, des filets de sécurité financiers obligatoires pour les problèmes imprévus (p. ex., les déversements ou les brèches) seraient utiles. Un cadre juridique et stratégique appliqué de manière cohérente au niveau des municipalités, des districts régionaux, des provinces, du gouvernement fédéral et des Premières Nations contribuerait à protéger les saumons.

10.1.2. Agriculture et aquaculture

Plusieurs menaces pesant sur le SCF, qui sont associées à l'agriculture (perte/dégradation de l'habitat, entrée de bétail dans des cours d'eau) et à l'aquaculture (diverses interactions concurrentielles avec les individus d'écloserie) ont été cernées dans la partie 1 de l'EPR. D'autres menaces liées à l'agriculture et à l'aquaculture, telles que le prélèvement d'eau et la pollution, ont également été déterminées, mais elles sont traitées dans des sections distinctes du présent document (respectivement les sections 10.1.7 et 10.1.8).

Des activités agricoles sont menées dans la majorité du bassin du Fraser, mais la menace qui pèse sur le SCF se situe surtout dans le bas Fraser, où l'utilisation des terres est la plus intense et l'habitat le plus limité. L'intensification ou la conversion de terres agricoles existantes dans le bas Fraser a été considérée comme la menace la plus probable pour la plupart des SCF à l'avenir, en raison de l'augmentation des populations humaines et de la demande croissante de ressources alimentaires qui en découle. Comme dans d'autres secteurs, l'atténuation des impacts des nouveaux aménagements agricoles doit tenir compte à la fois des impacts physiques directs de ces activités, tels que la perte ou la dégradation de l'habitat, et des conséquences à plus grande échelle, comme les impacts sur la fonction hydrologique des cours d'eau, la dynamique du ruissellement et la pollution, entre autres. Outre les lois énumérées ci-dessus dans la section 10.1.1, il existe d'autres textes législatifs qui visent à réduire les impacts de l'agriculture, notamment l'*Environmental Management Act*, la *Public Health Act* et l'*Integrated Pest Management Act*. En outre, une meilleure planification des activités agricoles sur le site contribuerait probablement au rétablissement du SCF. Des programmes tels que la

[Environmental Farm Plan](#) visent à soutenir les exploitations agricoles afin de réduire les risques environnementaux et fournissent des évaluations et des conseils sur place pour des facteurs tels que l'intégrité des zones riveraines, l'irrigation et le drainage, la qualité de l'eau, la qualité de l'air et le contrôle des émissions, ou encore le stockage des matériaux à la ferme. Il convient de faire appel à de tels programmes dans la mesure du possible pour assurer la protection de l'habitat du SCF.

La pisciculture est généralisée dans le bassin du Fraser et dans les habitats de croissance proches du littoral, et il est probable que tous les SCF rencontreront l'aquaculture sous la forme de parcs en filet ouverts ou d'individus d'écloserie à un moment donné de leur cycle vital. L'empreinte des parcs en filet ouverts n'a probablement qu'un impact négligeable sur le SCF, mais la transmission de maladies, l'introduction de matériel génétique et l'évasion d'individus dans la nature, entre autres, sont préoccupantes. Le passage à l'aquaculture en confinement fermé ou à l'aquaculture terrestre éliminera probablement ces interactions; cependant, des préoccupations entourent aussi l'interaction concurrentielle entre le SCF et les individus d'écloserie; la concurrence de ces derniers pour les ressources, à tous les stades du cycle biologique et dans tous les habitats associés, peut avoir des effets négatifs sur les populations sauvages lorsque les ressources sont limitées (Tatara and Berejikian 2012; voir un examen des interactions concurrentielles entre le saumon chinook sauvage et le saumon chinook d'écloserie dans la partie 1 de l'EPR). Les interactions entre les individus d'écloserie et les saumons chinooks sauvages sont discutées plus en détail dans la section 10.1.6.

10.1.3. Impacts des pêches

La nature des pêches ayant un impact sur le SCF a considérablement changé au cours des 40 dernières années. La survie réduite en mer dans les années 1980 et les mesures de gestion prises par la suite dans les années 1990 pour conserver les populations en péril ont entraîné des réductions de l'effort de pêche et des prises débarquées sur l'ensemble de la côte au fil des ans (Brown *et al.* 2019). En 1997 et 1998, les pêches canadiennes en mer ont été considérablement réduites afin de limiter les impacts sur le saumon coho du Fraser intérieur, ce qui a modifié davantage les répartitions des prises en mer et abaissé les captures en mer de SCF (Brown *et al.* 2019).

Cependant, un certain nombre de facteurs faussent les effets réels de la réduction des pêches. L'exploitation des populations de saumons sauvages ou d'écloserie plus fortes et plus faibles qui migrent ensemble, constitue un défi inhérent à l'estimation des impacts des pêches (Brown *et al.* 2019). Dans les pêches de stocks mixtes, il existe des risques de surpêche de populations de saumon plus faibles sur le plan de la reproduction ou moins abondantes qui se joignent à des populations sauvages ou d'écloserie plus fortes ou plus abondantes (DFO Salmonid Enhancement Program 2013). On ne comprend pas bien actuellement l'impact total des pêches sans rétention en raison de la possibilité de sous-déclaration des prises accessoires et des incertitudes entourant les taux de mortalité des individus remis à l'eau. Il existe également des impacts non pris en compte de la pêche illicite, qui faussent encore davantage la réaction des populations aux changements apportés aux pêches. Les impacts des pêches sans rétention et de la pêche illicite ont été déterminés comme des recherches futures nécessaires et sont notés à l'annexe H.

On pourrait réduire les impacts des pêches au filet pendant la co-migration du SCF en imposant des fermetures temporelles et spatiales, des durées d'immersion plus courtes des filets maillants, des filets plus courts, un maillage plus grand des filets maillants ou la pêche à la folle et une pêche active des filets fixes plutôt que des méthodes de pêche passive. L'utilisation de méthodes de déchargement à l'aide d'épuisettes sur les senneurs aide les individus relâchés à récupérer, tout comme les réservoirs de récupération lorsqu'ils sont correctement utilisés. Les

mesures d'atténuation pour la pêche récréative peuvent inclure, sans s'y limiter, l'utilisation d'engins qui réduisent l'impact sur les individus remis à l'eau, comme les hameçons sans barbe, des cours/examens obligatoires sur la manipulation et l'identification des poissons (similaires à l'examen de formation à la conservation et aux loisirs de plein air pour la chasse), ainsi que la diminution des possibilités de pêche lorsque la conformité aux règlements n'atteint pas les niveaux recherchés. Les activités de recherche et d'évaluation des stocks doivent utiliser les méthodes les moins invasives possible.

La réduction de la récolte est l'une des rares mesures d'atténuation immédiate disponibles pour réduire les impacts sur le SCF, mais même sans pêche, de nombreuses UD pourraient ne pas se rétablir à court terme. Ceci est particulièrement vrai pour le SCF à montaison printanière, qui fraie en amont du glissement de terrain de Big Bar (UD 9 MFR-Printemps, UD 11 HFR-Printemps). Les récents efforts de conservation déployés conjointement par les Premières Nations, les intervenants en matière de conservation et le MPO viseront à réduire les possibilités de pêche de ces stocks jusqu'à ce que les améliorations du passage au site du glissement soient évidentes.

10.1.4. Foresterie et gestion des feux de forêt

De nombreuses activités liées à la foresterie et à la gestion des feux de forêt, tant historiques qu'actuelles, ont été relevées comme des menaces pour le SCF dans la partie 1 de cette EPR (voir les sections 4.1.4 Voies de transport par eau, 4.1.5 Utilisation des ressources biologiques, 4.1.7 Modifications des systèmes naturels). En résumé, les coupes à blanc historiques et l'élimination de la végétation riveraine ont eu des effets négatifs importants sur la stabilité des chenaux, la température des cours d'eau, la dynamique du ruissellement, les hydrogrammes saisonniers et la santé globale des forêts dans toutes les régions du bassin du Fraser. Les pratiques forestières actuelles visent à réduire ces impacts en employant des taux de coupe plus durables et sélectifs, en exigeant des zones tampons dans les habitats riverains et en tenant compte d'informations telles que la santé/diversité des forêts, la gestion des feux de forêt et des combustibles, la situation des poissons et de la faune, les changements climatiques et les effets cumulatifs dans les objectifs de gestion du bois (FLNRORD 2017). Cependant, les feux de forêt, les infestations de ravageurs et les maladies deviennent des menaces plus récurrentes en Colombie-Britannique, et les coupes de récupération menées à la suite de ces événements sont indiquées dans la partie 1 de l'EPR comme une menace probable pour le SCF à l'avenir. Les coupes de récupération couvrent généralement de plus grandes zones que les blocs de coupe conventionnels et peuvent se produire dans l'habitat riverain en raison des exemptions accordées pour la récupération du bois endommagé par le feu, les insectes ou les maladies; à moins que les réglementations et les pratiques forestières ne changent, des impacts des futures coupes de récupération sont donc probables.

La planification future des coupes de récupération et de la récolte du bois doit prendre en compte les objectifs de rétablissement du SCF, y compris les impacts physiques de ces activités et, surtout, les conséquences plus larges sur la fonction hydrologique par les surfaces de captage modifiées. Plusieurs lois provinciales sont en place pour guider les pratiques forestières durables sur les terres publiques et privées, notamment la *Forest Act*, la *Forest and Range Practices Act* et la *Private Managed Forest Land Act*. Cependant, comme dans d'autres secteurs, ces lois doivent être mises à jour régulièrement et il faut soutenir leur surveillance et leur mise en application. Il est également essentiel de modifier la législation en vue d'éliminer ou de réduire les coupes de récupération agressives à la suite de perturbations forestières, comme on en a connu après l'épidémie de dendroctone du pin ponderosa en Colombie-Britannique, pour assurer le rétablissement à long terme du SCF.

Le stockage de grumes dans le bas Fraser est également défini dans la partie 1 de l'EPR comme une menace pour le transit et la croissance du saumon chinook dans le bas Fraser (section 4.1.4.3 Transport par eau). Le bas Fraser est un chenal très actif pour le transport des estacades flottantes et contient une forte concentration d'estacades flottantes et de barges, ce qui peut avoir divers effets physiques, chimiques et biologiques nocifs sur le milieu environnant (Power and Northcote 1991; Nelitz *et al.* 2012). Les estacades flottantes peuvent également fournir une couverture et attirer les saumons chinooks qui migrent vers l'intérieur en quête d'un refuge; cependant, elles peuvent également attirer des prédateurs tels que le phoque commun, qui les utilise comme des sites d'échouerie et de mise bas (Baird 2001; Brown *et al.* 2019). Cette zone est également connue pour abriter des millions de saumons en dévalaison qui occupent les zones de l'estran marin après la smoltification et avant de migrer dans la mer (Nelitz *et al.* 2012). L'enlèvement ou la réduction des zones actuelles de stockage de grumes dans le bas Fraser et l'estuaire amélioreront probablement la quantité et la disponibilité de l'habitat littoral pour le SCF (et d'autres espèces de saumons du Pacifique) qui se reproduit ou se déplace dans le bas Fraser, et devraient être considérés comme une activité d'atténuation pour améliorer l'habitat du saumon chinook dans le bas Fraser.

10.1.5. Espèces envahissantes et problématiques

L'introduction d'espèces aquatiques envahissantes (EAE) est extrêmement difficile à atténuer, car il suffit de quelques individus, parfois introduits involontairement, pour modifier irrévocablement un bassin versant. La gestion des EAE a une longue histoire d'échecs avant que des dommages irréversibles ne soient causés aux écosystèmes, tant au niveau fédéral qu'au niveau des provinces et des États dans le nord-ouest du Pacifique (c.-à-d. le fleuve Columbia et ses affluents); il est donc primordial d'agir rapidement pour gérer les EAE. Une fois qu'elles sont établies, il peut être extrêmement difficile de gérer les EAE sans avoir d'impact sur les communautés biologiques indigènes en utilisant des techniques de suppression conventionnelles telles que le retrait physique (filets, pêche à l'électricité) et l'intervention chimique (Roténone). Lorsqu'une EAE est détectée, tous les efforts pour l'éradiquer doivent être entrepris aussi rapidement que possible et il faut mettre en œuvre et maintenir des programmes de surveillance pour s'assurer que l'éradication est complète. Cela est particulièrement vrai pour les espèces qui ont un temps de maturation court, une fécondité élevée et de grands mécanismes de dispersion, comme les moules dreissenidées et le crabe vert (voir la description détaillée des menaces que les EAE font peser sur le SCF dans la partie 1; MPO 2020a), qui ont été définies comme des menaces potentielles majeures pour les fonctions des écosystèmes dans le bassin versant du Fraser. Il est toutefois difficile de détecter les invasions biologiques à leurs débuts, lorsque les densités de population sont minimales, et les techniques de relevé conventionnelles nécessitent des ressources considérables et peuvent avoir un impact négatif sur des espèces non ciblées, en plus d'être d'une efficacité douteuse lorsque l'espèce ciblée est peu abondante (Olsen *et al.* 2015). L'utilisation de l'échantillonnage de l'ADN environnemental suscite un vif intérêt depuis sa création (Ficetola *et al.* 2008). Il s'agit d'une technique non invasive permettant de détecter et de surveiller les espèces d'eau douce envahissantes ou rares, nécessitant un effort minimal sur le terrain et éliminant les effets négatifs potentiels sur les espèces non ciblées. La mise en œuvre de programmes réguliers de surveillance de l'ADN environnemental dans les zones d'introduction probables peut être une option pour suivre la colonisation ou la propagation d'EAE.

L'atténuation des EAE devrait comporter une approche multidimensionnelle d'éducation du public, de surveillance des zones susceptibles d'être des points d'introduction et de mise en application par des mesures dissuasives fortes. La prévention ou le ralentissement de la propagation secondaire des populations envahissantes déjà établies est également un élément important de la gestion à long terme des EAE (Vander Zanden and Olden 2008).

La prédation par les pinnipèdes (phoque commun, otarie de Steller, otarie de Californie) a été relevée comme une source potentiellement importante de mortalité pour le SCF dans la partie 1 de l'EPR, en particulier pour les UD dont l'abondance est fortement réduite (voir la section 4.1.8.2 Espèces indigènes problématiques). Des travaux considérables ont été réalisés pour étudier les effets des interactions prédatrices entre le SCF et les pinnipèdes, mais un grand nombre d'autres processus écologiques en jeu dans la mer des Salish brouillent notre compréhension de ces interactions et de leurs impacts sur le saumon chinook.

Il existe peu de stratégies d'atténuation directe pour réduire les impacts de la prédation, à l'exception du prélèvement légal (abattage) ou non légal (capture ou relocalisation). Un récent atelier technique organisé par l'Institut des océans et des pêches (Université de la Colombie-Britannique), qui a réuni un large groupe de scientifiques et de gestionnaires du Canada et des États-Unis possédant une expertise technique sur les pinnipèdes et les salmonidés, a évalué l'état actuel des connaissances et les incertitudes entourant les régimes alimentaires et la dynamique des populations de pinnipèdes, ainsi que les impacts que les pinnipèdes peuvent avoir sur les saumons du Pacifique dans la mer des Salish (Trites and Rosen 2019). Le compte rendu de cet atelier donne beaucoup de détails sur les pinnipèdes et leurs interactions avec les saumons du Pacifique (voir Trites and Rosen [2019]). Cependant, le consensus de cet atelier était que les données sont insuffisantes à l'heure actuelle pour justifier une atténuation sous la forme d'un abattage de pinnipèdes dans la mer des Salish, en raison des niveaux élevés d'incertitude dans l'état actuel de l'information et des effets indirects de l'abattage. Des options non létales, telles que la capture ou le harcèlement des pinnipèdes pendant des périodes critiques, ont également été discutées, mais une réflexion considérable doit être menée pour mettre en œuvre de telles actions afin d'éviter l'accoutumance au fil du temps. Comme nous l'avons mentionné dans la section 10.1.5 et gestion de la faune, on sait que les estacades flottantes attirent le SCF et d'autres saumons qui viennent s'y réfugier, mais aussi d'autres prédateurs, et le phoque commun les utilise comme sites d'échouerie. Le retrait des estacades flottantes dans les zones clés, en particulier dans les estuaires, pourrait être bénéfique pour réduire le nombre de pinnipèdes qui s'attaquent aux saumons chinooks venus s'y réfugier.

Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les effets indirects de l'abattage de prédateurs et d'autres facteurs qui influencent les fonctions des écosystèmes, tels que les liens dans le réseau trophique, les changements dans la répartition des proies/prédateurs et les pratiques des éclosiers. De plus, avec notre compréhension limitée de la dynamique des populations de saumons du Pacifique et de pinnipèdes, nous avons peu de moyens de déterminer si les prélèvements produisent l'effet escompté. Une étude plus approfondie de la prédation par les pinnipèdes a été mentionnée comme une recherche future requise pour la planification des mesures d'atténuation pour le SCF, et est notée dans l'annexe H.

10.1.6. Mise en valeur au moyen d'éclosiers

La mise en valeur au moyen d'éclosiers a été utilisée à la fois comme un outil de conservation et pour maintenir les pêches des saumons du Pacifique au Canada, après que l'on a pris conscience du déclin rapide des prises dans les années 1970. Les éclosiers ont permis d'atteindre certains objectifs de conservation, mais elles ont également soulevé un certain nombre de préoccupations écologiques et sont devenues un sujet de controverse en biologie de la conservation (National Research Council 1996; Myers *et al.* 2004; Lackey 2013). Les problèmes potentiels découlant des niveaux élevés de production en éclosier sont examinés en détail dans la partie 1 de l'EPR (MPO 2020a). En résumé, les programmes de mise en valeur et d'éclosiers peuvent réduire la diversité génétique et la valeur adaptative, accroître la concurrence intraspécifique dans un habitat fortement dégradé et entraîner des taux de

mortalité par pêche plus élevés pour les saumons sauvages. Des activités de conservation du saumon chinook se déroulent depuis de nombreuses décennies sur la côte nord-ouest américaine du Pacifique, remontant à l'époque de la construction des barrages sur le cours principal du Columbia, et peuvent fournir des informations utiles pour les programmes de rétablissement des populations décimées de SCF. L'effet négatif des écloseries sur la survie des saumons chinooks sauvages a été signalé, bien que la présence et l'ampleur des effets varient selon la nature et l'ampleur de l'interaction entre les individus d'écloserie et sauvages. On dispose de relativement peu d'informations sur les interactions écologiques entre les saumons d'écloserie et les saumons sauvages dans le milieu marin du détroit de Georgie et de ses environs.

Il est particulièrement difficile d'atténuer les interactions entre les individus d'écloserie et les individus sauvages dans l'ensemble de leur environnement commun, et tout au long de leur cycle vital en raison du comportement migratoire des saumons qui se traduit souvent par le mélange de plusieurs stocks. Les effets génétiques du croisement avec des individus d'écloserie peuvent également subsister pendant plusieurs générations après la réduction des activités des écloseries. Cependant, même une diminution modérée du niveau de production des écloseries peut réduire les interactions entre les individus d'écloserie et les individus sauvages et permettre à ces derniers de s'adapter localement à leur environnement (Kostow 2009). Les impacts génétiques ne peuvent donc être atténués que par la réduction des croisements dans une rivière natale, mais la gestion de la production régionale des écloseries peut atténuer d'autres processus écologiques.

Le glissement de terrain près de Big Bar, sur le cours principal du Fraser, constitue une menace grave pour toutes les UD qui fraient en amont du glissement, et il est possible que certaines populations disparaissent sans une certaine forme de complément par des individus d'écloserie. De nombreux cours d'eau en amont du glissement de terrain ont été proposés pour la collecte de géniteurs de l'UD 9 (rivière Chilako, rivière Endako, rivière Horsefly, rivière haute Cariboo, rivière Upper Chilcotin, rivière West Road [Blackwater]) et l'UD 11 (rivière Bowron, rivière McGregor, rivière Salmon, ruisseau Slim, ruisseau Swift, Tête Jaune [fleuve Fraser], rivière Torpy, rivière Willow). Une grande incertitude entoure toutefois la faisabilité ou l'efficacité de ces activités, et l'évaluation en cours permettra de guider et de déterminer les futures décisions de mise en valeur de ces UD.

10.1.7. Barrages et gestion de l'eau

La menace que font peser sur le SCF la gestion et l'utilisation de l'eau (pour divers secteurs) dans le bassin du Fraser est généralisée pour toutes les UD examinées dans la présente EPR. Elle englobe les menaces provenant des structures liées à la lutte contre les inondations (digues, écluses, vannes de marée), des barrages et des aménagements hydroélectriques et de prélèvement de l'eau.

Il n'y a pas de barrages hydroélectriques sur le cours principal du Fraser; cependant, les principales installations sur les rivières Seton (barrage de Seton), Bridge (barrage Terzaghi) et Nechako (barrage Kenney) ont des impacts continus sur les UD 8 (MFR-Portage), 9 (MFR-Printemps) et 10 (MFR-Été), respectivement. Le barrage de Seton est la seule structure franchissable de ces trois installations; tous les géniteurs de l'UD 8 (MFR-Portage) qui remontent doivent emprunter la passe à poissons pour atteindre leurs frayères dans le ruisseau Portage, et tous les smolts en dévalaison doivent migrer vers l'aval et peuvent être entraînés dans l'installation. Il est donc impératif de maintenir et de maximiser le passage des géniteurs de l'UD 8 (MFR-Portage) dans la passe à poissons et de réduire les mortalités des juvéniles en dévalaison. L'empreinte des barrages Terzaghi et Kenney a considérablement modifié les écosystèmes environnants et les impacts actuels des stratégies de rejet d'eau ont été cernés et

discutés en détail dans la partie 1 de l'EPR (MPO 2020a). Les stratégies de rejet d'eau doivent respecter des méthodes fondées sur des exigences de débit écologique propres au réseau hydrographique, qui peuvent être importantes à la fois pour les adultes et les juvéniles. Les exigences de débit écologique doivent inclure les crues printanières pour incorporer des matériaux allochtones, éliminer les sédiments du gravier de fraie, introduire des débris ligneux et inonder l'habitat hors chenal (Biggs *et al.* 2005). Les rejets d'eau doivent également tenir compte de la température et des exigences de gestion du débit en été pour le SCF et les autres espèces de saumons. Il est possible de mieux contrôler la température en concevant des barrages qui peuvent rejeter l'eau des couches inférieures de la colonne d'eau et déverser la surface des bassins de retenue.

En plus des grands barrages, il existe de nombreuses structures de retenue d'eau plus petites sur les systèmes en tête de lac dans les bassins versants occupés par le SCF et dans le bas Fraser. En ce qui concerne l'extraction des écoulements de surface et des aquifères, la gestion de l'eau peut être en conflit direct avec les besoins en eau du SCF et d'autres animaux vivant dans les cours d'eau. Ces structures servent principalement pour l'irrigation et l'atténuation des inondations, et la plupart ne sont pas actuellement gérées de manière à répondre aux exigences de passage ou de débit pour les poissons. Les structures d'atténuation des crues empêchent les saumons chinooks juvéniles de se disperser dans des zones privilégiées hors chenal pendant les crues de printemps. Il est essentiel de reconnaître et de protéger l'habitat hors chenal pour la croissance du SCF si l'on veut maintenir la productivité à l'avenir.

Il est difficile d'atténuer les petites structures de retenue d'eau parce que l'atténuation nécessite souvent le maintien ou la restauration de la fonction d'inondation des cours d'eau, ce qui est souvent en conflit direct avec l'établissement humain (voir la section sur la restauration de l'estuaire plus haut). Le réseau actuel de prélèvement d'eau est difficile à gérer, la surveillance des prélèvements d'eaux de surface est inadéquate et celle des prélèvements d'eaux souterraines est presque inexistante. De plus, en période de sécheresse, la réaction de la mise en application est souvent lente et à moins que les conditions soient extrêmes, l'atténuation est strictement volontaire. Bien que les permis modernes d'utilisation de l'eau soient accordés avec des exigences relatives aux compteurs et dans le cadre d'allocations associées, il existe encore de nombreux permis d'utilisation de l'eau sans comptage. Il est désormais reconnu que les allocations d'extraction d'eau dans certains réseaux fluviaux sont excessives, mais il existe peu d'options pour retirer les permis (Brown *et al.* 2019). Le cadre réglementaire de la Colombie-Britannique reconnaît de plus en plus l'importance des sources aquifères pour les besoins environnementaux. Le paragraphe 55(4) de la *Water Sustainability Act* précise désormais que le gouvernement a le pouvoir discrétionnaire de tenir compte des besoins en débits environnementaux lorsqu'il prend des décisions concernant les utilisations des eaux souterraines nouvelles ou préexistantes. Bien que l'introduction, dans la *Water Sustainability Act*, de la délivrance de permis d'utilisation des eaux souterraines constitue un pas en avant, il reste encore du travail à faire pour intégrer les puits d'eau souterraine actuels dans le cadre réglementaire, mesurer toutes les activités d'extraction et créer des régimes de répartition de l'eau qui comprennent la planification des besoins en habitat du individu afin de soutenir l'habitat des saumons.

10.1.8. Pollution

De nombreuses sources de pollution, tant historiques qu'actuelles, ont été relevées dans la partie 1 de l'EPR comme constituant une menace importante pour le SCF : les eaux usées domestiques et urbaines, les effluents industriels et militaires, les effluents agricoles et forestiers, les déchets et les déchets solides, ainsi que les polluants atmosphériques. Beaucoup de ces contaminants sont persistants dans l'environnement, peuvent parcourir de longues

distances et ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et les chaînes alimentaires à partir de sources multiples. De plus, les contaminants générés par des sources multiples s'accumulent en se combinant dans l'environnement. Par conséquent, il est extrêmement difficile de déterminer les effets des différents polluants les uns par rapport aux autres, et donc d'établir un ordre de priorité pour les activités d'atténuation visant à réduire leur nocivité.

Les principaux textes législatifs en vigueur pour les questions de pollution environnementale en Colombie-Britannique sont les lois provinciales [Environmental Management Act](#) et [Waste Discharge Regulation](#), ainsi que les lois fédérales *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et *Loi sur les ressources en eau du Canada*. La législation et les changements opérationnels mis en place dans les dernières décennies ont permis de réduire efficacement la pollution provenant de divers secteurs, bien que la législation/réglementation actuelle vise à réduire la contamination de l'environnement, les effets des activités historiques constituent toujours une menace notable pour le SCF à tous les stades du cycle biologique. Cela est particulièrement vrai dans le bas Fraser et l'estuaire, qui a toujours été l'épicentre des activités anthropiques de la province qui génèrent de la pollution, en plus de servir de goulot d'étranglement pour les polluants accumulés dans tout le bassin du Fraser (voir l'examen de la pollution dans le bassin du Fraser dans la section 4.1.9 Pollution et contaminants de la partie 1 de l'EPR). Toutes les SCF doivent transiter par le bas Fraser et l'estuaire pendant leur dévalaison et pendant leur montaison pour la fraie, et sont donc exposés deux fois aux polluants environnementaux dans ces zones.

L'une des rares options dont nous disposons actuellement pour atténuer la pollution future est l'adoption et la mise en application de règlements plus stricts sur les activités qui génèrent et rejettent des contaminants dans l'environnement. Il existe cependant des difficultés inhérentes à la surveillance des rejets de polluants en raison du grand nombre de sources dans le bassin du Fraser et les zones côtières environnantes. Cela est particulièrement vrai lorsque les mesures dépendent d'une autodéclaration et d'une perte potentielle de revenus (voir la section 10.1.1). Des programmes de surveillance tels que [PollutionTracker](#) s'efforcent actuellement de documenter les niveaux et les tendances de divers contaminants dans les zones côtières de la Colombie-Britannique. Il serait utile d'étendre des programmes de surveillance comme celui-ci, en particulier dans le bassin du Fraser intérieur, pour déterminer et réduire les rejets de pollution qui pourraient avoir un impact sur le SCF.

L'assainissement des sites pollués qui se trouvent dans l'habitat des saumons ou qui l'influencent par le rejet de contaminants (effluents, ruissellement, apports d'eau souterraine, etc.) est un autre élément important du rétablissement du SCF. L'assainissement des sédiments contaminés fait généralement appel à des activités telles que le dragage (enlèvement mécanique ou hydraulique des sédiments contaminés), l'excavation à sec (assèchement et enlèvement physique des sédiments contaminés), le recouvrement (couverture des sédiments contaminés avec des matériaux propres ou des géotextiles), l'utilisation d'agents sorbants (mélange de sédiments avec des sorbants réactifs pour isoler les contaminants) et les amendements in situ (ajout de produits chimiques/composés pour favoriser la destruction ou l'immobilisation des contaminants) [Perelo 2010; Bullard *et al.* 2015]. Le suivi du rétablissement naturel, qui repose sur le potentiel métabolique des micro-organismes, associé à des processus physiques et chimiques naturels pour dégrader les contaminants au fil du temps, est une autre stratégie d'atténuation non invasive des sédiments contaminés (Perelo 2010; Bullard *et al.* 2015). Chacune de ces stratégies d'atténuation s'assortit d'un certain nombre de considérations sur les plans de l'utilité, de la faisabilité et de la durabilité, et doit faire l'objet d'une étude approfondie pour chaque projet.

Un travail considérable est nécessaire afin d'inventorier et de prioriser l'assainissement de la pollution environnementale pour le SCF, en particulier au niveau de l'UD, et a été relevé comme

une lacune majeure dans les connaissances qu'il faut combler pour la future planification du rétablissement.

10.1.9. Changements climatiques

Les changements climatiques englobent un large éventail de problèmes complexes et interdépendants qui menacent le SCF et exacerberont probablement bon nombre des menaces abordées dans la partie 1 de l'EPR (MPO 2020a). Ces impacts cumulatifs peuvent entraver la mise en œuvre de nombreuses mesures d'atténuation recommandées précédemment. Par exemple, les précipitations extrêmes causées par les changements climatiques s'ajouteront à l'augmentation des taux de ruissellement résultant de l'exploitation forestière et des feux de forêt. Les activités d'atténuation de ces menaces peuvent être entravées par la création de nouvelles structures de retenue, par l'augmentation des défaillances des bassins de résidus et des installations de traitement de l'eau qui introduisent des effluents, ainsi que par des taux d'affouillement plus élevés et par l'augmentation de la probabilité d'effondrement des berges et d'avulsions. En outre, les défaillances des infrastructures dues à des phénomènes extrêmes peuvent entraîner un plus grand nombre de travaux dans les cours d'eau, qui sont susceptibles à leur tour de contribuer aux menaces évoquées dans la section Développement de la partie 1 (MPO 2020a).

Il faudra peut-être revoir le cadre réglementaire actuel et les pratiques exemplaires en ce qui concerne les travaux d'urgence, la planification et la gestion de l'eau et des digues de résidus, les taux de coupe forestière et la planification des blocs, l'ingénierie des ponts, la gestion des eaux pluviales et l'occupation des plaines inondables par l'empiètement urbain pour atténuer l'arrivée plus régulière de débits de crue plus élevés et les régimes modifiés de fonte du manteau neigeux. Il faudra améliorer les pratiques actuelles d'extraction non réglementée des eaux souterraines, d'extraction des eaux de surface non contrôlable et donc non surveillée, la lenteur des réactions aux conditions de sécheresse et le manque de planification de la fonction hydrologique au niveau des bassins versants pour mieux lutter contre les changements climatiques.

La lutte contre les effets des changements climatiques est un problème mondial, et il n'existe pas de mesures simples permettant d'atténuer ces effets à court terme. Les effets négatifs des changements climatiques ne vont pas diminuer ou s'inverser dans un avenir prévisible. Par conséquent, une préparation et une planification considérables sont nécessaires pour restaurer et conserver l'habitat restant disponible pour le SCF et les autres salmonidés en péril. Le récent [Accord de Paris](#) et le [Groupe d'experts intergouvernemental des Nations Unies sur l'évolution du climat](#) fournissent des recommandations pour contribuer à l'effort mondial de lutte contre les changements climatiques et d'adaptation à ceux-ci. Il faut gérer les populations de SCF et leurs habitats selon ces recommandations pour que celles-ci soient résilientes et puissent s'adapter aux futurs changements environnementaux.

10.1.10. Restauration des habitats estuariens, intertidaux et riverains

L'habitat de croissance historique dans le bas Fraser et l'estuaire a été considérablement dégradé par divers aménagements et structures de lutte contre les inondations (digues, écluses, vannes de marée, etc.). Ces aménagements ont entraîné des pertes importantes dans l'estuaire du Fraser (70 à 90 %; Levings 2004) et ont restreint l'accès à la plaine d'inondation et à l'habitat hors chenal qui offrent des possibilités essentielles d'alimentation et de croissance pour les SCF juvéniles. La mortalité naturelle précoce peut être importante dans le milieu marin, résultant principalement de la prédation, lorsque les saumons chinooks juvéniles ne grandissent pas suffisamment pour atteindre une taille minimale critique en juillet (Duffy and Beauchamp 2011) ou à la fin de leur premier été en mer (Beamish *et al.* 2011). Stimuler la restauration des

marais d'eau douce, saumâtre et salée est un moyen d'augmenter la capacité fonctionnelle de l'habitat estuarien et représente une option d'atténuation cruciale pour prévenir la perte d'habitat due à l'élévation du niveau de la mer (Temmerman *et al.* 2013). La restauration de l'habitat dans l'estuaire est cependant souvent rendue difficile par la complexité du cycle vital des saumons et la variation des besoins en matière d'habitat à de multiples échelles spatio-temporelles (Simenstad *et al.* 2000). En outre, il semble souvent que les interventions biologiques entreprises pour favoriser le rétablissement de la biodiversité et des fonctions estuariennes n'aient aucun effet, voire des effets néfastes (Moreno-Mateos *et al.* 2015), et il existe des risques avérés de suringénierie d'un écosystème en cours de restauration ou d'encouragement de l'homogénéité entre les habitats (Elliot *et al.* 2016). Il convient donc d'accorder une attention particulière à la planification de la restauration afin de surmonter ces difficultés.

Bien qu'ils ne visent pas spécifiquement le SCF, les récents efforts de restauration de l'habitat dans le delta de la rivière Nisqually, dans l'État de Washington, prouvent que le rétablissement de l'influence des marées dans un écosystème estuarien fortement modifié peut augmenter les ressources en proies et les possibilités d'alimentation pour les saumons juvéniles. Les données de surveillance après la restauration indiquent une augmentation substantielle de la biomasse des invertébrés après le rétablissement de l'inondation par les marées, qui améliore considérablement la capacité d'alimentation des saumons (Woo *et al.* 2018). Des améliorations similaires de l'habitat dans l'estuaire du Fraser pourraient constituer une mesure d'atténuation viable pour fournir de précieuses ressources en proies aux saumons juvéniles et à d'autres individus, de même que pour renforcer le rétablissement et la survie du SCF; cependant, comme on l'a vu dans l'exemple susmentionné du delta de la rivière Nisqually, des modifications et des pertes importantes de l'habitat existant sont nécessaires pour réaliser des améliorations similaires. À cette fin, on pourrait supprimer les obstacles techniques au mouvement naturel des marées (écluses, vannes de marée), en encourageant la formation de réseaux de chenaux à marée, en accroissant la végétation riveraine en surplomb et en améliorant les conditions environnementales pour la perte de productivité des invertébrés (Davis *et al.* 2019). La création de réseaux complexes de chenaux à marée avec de la végétation en surplomb peut produire des voies d'eau ombragées avec des températures de l'eau plus stables (Beck *et al.* 2001; Bertness and Ewanchuk 2002; Whitcraft and Levin 2007), tout en fournissant également un habitat et une structure pour les proies terrestres (Kneib 1984; Allan *et al.* 2003; Woo *et al.* 2018). Elle peut avoir des conséquences plus bénéfiques pour les populations de saumons chinooks sauvages, qui semblent rester plus longtemps dans le delta et sont plus susceptibles d'utiliser les zones humides à marée de l'estuaire pendant leur dévalaison que les individus plus grands provenant des éclosiers (Chittenden *et al.* 2018; Davis *et al.* 2018). La niche trophique plus large et les temps de séjour plus longs dans le delta des saumons chinooks juvéniles sauvages peuvent leur permettre d'exploiter les ressources mieux que les saumons chinooks d'éclosier et donc d'avoir un potentiel de croissance bioénergétique plus élevé (Davis *et al.* 2018).

Diverses organisations s'efforcent actuellement de restaurer l'habitat des marais et des chenaux à marée dans le bas Fraser, ainsi que d'améliorer la connectivité dans le delta du Fraser et l'habitat dans le Fraser intérieur, par exemple : le projet de rétablissement de la connectivité dans le delta de l'estuaire du Fraser (Raincoast Conservation Foundation), le projet de connexion des réseaux aquatiques « Connected Waters » (Watershed Watch Salmon Society), le projet d'amélioration de la résilience des eaux « Resilient Waters » (MakeWay Foundation), et le projet « Tsawwassen Eelgrass » (Programme de mise en valeur de l'habitat de l'Administration portuaire de Vancouver Fraser). L'amélioration de la coordination et de la planification des activités de restauration dans l'estuaire du Fraser serait très bénéfique, car l'atténuation des dommages historiques causés à cet habitat très dégradé nécessitera à la fois

une planification considérable et des opérations à grande échelle pour apporter des améliorations significatives aux fonctions des écosystèmes.

10.1.11. Conclusion

Les sections ci-dessus ont relevé un large éventail d'activités/stratégies d'atténuation et leur relation avec les menaces indiquées dans la partie 1 de l'EPR, mais il sera extrêmement difficile d'atténuer un grand nombre de ces menaces, d'autant plus que beaucoup sont interdépendantes et exacerbées par les changements climatiques. Le tableau 15 présente un récapitulatif des diverses menaces auxquelles est confronté le saumon chinook et des mesures d'atténuation possibles pour traiter chacune des catégories de menaces.

Il est nécessaire de modifier rapidement les pratiques pour de nombreuses activités et leur réglementation si l'on veut réduire les impacts futurs sur le SCF et les autres espèces de saumons du Pacifique en péril dans le Fraser (saumon coho du Fraser intérieur, truite arc-en-ciel du Fraser intérieur, saumon rouge du Fraser), et la gestion doit davantage reconnaître les effets cumulatifs de ces activités. En plus d'atténuer les menaces futures, il est également nécessaire de réparer les dommages historiques causés par les activités de mise en valeur et d'extraction des ressources qui continuent d'avoir un impact sur la fonction hydrologique dans le bassin du Fraser. La stabilisation de régimes hydrologiques plus naturels et la restauration d'habitats fortement dégradés, en particulier dans le bas Fraser et dans l'estuaire, faciliteraient les travaux visant à résoudre bon nombre des problèmes susmentionnés qui ont un effet négatif sur la productivité des milieux dulcicoles et estuariens. Il s'agit toutefois d'efforts sur plusieurs générations, et cela n'est possible que si la gestion/planification future de tous les secteurs est conforme aux objectifs de rétablissement du SCF.

Un thème commun aux catégories d'atténuation discutées plus haut est qu'une approche plus coordonnée et éclairée de la gestion des activités anthropiques est nécessaire. L'adoption d'une approche plus coordonnée favoriserait une utilisation plus efficace des ressources humaines limitées et faciliterait l'accès au large éventail de spécialistes requis pour élaborer une telle stratégie et gérer sa mise en œuvre dans le temps. Il est également nécessaire d'intégrer des stratégies de gestion adaptative lors de la planification des activités d'atténuation, y compris les recherches actuelles sur les changements de l'utilisation des terres, la concurrence intraspécifique et interspécifique, l'évolution des conditions de l'habitat océanique et estuarien, ainsi que les changements climatiques, en plus de les mettre régulièrement à jour en fonction des nouvelles informations (Maas-Hebner *et al.* 2016).

L'annexe H fournit un résumé des besoins en recherche pour la planification du rétablissement du SCF, et un travail considérable s'impose dans ces domaines avant de prioriser les mesures d'atténuation pour les UD évaluées dans la présente EPR. Cependant, en favorisant des mesures de rétablissement bénéficiant à plusieurs espèces, les mesures et le coût financier requis pour atteindre le rétablissement seraient peut-être mieux acceptés.

Tableau 15 – Stratégies d'atténuation possibles pour lutter contre les menaces pesant sur le SCF indiquées dans la partie 1 de l'EPR.

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Développement résidentiel et commercial</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes du développement résidentiel, commercial et récréatif 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer le développement en cours et futur dans le contexte des besoins en habitat des saumons, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat. 	-
<i>Agriculture et aquaculture</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes de l'agriculture, de l'horticulture et de l'aquaculture • Interactions concurrentielles avec les individus d'écloserie 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Concurrence 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités et le développement en cours et futurs dans le contexte des besoins en habitat des saumons, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat. • Passer à l'aquaculture en milieu fermé. • Réduire la production des écloseries, utiliser des stratégies de production en écloserie adaptatives et de rechange (p. ex., la période et l'importance des lâchers). 	Il faut noter qu'il y a une grande quantité de production d'écloserie excédentaire à l'extérieur du Fraser; l'écloserie de la rivière Chilliwack est une exception notable.
<i>Production d'énergie et exploitation minière</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes et activités d'extraction minière (p. ex., extraction de gravier, exploitation de placers) 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités et le développement en cours et futurs dans le contexte des besoins en habitat des saumons, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat. 	-
<i>Corridors de transport et de service</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes des routes, des chemins de fer, des lignes de services publics et des voies de navigation 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités et le développement en cours et futurs dans le contexte des besoins en habitat des saumons, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat. • Utiliser des traversées de cours d'eau respectueuses des saumons (p. ex., ponts à portée libre, chicanes), moderniser les traversées anciennes (p. ex., ponceaux suspendus). 	-

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Utilisation des ressources biologiques</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Exploitation forestière et récolte de bois dans les zones riveraines, transport de billes par les rivières • Pêche 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte 	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre à jour/améliorer la politique forestière dans le contexte de la protection et de la restauration de l'habitat des saumons et des zones riveraines, gérer la période et l'abondance des estacades flottantes dans la rivière, surveiller et faire appliquer les exigences relatives à la qualité de l'eau pour la santé des saumons. • Gérer la période et l'abondance des estacades flottantes dans la rivière, surveiller et faire respecter les objectifs de qualité de l'eau et des effluents autour des estacades flottantes. • Assurer une gestion adaptative de la pêche, renforcer la surveillance et la mise en application, réduire la mortalité liée à la pêche (directe et accessoire), et renseigner les gens sur l'identification des salmonidés et les problèmes de conservation. 	Les effets de la pêche sont transfrontaliers et sont associés à des stocks mixtes et à des espèces mixtes.
<i>Intrusions et perturbations humaines</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Activités récréatives (p. ex., VTT dans les cours d'eau, bateaux à propulsion hydraulique) 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte • Modification du comportement 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer l'accès (p. ex., les infrastructures) à l'eau et les activités autorisées (p. ex., les réglementations) dans le temps et dans l'espace, en renforçant la surveillance et la mise en application. • Accroître l'éducation sur les interactions avec les cours d'eau et les saumons 	-
<i>Modifications des systèmes naturels</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Incendies et suppression des incendies • Barrages et gestion de l'eau • Modifications des surfaces de captage, de la sylviculture et du développement linéaire 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte • Modification du comportement 	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre à jour/améliorer la politique forestière dans le contexte de la conservation des fonctions des bassins versants qui soutiennent les saumons; ordonner, surveiller et gérer les activités de reboisement et de restauration (y compris la gestion des caractéristiques des forêts matures). • Recourir au brûlage stratégique pour éviter les grands feux. • Gérer l'exploitation actuelle et future des ressources en eau, renforcer la surveillance et la mise en application pour les eaux de surface et les eaux souterraines, en tenant compte en particulier des besoins biologiques des saumons. • Mettre hors service ou supprimer les barrages, accroître, surveiller et entretenir les infrastructures de passage du poisson pour les individus adultes et juvéniles 	-

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques</i>	<ul style="list-style-type: none"> EAE, agents pathogènes et virus introduits, espèces indigènes problématiques (p. ex., pinnipèdes, parasites et maladies), croisement avec des individus provenant d'écloseries. 	<ul style="list-style-type: none"> Perte ou dégradation de l'habitat Modification du comportement Prédation et concurrence Augmentation de la prévalence des infections Réduction de la diversité génétique et des forces de sélection naturelle 	<p>(passes à poissons, échelles à poissons, etc.).</p> <ul style="list-style-type: none"> Gérer l'eau de manière adaptative face aux changements climatiques et à une variabilité accrue Gérer les développements linéaires actuels et futurs en imitant des voies d'eau navigables plus naturelles, en reconnectant les habitats hors canal, en supprimant ou en restaurant les anciens développements, et en fixant et en surveillant les objectifs en matière de qualité de l'eau et de sédiments. Prendre en compte les impacts des effets cumulatifs dans la prise de décisions. <ul style="list-style-type: none"> Éliminer les EAE, prévenir l'introduction par une surveillance accrue des populations d'EAE, nouvelles et existantes, et renforcer la mise en application et l'éducation concernant l'introduction d'EAE. Surveiller et traiter les agents pathogènes dans l'aquaculture, faire la transition vers l'aquaculture terrestre et le traitement accru des effluents de l'aquaculture, mettre en œuvre et suivre les mesures de contrôle des prédateurs. Réduire les estacades flottantes dans le bas Fraser et l'estuaire, qui servent d'échoueries aux pinnipèdes. Surveiller la génétique des individus d'écloserie et sauvages et mettre en œuvre une planification adaptative de la production, marquer en masse les individus d'écloserie pour les identifier et les retirer de la population reproductrice naturelle, réduire la production d'écloserie. 	<p>Les populations de pinnipèdes ont augmenté grâce à la protection des mammifères marins; des recherches sont nécessaires sur l'efficacité et l'applicabilité directe des mesures de contrôle des prédateurs.</p>

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Pollution</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Introduction de matériaux exotiques et/ou excédentaires ou d'énergie à partir de sources ponctuelles et non ponctuelles, y compris les nutriments, les produits chimiques toxiques et/ou les sédiments provenant d'activités urbaines, commerciales, agricoles et forestières. 	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du comportement et de l'état physique en raison des modulateurs hormonaux et développementaux, de la régulation des gènes et d'autres toxicités, pouvant réduire la survie et la résilience. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités/développements actuels et futurs qui contribuent à la pollution, améliorer la gestion et la surveillance des eaux usées, renforcer l'application des meilleures pratiques en matière de qualité de l'eau. • Retirer ou assainir les sédiments contaminés. 	-
<i>Phénomènes géologiques</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Avalanches et glissements de terrain 	<ul style="list-style-type: none"> • Arrêter ou limiter le passage • Augmentation de la mortalité liée au passage 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmenter, surveiller et entretenir les infrastructures de passage des poissons adultes et juvéniles (passes à poissons, échelles à poissons, etc.). • Déterminer de manière proactive les zones à risque de glissements de terrain qui pourraient créer des obstacles au passage, et mettre en place une surveillance régulière afin de réduire les délais d'intervention pour lancer les activités d'atténuation. 	-
<i>Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Déplacement des habitats dulcicoles et marins, et intensification de la fréquence des phénomènes météorologiques violents (sécheresses, inondations, températures extrêmes, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte • Exacerber les impacts d'autres menaces 	<ul style="list-style-type: none"> • Suivre les lignes directrices du récent Accord de Paris et des rapports du GIEC. • Gérer de manière proactive les habitats et les populations afin qu'ils soient résilients et puissent s'adapter aux changements futurs. 	Une gestion adaptative est nécessaire pour toutes les activités d'atténuation dans le contexte des changements climatiques et de la fréquence accrue des phénomènes météorologiques violents.

10.2. ÉLÉMENT 17 : RÉPERTOIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'AMÉLIORER LA PRODUCTIVITÉ OU LA SURVIE

Description de l'élément : élaborer un répertoire des activités susceptibles d'accroître les valeurs des paramètres de survie ou de productivité

L'élément 16 dresse une liste des activités susceptibles d'atténuer les menaces et les facteurs limitatifs déterminés dans la partie 1 de l'EPR, dont la plupart pourraient augmenter la productivité ou la survie du SCF. Pour éviter toute redondance, nous ne les énumérons pas à nouveau ici (voir la liste des menaces, des séquences des effets et des mesures d'atténuation possibles dans le Tableau 15); cependant, comme nous l'avons noté dans la section précédente, en raison de l'information limitée sur la répartition et l'utilisation de l'habitat, d'une

suite dynamique de menaces et de facteurs limitatifs et de la variation interannuelle croissante des conditions environnementales tout au long du cycle vital du saumon chinook, nous sommes actuellement incapables d'évaluer l'effet des activités d'atténuation sur la productivité ou la survie.

10.3. ÉLÉMENT 18 : AVIS SUR LA FAISABILITÉ DE LA RESTAURATION DES HABITATS LIMITATIFS

Description de l'élément : présenter un avis sur la faisabilité de restaurer l'habitat selon des valeurs plus élevées si la disponibilité actuelle de l'habitat est insuffisante pour atteindre les objectifs de rétablissement (voir l'élément 14). L'avis doit être présenté dans le contexte de toutes les options possibles pour atteindre les objectifs concernant l'abondance et l'aire de répartition.

Comme il est indiqué dans la section 8, les informations sont actuellement insuffisantes pour que l'on puisse évaluer si l'offre d'habitats convenables pour le SCF empêche actuellement les 11 UD d'atteindre leurs objectifs de rétablissement (voir la section 8). Cependant, bon nombre des activités d'atténuation décrites dans l'élément 16 (voir le Tableau 15) restaureront probablement les propriétés de l'habitat à des qualités supérieures. En outre, Coker *et al.* (2010) ont déjà déterminé une série d'activités visant à atténuer les menaces dans les milieux aquatiques et qui permettraient d'améliorer la qualité des habitats. Le grand nombre de processus écologiques complexes qui peuvent modifier l'offre et la demande d'habitat au fil du temps limite considérablement notre capacité à produire des avis sur la faisabilité ou l'efficacité de la restauration de l'habitat; des recherches considérables sont nécessaires pour commencer à prioriser la restauration de l'habitat pour le SCF. Ce point a été défini comme un besoin de recherche majeur et est noté dans l'annexe H.

10.4. ÉLÉMENT 19 : DIMINUTION ATTENDUE DU TAUX DE MORTALITÉ DÉCOULANT DE CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION ET AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE AUX MESURES DE L'ÉLÉMENT 17

Description de l'élément : estimer la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation ou solution de rechange énumérées dans l'élément 16, et l'augmentation de la productivité ou de la survie en rapport avec chaque mesure de l'élément 17.

Dans l'état actuel de l'information sur le SCF, nous ne pouvons pas quantifier les réductions de mortalité découlant des options d'atténuation discutées dans l'élément 16 (section 10), ni l'augmentation de la productivité ou de la survie qui peut en découler (section 10.2). Les interactions entre les changements de la qualité et de la quantité de l'habitat et les variations des paramètres du cycle biologique représentent une importante lacune dans les connaissances sur le SCF et ont été définies comme un besoin de recherche future (annexe H). Ces interactions sont probablement propres au réseau hydrographique et leur évaluation nécessitera des ressources et un temps considérables. En outre, le succès des activités d'atténuation variera probablement beaucoup pour différents types de projets et entre différents projets de nature similaire. À mesure que des recherches seront menées sur l'efficacité des mesures d'atténuation, il sera peut-être possible d'estimer les réductions de la mortalité et les fourchettes des variations de la productivité pour certains projets.

10.5. ÉLÉMENT 20 : TRAJECTOIRE ATTENDUE PROJETÉE DES POPULATIONS EN FONCTION DES TAUX DE MORTALITÉ ET DES TAUX DE PRODUCTIVITÉ EN RAPPORT AVEC LES MESURES PARTICULIÈRES AUX FINS D'EXAMEN ÉNONCÉES DANS L'ÉLÉMENT 19

Description de l'élément : projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'au moment d'atteindre les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité en rapport avec les mesures particulières aux fins d'examen énoncées dans l'élément 19. Inclure les objectifs qui présentent la plus forte probabilité possible de survie et de rétablissement pour des valeurs de paramètres réalistes sur le plan biologique.

Ni les taux de mortalité, ni les productivités n'ont été déterminés dans l'élément 19 (section 10.4), car il n'est pas possible actuellement de définir des paramètres de productivité ou de mortalité propres à la mesure d'atténuation. Toutefois, les résultats de la variation de la productivité dans l'élément 15 (section 9) peuvent être utilisés pour évaluer la probabilité de rétablissement en cas d'amélioration de la productivité, ce qui représenterait des scénarios où les mesures d'atténuation seraient efficaces.

11. ÉLÉMENT 21 : VALEURS DE PARAMÈTRES RECOMMANDÉES POUR LES FUTURES ÉVALUATIONS

Description de l'élément : recommander des valeurs de paramètres sur les taux de productivité et de mortalité initiaux et, si nécessaire, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des impacts économiques, sociaux et culturels en appui au processus d'inscription.

Les estimations des paramètres utilisées dans la modélisation pour l'UD 2 (BFR-Harrison) sont disponibles dans l'annexe E. Beaucoup de ces valeurs sont mises à jour périodiquement, à mesure que des données récentes sont disponibles, et pourraient donc devenir obsolètes. En outre, il faut examiner attentivement la structure du modèle avant d'appliquer les taux de récolte selon l'âge à un autre modèle, car ils pourraient être mal appliqués. Il est fortement recommandé de communiquer avec l'auteur principal de ce document avant toute analyse exploratoire des impacts économiques, sociaux et culturels fondée sur la modélisation et l'estimation des paramètres décrits dans les sections 3 et 5. La modélisation et l'estimation des paramètres effectuées pour ce rapport sont assorties de nombreuses mises en garde et conditions qui sont brièvement décrites dans la section 6.

12. ÉLÉMENT 22 : ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

Description de l'élément : évaluer le taux maximal de mortalité et de destruction de l'habitat d'origine anthropique que l'espèce peut soutenir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.

Les **dommages admissibles** sont définis comme étant « les dommages causés à l'espèce sauvage qui ne compromettent pas son rétablissement ou sa survie » (MPO 2014). Il est important de noter que la **survie** représente un état stable ou croissant dans lequel une espèce n'est pas menacée de disparition imminente et que le **rétablissement** est un retour à une situation où les caractéristiques de la population et de la répartition se situent dans la fourchette normale de variabilité de l'espèce (MPO 2014). Par conséquent, le rétablissement se situe plus haut dans le spectre de la persistance de la population que la survie, et est plus probablement représenté par l'objectif de rétablissement. Nous allons examiner d'abord les recommandations

concernant les dommages admissibles pour l'UD 2 (BFR-Harrison), puis séparément pour les autres UD de type fluvial.

12.1. UD 2 (BFR-HARRISON)

La partie 1 de l'EPR a cerné de nombreuses menaces pesant sur l'UD 2 (BFR-Harrison) et a indiqué une tendance continue à la baisse des abondances observées. Bon nombre des menaces pesant sur cette UD sont présentes pour tous les stades du cycle biologique et sont difficiles ou coûteuses à atténuer. Ces menaces peuvent avoir un effet continu sur la productivité et rien n'indique qu'elles se dissipent. Dans l'ensemble, la partie 1 a permis de conclure que le risque de déclin de la population de l'UD 2 (BFR-Harrison) dû à toutes les menaces était élevé à extrême (MPO 2020a).

La productivité actuelle est incertaine, car il y a toujours un décalage dans les données disponibles pour évaluer le recrutement d'une année d'éclosion donnée. Les résultats du modèle de Ricker variable dans le temps ont également indiqué que la productivité peut beaucoup changer en douze ans (trois générations). L'élément 15 fournit des résultats qui peuvent servir à interpoler l'évolution de la probabilité de rétablissement à divers niveaux de récolte si la productivité augmente ou diminue. Étant donné que le poids de la preuve de l'évaluation des menaces indique que l'UD 2 (BFR-Harrison) risque de décliner en raison de diverses menaces et qu'aucune donnée actuelle ne dénote une augmentation de la productivité, nous présentons ci-après le scénario de référence du modèle de l'élément 13 (section 7.1) à titre d'évaluation prudente des dommages admissibles.

Les résultats des projections prospectives du scénario de référence du modèle présentés dans ce document sont conformes à l'évaluation des menaces dans la partie 1. D'après les résultats du modèle de projection du saumon chinook, aux niveaux de taux de récolte par année de prise dans les pêches canadiennes de 2009 à 2015, l'abondance de l'UD 2 (BFR-Harrison) devrait continuer à décliner et l'UD n'atteindra probablement pas l'objectif de rétablissement dans trois générations si la productivité persiste à la moyenne de la plus récente génération disponible (années d'éclosion 2010 à 2013; scénario de référence). Seize pour cent des simulations ont atteint l'objectif de rétablissement dans le scénario de référence (voir l'élément 13) et 48 % ont atteint l'objectif de survie. En supposant que la productivité demeure aux valeurs du scénario de référence, si les taux de récolte du saumon chinook dans les pêches canadiennes sont réduits à la fourchette de 0 à 5 % (variation de -100 % à -80 % par rapport au scénario de référence), de 34 % des simulations (récolte de 5 %) à 41 % des simulations (récolte de 0 %) ont atteint l'objectif de rétablissement en 12 ans; toutefois, la probabilité d'atteindre l'objectif de survie augmentait à 64 % (récolte de 5 %) ou 69 % (récolte de 0 %).

Il est essentiel de prendre en compte l'effet de toutes les activités dans l'évaluation des dommages admissibles, car tout effet supplémentaire des diverses menaces non modélisées directement entravera davantage le rétablissement. **Les résultats de la modélisation et de l'évaluation des menaces permettent de penser que, pour la productivité du scénario de référence du modèle, la mortalité d'origine humaine et les autres sources de préjudice déterminées dans l'évaluation des menaces devraient être considérablement réduites par rapport à la mortalité dans le scénario de référence afin de ne pas compromettre le rétablissement.** Notre compréhension des dommages admissibles sur l'habitat est moins certaine et il n'a pas été possible de quantifier les effets des dommages à l'habitat sur les résultats du rétablissement. L'effet de toute activité sur les résultats en matière de survie et de rétablissement doit être évalué au cas par cas, et pris en compte dans le contexte plus large des effets cumulatifs sur le rétablissement. Les activités favorisant la survie ou le rétablissement de l'espèce qui peuvent entraîner des mortalités, mais qui auront un effet positif net sur la population, doivent être autorisées. Comme la productivité de cette population a connu de

grandes fluctuations dans un passé récent, il faut surveiller de façon continue les abondances et la productivité pour déterminer si les progrès vers le rétablissement sont suffisants pour justifier une réévaluation des dommages admissibles.

12.2. UD DE TYPE FLUVIAL

Les projections prospectives quantitatives ne sont ni fiables, ni solides pour les 10 autres UD en raison de l'incertitude résultant de la qualité des données sur les échappées relatives et du manque d'estimations fiables des taux d'exploitation (voir la section 7.2). Par conséquent, l'évaluation des dommages admissibles repose sur l'évaluation des menaces de la partie 1, les tendances récentes de l'abondance relative, la trajectoire future possible de ces populations sur la base d'évaluations qualitatives et les résultats pour l'UD 2 (BFR-Harrison). Les résultats de l'atelier sur les menaces de la partie 1 ont révélé que toutes les UD ont été considérées comme étant à risque élevé ou extrême, en raison du nombre de menaces auxquelles chacune d'elles est confrontée et de la gravité de celles-ci (MPO 2020a). Il sera difficile d'atténuer bon nombre de ces menaces (résumées dans le Tableau 2) étant donné leur caractère généralisé, d'autant plus que beaucoup d'entre elles sont exacerbées par les changements climatiques, ce qui pose un risque d'extinction pour ces UD au cours des trois prochaines générations.

Une incertitude considérable entoure la trajectoire future de ces populations, mais d'après l'évaluation des menaces et la description qualitative donnée dans la section 7.2, le risque est plus grand pour ces populations et leur potentiel de rétablissement est moins probable que pour l'UD 2. Il est probable que bon nombre des menaces évaluées posent un risque plus grave pour les UD de type fluvial que pour l'UD 2 (BFR-Harrison), car les populations de type fluvial dépendent de l'habitat d'eau douce pendant une plus grande partie de leur cycle vital que les populations de type océanique. Pour la plupart des UD de type fluvial, le déclin de l'abondance relative est plus grave que pour l'UD 2 (BFR-Harrison) et bon nombre de ces UD sont actuellement extrêmement petites (Figure 1 et Figure 2). D'après ces informations et l'évaluation des dommages admissibles pour l'UD 2 (BFR-Harrison), une approche de précaution est suggérée, à moins que des augmentations suffisantes de la moyenne générationnelle et des tendances de l'abondance ne soient confirmées en raison de mesures d'atténuation ou de changements dans les conditions naturelles. **Les dommages continueront probablement à compromettre le rétablissement. Par conséquent, pour favoriser la survie et le rétablissement dans ces UD, il est conseillé d'empêcher tout dommage futur et continu d'origine anthropique.** Comme pour l'UD 2, il est important de noter que certaines activités favorisant la survie ou le rétablissement peuvent entraîner des mortalités, mais auront un effet positif net sur la population et devraient être autorisées.

Pour les UD 7, 8 et 14, la superficie limitée de l'habitat de fraie et la petite taille de la population sont une source de préoccupation supplémentaire.

Pour les UD 9, 10 et 11, la préoccupation supplémentaire due au risque accru de menace lié au glissement de terrain de Big Bar subsistera jusqu'à ce que les effets du glissement soient atténués.

13. BESOINS EN RECHERCHE

Il existe d'importantes lacunes dans les connaissances sur le SCF, en particulier pour les populations des ZG Printemps 5₂ et Été 5₂. Voici un bref résumé des principales sources d'incertitude propres à la seconde moitié du processus d'EPR où l'on met l'accent sur les objectifs et les projections de rétablissement.

- La plus grande lacune dans les connaissances pour ce processus était le manque de données sur la productivité et le S-R pour ces UD, à l'exception de l'UD 2 (BFR-Harrison).

L'absence de données sur le S-R a rendu l'évaluation des changements potentiels dans la productivité et la détermination des paramètres S-R extrêmement problématiques et n'a finalement pas permis de fournir des projections significatives pour 10 UD. Le manque de données sur le S-R, généralement fournies par les programmes des stocks indicateurs porteurs de MMC, a également empêché de procéder à des estimations directes pour les objectifs de rétablissement, qui reposent plutôt sur des méthodes fondées sur l'habitat (Parker *et al.* 2006).

- Le recours à des données sur l'abondance relative pour 10 des 11 UD entraîne une grande incertitude. Il ne sera probablement pas possible de fournir des estimations de l'abondance absolue pour tous les systèmes, mais il faudrait des ressources supplémentaires pour améliorer les estimations qui sont particulièrement incertaines. Les UD 4 (BFR-Haute Pitt), 5 (BFR-Été) et 16 (THN-Printemps) devraient être prioritaires, car il n'existe que des données de qualité moyenne à élevée sur l'abondance relative pour un ou deux affluents dans chacune, qui ne reflètent pas forcément les tendances au niveau de l'UD.
- L'impact des pêches (ciblant ou non le saumon chinook) est actuellement limité ou inconnu pour la majorité des UD. L'UD 2 (BFR-Harrison) est la seule population pour laquelle on dispose d'une longue série chronologique de données tirées de MMC. Des données sur les taux de récolte sont nécessaires pour les UD des ZG Printemps 5₂ et Été 5₂, afin de pouvoir évaluer avec précision la pression de pêche à laquelle ces UD sont soumises et de déterminer correctement si les objectifs de réduction sont atteints (MPO 2019b; Dobson *et al.* 2020).
- L'erreur de gestion ou de mise en œuvre est une caractéristique importante de l'évaluation du risque associé à la fixation d'un objectif précis et à la capacité d'atteindre cet objectif. Des objectifs de gestion clairs, assortis d'un cadre pour évaluer les succès et les erreurs, seraient très utiles pour fournir de meilleures informations pour les évaluations futures.

Sans des informations supplémentaires sur les données de S-R, des estimations des taux de récolte et des estimations plus précises de l'abondance, il sera difficile d'évaluer avec précision l'état des stocks ou de fixer des objectifs de rétablissement significatifs pour les UD dont les données sont limitées. La liste détaillée des besoins en recherche des parties 1 et 2 est fournie à l'annexe H. Il s'agit d'une liste exhaustive dont la réalisation nécessiterait beaucoup de temps et de ressources. Des travaux supplémentaires avec un groupe plus large de contributeurs sont nécessaires pour effectuer l'analyse coûts-avantages requise pour classer les priorités de recherche.

14. CONCLUSION

Les résultats de cette évaluation sont similaires aux résultats des récentes EPR d'autres espèces de salmonidés (MPO 2018, 2019c, 2019a, 2020c, 2020b). Les menaces et les mesures d'atténuation requises pour rétablir ces populations ne sont pas propres à ces UD de SCF, mais communes aux diverses populations de salmonidés en déclin. Il sera essentiel de veiller à coordonner correctement les efforts grâce à une gouvernance efficace pour réussir à atténuer les effets cumulés de ces diverses menaces. Des recherches supplémentaires seront cruciales pour améliorer la projection des résultats et pour élaborer des approches visant à atténuer les impacts des menaces et des facteurs limitatifs, dans un climat plus variable et incertain.

15. RÉFÉRENCES CITÉES

Allan, J.D., Wipfli, M.S., Caouette, J.P., Prussian, A., and Rodgers, J. 2003. Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60(3): 309–320. doi:10.1139/f03-019.

-
- Arbeider, M., Ritchie, L., Braun, D., Jenewein, B., Rickards, K., Dionne, K., Holt, C., Labelle, M., Nicklin, P., Mozin, P., Grant, P., Parken, C., et Bailey, R. 2020. [EPR du saumon coho du Fraser intérieur](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/025. xii + 231 p
- Baird, R.W. 2001. Status of Harbour Seals, *Phoca vitulina*, in Canada. *Can. Field-Naturalist* 115(4): 663–675.
- Beamish, R.J., Lange, K.L., Neville, C.M., Sweeting, R.M., and Beacham, T.D. 2011. Structural patterns in the distribution of ocean- and stream-type juvenile chinook salmon populations in the Strait of Georgia in 2010 during the critical early marine period. *NPAFC Doc.* 1354: 27.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., and Weinstein, M.P. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience* 51(8): 633. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0633:ticamo]2.0.co;2.
- Berger, A.M. 2019. Character of temporal variability in stock productivity influences the utility of dynamic reference points. *Fish. Res.* 217: 185–197. doi:10.1016/j.fishres.2018.11.028.
- Bertness, M.D., and Ewanchuk, P.J. 2002. Latitudinal and climate-driven variation in the strength and nature of biological interactions in New England salt marshes. *Oecologia* 132(3): 392–401. doi:10.1007/s00442-002-0972-y.
- Biggs, B.J.F., Nikora, V.I., and Snelder, T.H. 2005. Linking scales of flow variability to lotic ecosystem structure and function. *River Res. Appl.* 21: 283–298. doi:10.1002/rra.847.
- Brannon, E.L., Powell, M.S., Quinn, T.P., and Talbot, A. 2004. Population structure of Columbia River Basin chinook salmon and steelhead trout. *In* *Reviews in Fisheries Science*. doi:10.1080/10641260490280313.
- Brown, G.S., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Bailey, R.E., Candy, J.R., Parken, C.K., et Willis, D.M. 2019. [Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon chinook \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique - Partie I : Renseignements de base](#). Secr. can. de consult. scient. du MPO. Doc. de rech. 2019/011. viii + 79 p
- Brown, T.G. 2002. [Floodplains, flooding, and salmon rearing habitats in British Columbia: A review](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2002/007.
- Bullard, A., Wensink, R., and Moore, S. 2015. Sustainable sediment remediation. Naval Facilities Engineering Command Technical Report-NAVFAC EXWC-EV-1515. 43p + Appendix.
- Carter, K.S. 2014. Striking a balance: the challenges of using a professional reliance model in environmental protection-British Columbia's riparian areas regulation. Victoria, BC.
- Chalifour, L., Scott, D.C., MacDuffee, M., Stark, S., Dower, J.F., Beacham, T.D., Martin, T.G., and Baum, J.K. 2020. Chinook salmon exhibit long-term rearing and early marine growth in the Fraser River, British Columbia, a large urban estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 550: 1–12. doi:10.1139/cjfas-2020-0247.
- Chittenden, C.M., Sweeting, R., Neville, C.M., Young, K., Galbraith, M., Carmack, E., Vagle, S., Dempsey, M., Eert, J., and Beamish, R.J. 2018. Estuarine and marine diets of out-migrating Chinook Salmon smolts in relation to local zooplankton populations, including harmful blooms. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 200: 335–348.
-

-
- Coker, G.A.A., Ming, D.L.L., and Mandrak, N.E.E. 2010. Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany the species at risk recovery potential assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada (DFO) in Central and Arctic Region. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. (2904): 48.
- COSEPAC. 2018. [Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le saumon chinook, *Oncorhynchus tshawytscha*, unités désignables du sud de la Colombie-Britannique \(première partie - unités désignables ayant fait l'objet d'un nombre très faible ou nul de lâchers d'écloseries ces 12 dernières années\), au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xxxix + 302 p.
- Cox, S., Holt, K., Johnson, S. 2019. [Évaluation de la robustesse des procédures de gestion des pêches à la morue charbonnière \(*Anoplopoma fimbria*\) en Colombie-Britannique, au Canada, pour 2017-2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/032. vi + 87 p.
- Cox, S.P., Benson, A.J., Cleary, J.S., et Taylor, N.G. 2019. [Points de référence limites potentiels comme base pour choisir parmi les autres règles de contrôle des prises pour le hareng du Pacifique \(*Clupea pallasii*\) en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/050. viii + 52 p.
- Cox, S.P., Kronlund, A.R., and Lacko, L. 2011. [Management procedures for the multi-gear sablefish fishery in BC](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res Doc 2011/063. viii + 132 p.
- David, A.T., Simenstad, C.A., Cordell, J.R., Toft, J.D., Ellings, C.S., Gray, A., and Berge, H.B. 2016. Wetland loss, juvenile salmon foraging performance, and density dependence in pacific northwest estuaries. *Estuaries and Coasts* 39(3): 767–780. doi:10.1007/s12237-015-0041-5.
- Davis, M.J., Woo, I., Ellings, C.S., Hodgson, S., Beauchamp, D.A., Nakai, G., and De La Cruz, S.E.W. 2018. Integrated diet analyses reveal contrasting trophic niches for wild and hatchery juvenile Chinook Salmon in a large river delta. *Trans. Am. Fish. Soc.* 147(5): 818–841. doi:10.1002/tafs.10088.
- Davis, M.J., Woo, I., Ellings, C.S., Hodgson, S., Beauchamp, D.A., Nakai, G., and De La Cruz, S.E.W. 2019. Freshwater tidal forests and estuarine wetlands may confer early life growth advantages for delta-reared Chinook Salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 148(2): 289–307. doi:10.1002/tafs.10134.
- DFO Salmonid Enhancement Program. 2013. A biological risk management framework for enhancing salmon in the Pacific Region. Fisheries and Oceans Canada, Vancouver, BC.
- Dobson, D., Holt, K. et Davis, B. 2020. [Examen technique de la méthode de gestion du saumon chinook de type dulcicole du fleuve Fraser](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/027. xii + 303 p.
- Dorner, B., Peterman, R.M., and Haeseker, S.L. 2008. Historical trends in productivity of 120 Pacific pink, chum, and sockeye salmon stocks reconstructed by using a Kalman filter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(9): 1842–1866. doi:10.1139/F08-094.
- Duffy, E.J., and Beauchamp, D.A. 2011. Rapid growth in the early marine period improves the marine survival of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Puget Sound, Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68(2): 232–240. doi:10.1139/F10-144.

-
- Duplisea, D., and Cadigan, N. 2012. [Proceedings of the National Workshop for Technical Expertise in Stock Assessment \(TESA\): Maximum sustainable yield \(MSY\) reference points and the precautionary approach when productivity varies](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proc. Ser. 2012/055.
- Elliot, M., Mander, L., Mazik, K., Simenstad, C., Valesini, F., Whitfield, A., and Wolanski, E. 2016. Ecoengineering with ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44: 160–197. doi:10.21608/aafu.2016.14660.
- Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F., and Taberlet, P. 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. *Biol. Lett.* 4(4): 423–425. doi:10.1098/rsbl.2008.0118.
- FLNRORD. 2017. BC Provincial timber management goals, objectives & targets. BC Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations. 18p.
- Forrest, R.E., Anderson, S.C., Grandin, C.J., and Starr, P.J. 2020. [Évaluation de la morue du Pacifique \(*Gadus macrocephalus*\) pour le détroit d'Hécate et le bassin de la Reine-Charlotte \(zone 5ABCD\), ainsi que pour la côte ouest de l'île de Vancouver \(zone 3CD\) en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/070. v + 226 p.
- Galbraith, M., and Young, K. 2019. West Coast British Columbia zooplankton biomass anomalies 2018. *In* State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2019. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3314, Sidney, BC. p. 257.
- Grandin, C.J., and Forrest, R.E. 2017. [Arrowtooth Flounder \(*Atheresthes Stomias*\) stock assessment for the West Coast of British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/025.
- Haddock, M. 2018. Professional reliance review: The final report of the review of professional reliance in natural resource decision-making. Victoria, BC.
- Hartman, G.F., and Brown, T.G. 1988. Forestry-fisheries planning considerations on coastal floodplains. *For. Chron.* 64: 47–51. doi:10.5558/tfc64047-1.
- Healey, M.C. 1991. Life history of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *In* Pacific salmon life histories. Edited by C. Groot and L. Margolis. pp. 311–394.
- Heard, W.R. 1998. Do hatchery salmon affect the North Pacific Ocean ecosystem? *North Pacific Anadromous Fish Comm. Bull.* 1: 405–411.
- Holt, C.A. 2009. [Evaluation of benchmarks for conservation units in Canada's Wild Salmon Policy: Technical documentation](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/059.
- Holt, C.A., and Bradford, M.J. 2011. Evaluating benchmarks of population status for Pacific salmon. *North Am. J. Fish. Manag.* 31(2): 363–378. doi:10.1080/02755947.2011.578525.
- Holt, C.A., and Michielsens, C.G.J. 2020. Impact of time-varying productivity on estimated stock–recruitment parameters and biological reference points. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(5): 836–847. doi:10.1139/cjfas-2019-0104.
- Islam, S.U., Hay, R.W., Déry, S.J., and Booth, B.P. 2019. Modelling the impacts of climate change on riverine thermal regimes in western Canada's largest Pacific watershed. *Sci. Rep.* 9:11398. doi:10.1038/s41598-019-47804-2.
- Kang, D.H., Gao, H., Shi, X., Islam, S.U., and Déry, S.J. 2016. Impacts of a rapidly declining mountain snowpack on streamflow timing in Canada's Fraser River Basin. *Sci. Rep.* 6: 19299. doi:10.1038/srep19299.
-

-
- Kang, D.H., Shi, X., Gao, H., and Déry, S.J. 2014. On the changing contribution of snow to the hydrology of the Fraser River Basin, Canada. *J. Hydrometeorol.* 15(4): 1344–1365. American Meteorological Society. doi:10.1175/jhm-d-13-0120.1.
- Kneib, R. 1984. Patterns of invertebrate distribution and abundance in the intertidal salt marsh: causes and questions. *Estuaries* 7(4): 392–412.
- Kostow, K. 2009. Factors that contribute to the ecological risks of salmon and steelhead hatchery programs and some mitigating strategies. *Rev. Fish Biol. Fish.* 19(1): 9–31. doi:10.1007/s11160-008-9087-9.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., and Bell, B.M. 2016. TMB: Automatic differentiation and laplace approximation. *J. Stat. Softw.* 70(5): 1–21.
- Lackey, R.T. 2013. Saving wild salmon : A 165 year policy conundrum. Dubach Workshop: Science and Scientists in the Contemporary Policy Process, Oregon State University, October 3-4, Portland, Oregon.
- Levings, C.D. 2004. Knowledge of fish ecology and its application to habitat management. *In* Fraser River Delta, British Columbia: Issues of an urban estuary. *Edited by* B.J. Groulx, D.C. Mosher, J.L. Luternauer, and D.E. Bilderback. Geological Survey of Canada, Bulletin 567. pp. 213–236.
- Levy, D.A., and Northcote, T.G. 1982. Juvenile salmon residency in a marsh area of the Fraser River estuary. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39(2): 270–276. doi:10.1139/f82-038.
- Licandeo, R., Duplisea, D.E., Senay, C., Marentette, J.R., and McAllister, M.K. 2020. Management strategies for spasmodic stocks: A Canadian Atlantic redfish fishery case study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(4): 684–702. doi:10.1139/cjfas-2019-0210.
- Maas-Hebner, K.G., Schreck, C., Hughes, R.M., Yeakley, J.A., and Molina, N. 2016. Protection du individu et plans de rétablissement scientifiquement défendables: Protection contre les menaces diffuses et développement rigoureux de plans de gestion adaptative. *Fisheries* 41(6): 276–285. doi:10.1080/03632415.2016.1175346.
- Malick, M.J., Cox, S.P., Mueter, F.J., Dorner, B., and Peterman, R.M. 2017. Effects of the North Pacific Current on the productivity of 163 Pacific salmon stocks. *Fish. Oceanogr.* 26(3): 268–281. doi:10.1111/fog.12190.
- Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K.J., Matschoss, P.R., Plattner, G.-K., Yohe, G.W., and Zwiers, F.W. 2010. Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties. *Intergov. Panel Clim. Chang. (IPCC).* 9: 11–14.
- McAllister, M., and Duplisea, D.E. 2011. [Production model fitting and projection for Atlantic redfish \(*Sebastes fasciatus* and *Sebastes mentella*\) to assess recovery potential and allowable harm](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2011/057.
- McLeod, C.L., and O'Neil, J.P. 1983. Major range extensions of anadromous salmonids and first record of chinook salmon in the Mackenzie River drainage. *Can. J. Zool.* 61(9): 2183–2184. doi:10.1139/z83-287.
- McPhail, J.D., and Lindsey, C.C. 1970. Freshwater fishes of northwestern Canada and Alaska. *Bull. J. Fish. Res. Board Canada*: 381.
- Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M.I., and Aronson, J. 2015. Ecosystem response to interventions: Lessons from restored and created wetland ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 52(6): 1528–1537. doi:10.1111/1365-2664.12518.
-

-
- MPO. 2011. [Complément au cadre de 2005 pour l'élaboration d'avis scientifiques concernant les cibles de rétablissement dans le contexte de la Loi sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/061.
- MPO. 2014. Directive sur la réalisation des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) des espèces aquatiques en péril. 29 p.
- MPO. 2018. [EPR de la truite arc-en-ciel \(*Onchorhynchus mykiss*\) des unités désignables des rivières Thompson et Chilcotin](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/050.
- MPO. 2019a. [EPR : Saumon Chinook de l'Okanagan \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/052. (Errata : Février 2021)
- MPO. 2019b. [Examen technique de la méthode de gestion du saumon chinook du fleuve Fraser de type fluvial](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/056.
- MPO. 2019c. [EPR : Saumon coho du Fraser intérieur \(*Oncorhynchus kisutch*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/043.
- MPO. 2020a. [EPR pour 11 unités désignables de saumon chinook du fleuve Fraser, *Oncorhynchus tshawytscha*, partie 1 : Éléments 1 à 11](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/023.
- MPO. 2020b. [EPR de neuf unités désignables du saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) du fleuve Fraser – Partie 1 : Probabilité d'atteindre les cibles de rétablissement fixées](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/012.
- MPO. 2020c. [EPR – saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) du lac Cultus \(2019\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/011.
- Myers, R.A., Levin, S.A., Lande, R., James, F.C., Murdoch, W.W., and Paine, R.T. 2004. Hatcheries and Endangered Salmon. *Science*. 303(5666): 1980. doi:10.1126/science.1095410.
- National Research Council. 1996. Upstream: Salmon and society in the Pacific Northwest. The National Academies Press, Washington, D.C.
- Nelitz, M., Porter, M., Parkinson, E., Wieckowski, K., Marmorek, D., Bryan, K., Hall, A., and Abraham, D. 2012. Evaluating the status of Fraser River sockeye salmon and role of freshwater ecology in their decline. *Cohen Comm. Tech. Rep.* 3: 222.
- Netboy, A. 1958. Salmon of the Pacific Northwest: Fish vs. dams. Binfords & Mort, Portland, OR.
- O'Leary, C.A., Thorson, J.T., Miller, T.J., and Nye, J.A. 2020. Comparison of multiple approaches to calculate time-varying biological reference points in climate-linked population-dynamics models. *ICES J. Mar. Sci.* 77(3): 930–941. doi:10.1093/icesjms/fsz215.
- Ohlberger, J., Brenkman, S.J., Crain, P., Pess, G.R., Duda, J.J., Buehrens, T.W., Quinn, T.P., and Hilborn, R. 2019. A Bayesian life-cycle model to estimate escapement at maximum sustained yield in salmon based on limited information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76(2): 299–307. doi:10.1139/cjfas-2017-0382.
- Ohlberger, J., Ward, E.J., Schindler, D.E., and Lewis, B. 2018. Demographic changes in Chinook salmon across the Northeast Pacific Ocean. *Fish Fish.* 19(3): 533–546. doi:10.1111/faf.12272.
-

-
- Olmos, M., Massiot-Granier, F., Prévost, E., Chaput, G., Bradbury, I.R., Nevoux, M., and Rivot, E. 2019. Evidence for spatial coherence in time trends of marine life history traits of Atlantic salmon in the North Atlantic. *Fish Fish.* 20(2): 322–342. doi:10.1111/faf.12345.
- Olsen, J.B., Lewis, C.J., Massengill, R.L., Dunker, K.J., and Wenburg, J.K. 2015. An evaluation of target specificity and sensitivity of three qPCR assays for detecting environmental DNA from Northern Pike (*Esox lucius*). *Conserv. Genet. Resour.* 7: 615–617.
- Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R., 2006. [Habitat-based methods to estimate escapement goals for data limited Chinook salmon stocks in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/083.
- Pacific Salmon Commission. 1997. Incidental fishing mortality of Chinook Salmon - Mortality rates applicable to Pacific Salmon Commission fisheries.
- Pacific Salmon Commission. 2015. Five-year synthesis report of the PSC Coded Wire Tag (CWT) improvement program. *In* Technical Report No. 33.
- Pacific Salmon Commission. 2019a. 2018 Exploitation rate analysis and model calibration joint technical committee report volume one. Tcchinook (19-02 V1). Vancouver, BC.
- Pacific Salmon Commission. 2019b. 2018 Exploitation rate analysis and model calibration joint technical committee report volume two: Appendix supplement. Tcchinook (19-02 V2). Vancouver, BC.
- Pacific Salmon Treaty*, Canada and the United States, 18 March 1985, Pacific Salmon Commission.
- Patterson, D.A., Robinson, K.A., Raby, G.D., Bass, A.L., Houtman, R., Hinch, S.G., and Cooke, S.J. 2017. [Canadian Science Advisory Secretariat \(CSAS\) guidance to derive and update fishing-related incidental mortality rates for pacific salmon](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2017/011.
- Perelo, L.W. 2010. Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments. *J. Hazard. Mater.* 177(1–3): 81–89. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.12.090.
- Perry, T.D., and Jones, J.A. 2017. Summer streamflow deficits from regenerating Douglas-fir forest in the Pacific Northwest, USA. *Ecohydrology* 10: 1–13. doi:10.1002/eco.1790.
- Peterman, R.M., and Dorner, B. 2012. A widespread decrease in productivity of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) populations in western North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69(8): 1255–1260. doi:10.1139/F2012-063.
- Peterman, R.M., Pyper, B.J., and MacGregor, B.W. 2003. Use of the Kalman filter to reconstruct historical trends in productivity of Bristol Bay sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60(7): 809–824. doi:10.1139/f03-069.
- Power, E.A., and Northcote, T.G. 1991. Effects of log storage on the food supply and diet of juvenile sockeye salmon. *North Am. J. Fish. Manag.* 11(3): 413–423. doi:10.1577/1548-8675(1991)011<0413:eolsot>2.3.co;2.
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria..
- Ruggerone, G.T., and Irvine, J.R. 2018. Numbers and biomass of natural- and hatchery-origin pink salmon, chum salmon, and sockeye salmon in the North Pacific Ocean, 1925–2015. *Mar. Coast. Fish.* 10(2): 152–168. doi:10.1002/mcf2.10023.

-
- Schweigert, J., Wood, C., Hay, D., Mcallister, M., Boldt, J., Mccarter, B., Therriault, T.W., and Brekke, H. 2012. [Recovery potential assessment of Eulachon \(*Thaleichthys pacificus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2012/098.
- Shrestha, R., Schnorbus, M., Werner, A., and Berland, A. 2012. Modelling spatial and temporal variability of hydrologic impacts of climate change in the Fraser River basin, British Columbia, Canada. *Hydrol. Process.* 2309: 2300–2309. doi:10.1002/hyp.
- Simenstad, C.A., Brandt, S.B., Chalmers, A., Dame, R., Deegan, L.A., Hodson, R., and Houde, E.D. 2000. Habitat-Biotic interactions. *In* *Estuarine Science: A synthetic approach to research and practice*. Edited by J.E. Hobbie. Island Press, Washington, D.C. p. 539.
- Stanley, R.D., Mcallister, M., and Starr, P. 2012. [Updated stock assessment for Bocaccio \(*Sebastes paucispinis*\) in British Columbia waters for 2012](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2012/109.
- Tatara, C.P., and Berejikian, B.A. 2012. Mechanisms influencing competition between hatchery and wild juvenile anadromous Pacific salmonids in fresh water and their relative competitive abilities. *Environ. Biol. Fishes* 94(1): 7–19. doi:10.1007/s10641-011-9906-z.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., and De Vriend, H.J. 2013. Ecosystem-based coastal defence in the face of global change. *Nature* 504(7478): 79–83. doi:10.1038/nature12859.
- Trites, A.W., and Rosen, D.A.. 2019. Synthesis of scientific knowledge and uncertainty about population dynamics and diet preferences of harbour seals, steller sea lions and california sealions, and their impacts on salmon in the Salish Sea. Technical Workshop Proceedings. May 29-30, 2019.
- Tschaplinski, P.J., and Pike, R.G. 2017. Carnation Creek watershed experiment—long-term responses of coho salmon populations to historic forest practices. *Ecohydrology* 10(2). doi:10.1002/eco.1812.
- Vélez-Espino, L.A., Wor, C., Folkes, M., Brown, G., and Veilleux, M. A population-viability-analysis approach for the development of sustainable exploitation rates for salmon populations. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* In press.
- Walsh, J.E., Thoman, R., Bhatt, U.S., Bieniek, P.A., Brettschneider, B., Brubaker, M., Danielson, S., Lader, R., Fetterer, F., Holderied, K., Iken, K., Andy Mahoney, M.M., and Partain, J. 2018. The high latitude marine heat wave of 2016 and its impact on Alaska [in “Explaining extreme events of 2016 from a climate perspective”]. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 99(1): S39–S43. doi:10.1175/BAMS-D-17-0105.1.
- Whitcraft, C.R., and Levin, L.A. 2007. Regulation of benthic algal and animal communities by salt marsh plants: Impact of shading. *Ecology* 88(4): 904–917. doi:10.1890/05-2074.
- Woo, I., Davis, M.J., Ellings, C.S., Nakai, G., Takekawa, J.Y., and De La Cruz, S. 2018. Enhanced invertebrate prey production following estuarine restoration supports foraging for multiple species of juvenile salmonids (*Oncorhynchus spp.*). *Restor. Ecol.* 26(5): 964–975. doi:10.1111/rec.12658.
- Yamanaka, K.L., Mcallister, M.K., Etienne, P., and Flemming, R. 2012. Stock assessment and recovery potential assessment for Quillback Rockfish (*Sebastes maliger*) on the Pacific Coast of Canada. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2011(135): 151.

Young, K., and Galbraith, M. 2018. Zooplankton status and trends in the Central Strait of Georgia, 2017. *In* State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2017. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3266.

Vander Zanden, M.J., and Olden, J.D. 2008. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(7): 1512–1522. doi:10.1139/F08-099.

APPENDIX A. EXTRAIT DE L'ÉVALUATION AUX TERMES DE LA PSS : MÉTHODES DE CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE

Nous reproduisons ci-après un extrait traduit du document de recherche qui est en suspens, tiré du document sur l'évaluation des unités de conservation, des points de référence et de l'état du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique publié en 2014. Cet extrait décrit le paramètre d'état de l'abondance (2.1.5. **Paramètres d'état selon la PSS**) et les calculs des points de référence (2.1.6. **Points de référence pour le paramètre de l'abondance relative**). Ces méthodes exactes ont été utilisées pour calculer les points de référence de l'abondance à l'aide du modèle d'habitat actualisé fourni dans le document de recherche de l'EPR.

Le document à venir devrait être cité comme suit :

Brown, G., Thiess, M.E., Pestal, G., Holt, C.A and Patten, B. 20xx. Integrated Biological Status Assessments under the Wild Salmon Policy Using Standardized Metrics and Expert Judgement: Southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Conservation Units. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 20xx/nnn. vi + xx p.

2.1.5. Paramètres d'état selon la PSS

ABONDANCE

L'abondance moyenne (géométrique) des géniteurs dans la génération la plus récente a été comparée aux points de référence inférieur, $G_{\text{gén}}$, et supérieur, 85 % de G_{RMD} , où $G_{\text{gén}}$ est défini comme l'abondance des géniteurs qui permettra de rétablir l'abondance des géniteurs au rendement maximal durable (G_{RMD}) en une génération dans des conditions d'équilibre (Holt *et al.* 2009). Le point de référence supérieur (c.-à-d. 85 % de G_{RMD}) s'écarte légèrement de celui proposé dans Holt *et al.* 2009 (80 % de G_{RMD}) et a été adopté pour correspondre à un point de référence convenu pour l'évaluation du saumon chinook spécifié dans le Traité sur le saumon du Pacifique (TSP 2008). Les points de référence (et les intervalles de confiance à 90 %) ont été obtenus à partir des paramètres stock-recrutement publiés lorsqu'ils étaient disponibles (CK-01 : Okanagan; CK-03 : Harrison; CK-22 : Cowichan) ou autrement estimés à partir de modèles de l'habitat pour la capacité en eau douce pour les rivières de fraie du saumon chinook (Parken *et al.* 2006). Voir davantage de précisions sur ce calcul dans la section 2.1.6. En bref, $G_{\text{gén}}$ est estimé en résolvant l'équation suivante de manière itérative :

$$(3) G_{RMD} = \alpha G_{\text{gén}} e^{-\beta G_{\text{gén}}}$$

2.1.6. Points de référence pour le paramètre de l'abondance relative

Pour la majorité des UC de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, il n'est pas possible de calculer les paramètres traditionnels de stock-recrutement en raison de données insuffisantes. Pour ces cas, on a élaboré une approche fondée sur l'habitat afin de produire des estimations comparables de la productivité et de la capacité (Parken *et al.* 2006), qui peuvent ensuite être utilisées pour fournir des points de référence supérieur et inférieur de l'abondance (comme indiqué dans la section précédente).

Le modèle de l'habitat prédit G_{RMD} et G_{rempl} , les abondances de géniteurs au rendement maximal durable ou de remplacement, ainsi que les niveaux de confiance correspondants à partir des caractéristiques du bassin hydrographique (Parken *et al.* 2006; mis à jour par C. Parken, MPO, données inédites). On a ensuite estimé les points de référence à partir de G_{RMD} et G_{rempl} en utilisant le modèle de Ricker :

$$(4) R = \alpha G e^{-\beta \cdot G + \omega} \quad \omega \sim (N \sigma_{\omega}^2)$$

où α est le paramètre de productivité, β est le paramètre de capacité, ω est un terme stochastique et σ_ω^2 est la variance des anomalies du recrutement. En appliquant les premiers principes (Ricker 1975) et une approximation pour G_{RMD} (Hilborn et Walters 1992), on a alors pu estimer les paramètres α et β de Ricker comme suit :

$$(5) \log_e(\alpha) = \frac{0,5 - \frac{G_{remp}}{G_{RMD}}}{0,07} \text{ et } \beta = \frac{\log_e(\alpha)}{G_{remp}}$$

Enfin, on a estimé $G_{gén}$ en résolvant l'équation (3) de manière itérative comme indiqué dans la section précédente.

Pour les UC frayant dans plusieurs bassins versants, une étape supplémentaire était nécessaire pour arriver à des estimations de l'habitat de G_{RMD} et G_{remp} au niveau de l'UC. Avant d'estimer $G_{gén}$ comme indiqué ci-dessus, on a calculé les distributions conjointes de G_{RMD} et G_{remp} pour l'UC à partir des estimations individuelles pour tous les bassins versants contribuant à la série chronologique des échappées présentées (c.-à-d. inclure les estimations fondées sur l'habitat pour tous les sites de dénombrement où l'espèce est persistante, les sites regroupés ou ceux d'où elle est disparue, mais pas pour les sites de dénombrement dont les données sont insuffisantes ou supprimées). Pour chaque UC, on a employé la procédure non paramétrique suivante :

1. Générer 10 000 échantillons de G_{RMD} pour chacun des n sites de dénombrement contributeurs dans l'UC, où $G_{RMD,i,j} \sim \text{log-normal}(\text{médiane}(G_{RMD,i}), \text{écart-type}(G_{RMD,i}))$, $i=1, \dots, n; j=1, \dots, 10\ 000$.
La médiane et les écarts-types de G_{RMD} pour chaque site de dénombrement contributeur ont été fournis par C. Parken (données inédites).
2. Estimer la valeur de G_{RMD} pour l'UC ($G_{RMD,UC}$) en additionnant les estimations de G_{RMD} des n des sites de dénombrement contributeurs pour chacun des 10 000 échantillons aléatoires (ce qui donne 10 000 échantillons de $G_{RMD,UC}$) et en calculant la moyenne et l'écart-type de la distribution obtenue.

$$G_{RMD\ UC_j} = \sum_{i=1}^n G_{RMD\ i} \text{ où } i = 1 \dots n; j = 1 \dots 10\ 000$$

$$G_{RMD,UC} \sim \text{log-normal}(\text{médiane}(G_{RMD,UC_j}), \text{écart-type}(G_{RMD,UC_j}))$$

3. G_{remp} a été défini comme une proportion de G_{RMD} ; afin de maintenir cette relation, l'estimation ponctuelle de G_{remp} a donc été déterminée en fonction du rapport entre la médiane de G_{remp} et la médiane de G_{RMD} pour chaque site de dénombrement contributeur, multiplié par l'échantillon aléatoire des G_{RMD} :

$$G_{remp, ratio_i} = \frac{\text{méd}(G_{remp\ i})}{\text{médiane}(G_{RMD\ i})} \text{ où } i = 1 \dots n$$

$$G_{remp\ i\ j} = G_{remp, ratio_i} * G_{RMD\ i\ j} \text{ où } i = 1 \dots n \text{ et } j = 1 \dots 10\ 000$$

Comme à l'étape 3, la valeur approximative de G_{remp} pour l'UC ($G_{remp,UC}$) a été calculée par l'équation

$$G_{remp\ UC} \sim \text{log-normal}\left(G_{remp\ UC_j}, \text{écart-type}(G_{remp\ UC_j})\right) \text{ } j = 1 \dots 10\ 000$$

$$\text{ où } G_{remp\ UC_j} = \sum_{i=1}^n G_{remp\ i} \text{ } i = 1 \dots n$$

APPENDIX B. ÉQUATIONS DU MODÈLE DE PROJECTION DU SAUMON CHINOOK

Kendra Holt et Brooke Davis

5 février 2021

Avec des ajouts de Lauren Weir

B.1. APERÇU

La notation utilisée pour décrire le modèle de projection du saumon chinook est présentée dans le tableau B1. Les équations du modèle sont présentées dans le tableau B2 et décrites ci-après.

Le modèle de projection du saumon chinook simule les trajectoires de l'abondance future des différents stocks en fonction de scénarios précis concernant les futurs taux d'exploitation et les processus biologiques, tout en intégrant la stochasticité. Il est possible de paramétrer les projections stochastiques pour représenter l'incertitude dans le recrutement, la maturité, la productivité et les taux d'exploitation de la période de référence¹. Les captures sont effectuées par une ou plusieurs pêches (f), en zone préterminale et en zone terminale. Un organigramme de la pêche annuelle et de la période de maturation par rapport à l'abondance et aux prises est présenté à la figure B1. Chaque année de la routine de simulation commence à la fin de la période hivernale.

Dans notre notation du modèle, nous utilisons les exposants pour différencier les noms des variables liées, et les caractères en indice pour montrer les indices. Par exemple, $N_{y a}$ et $N_{y a}^{mat}$ sont deux variables différentes qui indiquent toutes deux l'abondance du individu. $N_{y a}$ est l'abondance du individu au début de l'année avec les indices y (année) et l'âge (a), et $N_{y a}^{mat}$ est l'abondance des individus matures après les pêches préterminales qui seront exposés aux pêches terminales avec les indices de l'année et de l'âge (figure B1).

B.2. DYNAMIQUE DES POPULATIONS

Nous avons utilisé un modèle de stock-recrutement de Ricker pour représenter la dynamique du recrutement (Éq. 1). L'erreur de processus dans la fonction de recrutement, v , a été ajoutée comme une erreur log-normale multiplicative. Un facteur de correction du biais log-normal de $-\sigma_v^2/2$ est appliqué au recrutement projeté dans l'équation 1, en partant de l'hypothèse que les paramètres stock-recrutement utilisés pour paramétrer le modèle ont été corrigés pour estimer le recrutement attendu (moyen). Dans ce cas, la correction du biais est nécessaire, car la valeur attendue de e_v^σ est $e^{\sigma_v^2/2}$ plutôt que zéro lorsque v a une distribution normale. Pour chaque essai de simulation de Monte Carlo utilisé dans les projections, les paramètres stock-recrutement α , β , et σ_v , ont été échantillonnés à partir d'une valeur a posteriori commune estimée selon une procédure d'ajustement de modèle bayésien (annexe F). Pour chaque échantillon a posteriori, le paramètre de productivité (α) était basé sur la moyenne de la dernière génération (4 ans) d'estimations de α par année tirées du modèle de productivité variable dans le temps (dénotées α_t dans l'annexe F, où t = année d'éclosion entre 2010 et 2013). Nous avons ensuite appliqué un paramètre scalaire annuel aux valeurs de α échantillonnées afin d'introduire les tendances de la productivité lorsque cela était nécessaire pour les scénarios de projection. Le paramètre de productivité annuelle obtenu, utilisé dans l'équation 1, est donc noté α_y .

¹ Les taux d'exploitation de la période de référence sont les taux d'exploitation représentant une période particulière spécifiée par l'utilisateur.

Nous avons calculé le nombre attendu de recrues adultes issues d'individus ayant frayé au cours de l'année y , R_y , comme une fonction de la somme des individus d'âge 3 à 5 retournant à la frayère l'année y (S_y , Éq. 2). Bien qu'une petite proportion d'individus d'âge 2 de certaines populations de type océanique (les unibermarins qui ont passé un an ou moins dans l'océan) reviennent frayer, on suppose qu'ils ne contribuent pas efficacement à l'abondance des reproducteurs.

Nous utilisons le facteur d'équivalence des géniteurs Q_y décrit dans l'équation 3 pour ajuster les recrues attendues calculées à partir de l'équation 1 à l'abondance des individus d'âge 1 en mer. Le calcul rétrospectif du recrutement à l'abondance des individus d'âge 1 en mer de cette manière est nécessaire pour représenter les pêches préterminales qui capturent des saumons chinooks immatures. Q_y est le produit des taux annuels de survie et de maturation, $surv$ et m , respectivement (équation 3). Alors que l'échelle du taux de survie annuelle est constante d'une année à l'autre, celle du taux de maturation varie d'une année à l'autre en tant que fonction de la distribution aléatoire décrite dans l'équation 7. Les taux de maturation de l'équation 3 sont appliqués à partir de « l'année future » $y+i$ (où i est l'âge de la maturité) afin d'aligner les taux de maturation des individus de l'année d'éclosion y sur leur maturation éventuelle l'année de montaison $y+i$. Le paramètre k dans l'équation 3 permet d'ajuster les cycles biologiques des individus de type océanique par rapport à ceux des individus de type fluvial; $k = 0$ pour les stocks de type océanique qui migrent dans l'océan en tant que smolts quelques mois après avoir émergé des œufs et $k = 1$ pour les stocks de type fluvial qui passent une année entière en eau douce avant de migrer en tant que smolts. Pour les stocks de type océanique, l'âge réel (total) a est égal à l'âge en mer, tandis que pour les stocks de type fluvial, l'âge total sera supérieur d'un an à l'âge en mer en raison de leur première année de croissance en eau douce. Dans toutes les équations du modèle, l'indice a se réfère à l'âge total.

L'abondance en mer des individus d'âge 1 au début de l'année, $N_{y\ a=1}$, est calculée à l'aide de l'équation 4. Pour les stocks de type océanique, $N_{y\ a=1}$ est calculé en divisant les recrues adultes prévues produites par la fonction géniteurs-recrues par le taux de survie des individus de l'âge 1 en mer à l'âge adulte pour l'année d'éclosion y , Q_y . Pour les stocks de type fluvial, $N_{y\ a=1}$ est fixé à zéro puisque ces individus seront encore dans des habitats dulcicoles.

L'abondance en mer des individus d'âge 2 au début de l'année, $N_{y\ a=2}$, est calculée à l'aide de l'équation 5. Les individus d'âge 1 deviennent des individus d'âge 2 au début de l'année suivante, qui est fixée au printemps pour la paramétrisation actuelle du modèle. Comme les individus d'âge 1 sont généralement trop petits pour être capturés dans les pêches, pour les stocks de type océanique, $N_{y\ a=2}$ est simplement une fonction de l'abondance de la cohorte de l'année précédente et de la survie hivernale. Pour les stocks de type fluvial qui viennent d'entrer dans l'océan, $N_{y\ a=2}$ est calculé en divisant les recrues adultes attendues produites par la fonction géniteurs-recrues par le taux de survie des individus de l'âge 1 en mer à l'âge adulte, Q .

Pour les âges 3 et plus, nous calculons l'abondance en mer au début de l'année, $N_{y\ a}$, en appliquant la survie hivernale, $surv_i$ (où $i = a-k$ est l'âge en mer après l'hiver) au reste de l'abondance en mer de la classe d'âge $a-1$ de l'année $y-1$ qui n'a pas été prélevée par les pêches préterminales ou qui n'a pas atteint la maturité l'année précédente (équation 6). Dans l'équation 6, C^{PT} représente la mortalité dans les pêches préterminales en nombre d'individus et N^{mat} représente le nombre d'individus arrivant à maturité.

La maturation annuelle est appliquée à partir de l'âge 2 (équation 7). Le nombre d'individus arrivant à maturité à l'âge a , $N_{y\ a}^{mat}$, est calculé comme une fonction du taux de maturation propre à l'âge, $m_{y\ a}$, et de l'abondance en mer restant après que les mortalités totales dans les pêches préterminales ont été retirées de la population. La stochasticité dans $m_{y\ a}$ est incorporée en

utilisant une distribution bêta, qui est naturellement limitée entre 0 et 1 (équation 7). Pour la classe d'âge la plus élevée, dont le taux de maturation est toujours de 1, aucune stochasticité n'a été incorporée.

L'échappée annuelle de géniteurs, $E_{y a}$, est calculée en soustrayant les mortalités totales dans les pêches terminales, C^{Term} , du nombre d'individus arrivant à maturité chaque année (équation 8).

B.3. DYNAMIQUE DES PÊCHES

Deux types de régimes de gestion des pêches sont appliqués.

1. Pêches préterminales fondées sur le taux d'exploitation
2. Pêches terminales fondées sur le taux de récolte

Nous les décrivons ci-après. Dans la paramétrisation du modèle pour nos études de cas actuelles, la mortalité par pêche totale (y compris la mortalité des individus remis à l'eau et décrochés) est représentée pour toutes les pêches. La mortalité du saumon chinook dans la pêche sans rétention (les prises accessoires) n'est pas explicitement représentée à l'heure actuelle.

Il n'y a pas de contrôle rétroactif entre l'abondance annuelle et les décisions de récolte dans la version actuelle de ce modèle. Les pêches préterminales et terminales appliquent des taux d'exploitation (ou des taux de récolte) qui sont indépendants de l'état annuel du stock.

B.3.1. Pêches préterminales fondées sur le taux d'exploitation

Pour les pêches préterminales, la mortalité totale par pêche en unités de nombre d'individus ($(C_{y f a}^{PT})$) est calculée en appliquant des scalaires de la pêche propres à l'année, $\delta_{y f}^{PT}$, à un taux d'exploitation de la période de référence. Les taux d'exploitation de la période de référence, désignés par $ER_{y f a}$, sont tirés chaque année de distributions bêta, dont les paramètres de forme sont déterminés par le $\mu_{f a}^{ER}$ et le $\sigma_{f a}^{ER}$ des taux d'exploitation de la période de référence spécifiés pour chaque pêche et chaque âge (équation 9). Les taux d'exploitation sont sélectionnés à partir de distributions pour représenter leur variation interannuelle observée pendant la période de référence. Pour choisir une période de référence pour les taux d'exploitation, il est important de garder à l'esprit que cette approche n'est appropriée que pour les périodes de référence pendant lesquelles il n'y a pas eu de changement majeur dans le régime de gestion.

Pour les pêches préterminales, les taux d'exploitation annuels propres à l'âge sont modélisés comme une fonction des taux d'exploitation de la période de référence propres à l'âge, $ER_{y f a}$, et des scalaires annuels de la pêche, $\delta_{y f}^{PT}$. Cette paramétrisation permet de spécifier facilement des scénarios d'augmentation ou de diminution relative des taux d'exploitation (p. ex., une réduction de 50 % par rapport au niveau de la période de référence). La mortalité totale dans la pêche préterminale, exprimée en nombre d'individus, ($C_{y f a}^{PT}$, incluant à la fois les prises et la mortalité accessoire), est ensuite calculée en appliquant $ER_{y f a} * \delta_{y f}^{PT}$ à $N_{y a}$.

B.3.2. Pêches terminales

Les pêches terminales sont représentées de la même manière; la mortalité totale par pêche, en nombre d'individus ($(C_{y f a}^{Term})$), est calculée en appliquant des scalaires de la pêche propres à l'année, $\delta_{y f}^{Term}$, aux taux de récolte de la période de référence (équation 10). La principale

différence entre les pêches préterminales et terminales est que les pêches terminales sont mises en œuvre en utilisant des taux de récolte qui sont appliqués à la population mature, et non à l'ensemble de la cohorte non mature.

B.4. INITIALISATION DU MODÈLE

Le modèle a deux modes d'initialisation qui utilisent (i) les niveaux initiaux de l'abondance en mer ($N_{y=1 a}$) comme intrants du modèle ou (ii) une série chronologique de valeurs des échappées. Il est actuellement configuré pour être initialisé selon la deuxième approche. Il faut autant d'années que d'âges modélisés pour initialiser complètement le modèle (5 ans dans le cas de l'UD 2 (BFR-Harrison); 2015 à 2019). Les résultats du modèle ne sont pas utilisés pour l'inférence pendant cette période d'initialisation. La première année (2015), le tableau N est initialisé comme un tableau de zéros et l'échappée est introduite dans la période de maturation. Pour chaque année d'initialisation suivante, les échappées sont les valeurs d'entrée (plutôt que d'être calculées d'après les taux de maturation et l'abondance). Les prises de ces années ne sont pas prises en compte dans la performance du modèle, car toutes les classes d'âge n'auront pas d'abondance pour toutes les années lors de l'initialisation.

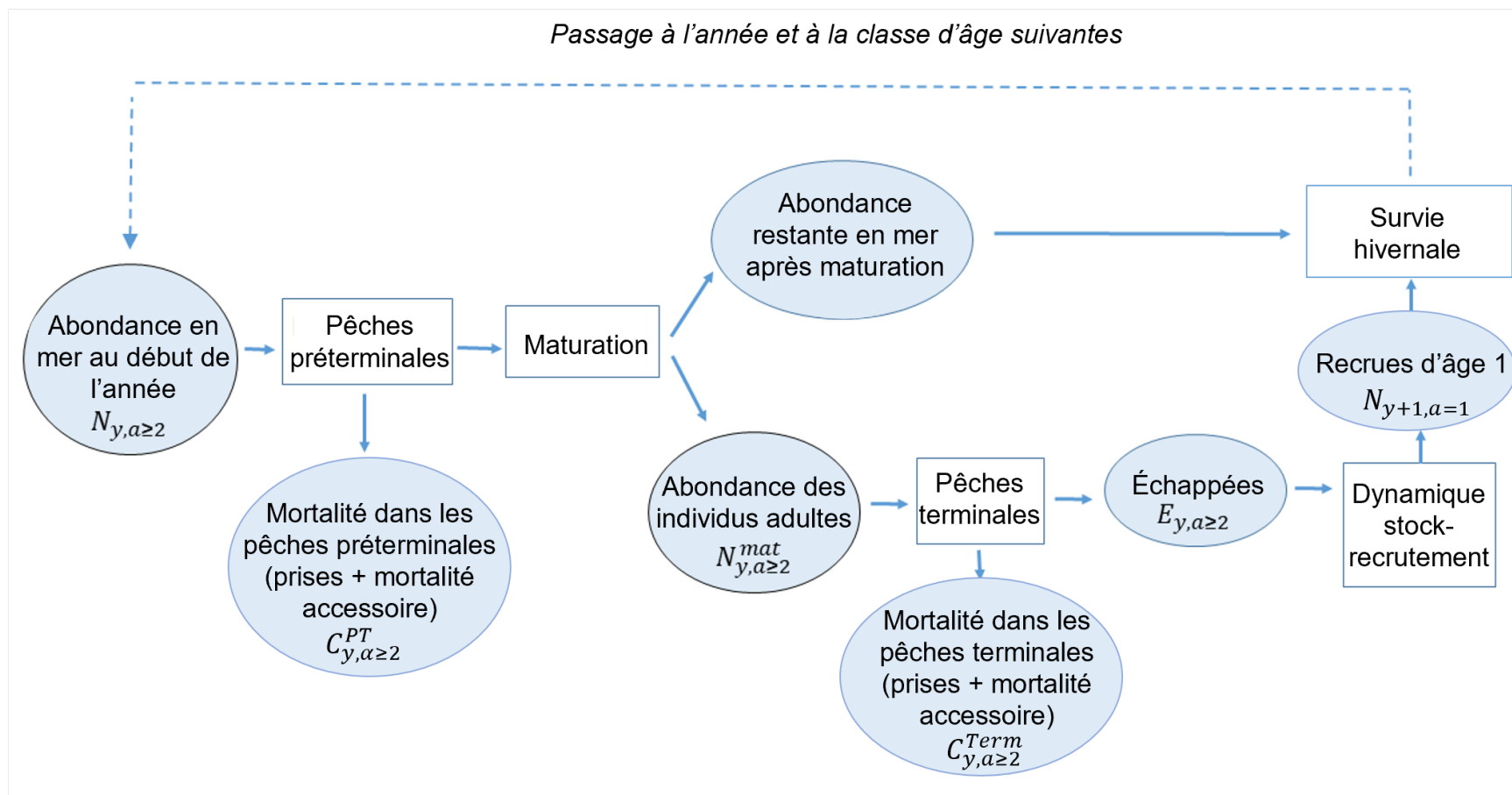


Figure B1 – Aperçu des pêches annuelles et de la période de maturation par rapport à l'abondance et aux prises dans le modèle pour une population de type océanique telle que l'UD 2 (BFR-Harrison). Il convient de noter que les individus d'âge 2 ou plus sont inclus dans les échappées, mais que seuls les individus échappés d'âge 3 ou plus contribuent à l'abondance des géniteurs dans la fonction stock-recrutement.

Tableau B1. Définition de la notation du modèle.

Symbole	Description, avec les valeurs fixes le cas échéant
Indices (tous en indice)	
y	Année
f	Pêche
a	Âge
Plages des indices	
NY	Nombre d'années
$NAges$	Nombre d'âges
Paramètres	
F^{PT}	Liste des pêches préterminales
F^{Term}	Liste des pêches terminales
k	Indicateur du type de cycle vital ($k = 0$ pour le type océanique et $k = 1$ pour le type fluvial)
α_y	Coefficient α de Ricker pour l'année de projection y . Pour chaque répétition de la simulation de Monte Carlo, la valeur de référence α par rapport à laquelle les variations annuelles de α_y sont mises à l'échelle est échantillonnée de manière aléatoire à partir d'une distribution conjointe a posteriori avec β et σ .
β	Coefficient β de Ricker. Pour chaque répétition de la simulation de Monte Carlo, β est échantillonné de manière aléatoire à partir d'une distribution conjointe a posteriori avec α et σ .
σ_v	Écart-type de l'erreur de recrutement. Pour la paramétrisation actuelle du modèle de projection du saumon chinook, dans laquelle les paramètres de stock-recrutement ont été estimés à l'aide d'un modèle à productivité variable dans le temps, l'erreur de processus associée aux écarts annuels de α a été retirée de l'écart-type total estimé selon $\sigma_v = \sqrt{\rho} * \sigma_{Total}$. Voir les détails du modèle à productivité variable dans le temps dans l'annexe F. Pour chaque répétition de la simulation de Monte Carlo, σ_{Total} et ρ sont échantillonnés de manière aléatoire à partir d'une distribution conjointe a posteriori avec α et β .
μ_a^{mat}	Proportion moyenne du stock qui arrive à maturité à l'âge a .
σ_a^{mat}	Écart-type de la proportion du stock qui arrive à maturité à l'âge a .
$\mu_{f a}^{ER}$	Taux d'exploitation total moyen dans les pêches préterminales à l'âge a et pêche f pendant la période de référence.
$\sigma_{f a}^{ER}$	Écart-type du taux d'exploitation total dans les pêches préterminales à l'âge a et pêche f pendant la période de référence.
$\mu_{f a}^{HR}$	Taux de récolte moyen dans les pêches terminales à l'âge a et pêche f pendant la période de référence.
$\sigma_{f a}^{HR}$	Écart-type du taux de récolte dans les pêches terminales à l'âge a et pêche f pendant la période de référence.
$surv_i$	Proportion d'individus qui survivent de l'âge $i-1$ en mer à l'âge i en mer (c.-à-d. la survie hivernale); $surv_{2:5} = 0,6, 0,7, 0,8, 0,9$. Cela

Symbole	Description, avec les valeurs fixes le cas échéant
	signifie que pour les stocks de type océanique, $surv_2$ représentera la survie de l'âge total 1 à 2, tandis que pour les stocks de type fluvial, $surv_2$ représentera la survie de l'âge total 2 à 3.
Q_y	Proportion de la descendance de l'année d'éclosion y qui survit de l'âge 1 en mer jusqu'à la maturation.
Variables d'état	
$N_{y a}$	Abondance des individus d'âge a qui sont présents au début de l'année y .
$m_{y a}$	Proportion du stock qui arrive à maturité à l'âge a l'année y .
$N_{y a}^{mat}$	Nombre d'individus arrivant à maturité au cours de l'année y qui ont l'âge a .
$E_{y a}$	Abondance des échappées pour l'âge a l'année y .
S_y	Abondance des géniteurs l'année y (échappée d'âge 3 et plus).
R_y	Recrues adultes l'année y .
$C_{y f a}^{PT}$	Mortalité totale dans les pêches préterminales (comprend les prises et les mortalités accessoires) des individus d'âge a l'année y dans la pêche f .
$C_{y f a}^{Term}$	Mortalité totale dans les pêches terminales (comprend les prises et les mortalités accessoires) des individus d'âge a l'année y dans la pêche f .
Contrôles des pêches	
$TE_{y f a}$	Taux d'exploitation total (comprend les prises débarquées et la mortalité accessoire), l'année y , des individus d'âge a dans la pêche f pendant la période de référence, où $ER_{y f a} \sim Beta(\alpha_a^{ER} \beta_a^{ER})$. Les taux d'exploitation annuels sont mis à l'échelle par rapport à cette période de référence.
$TR_{y f a}$	Taux de récolte total dans les pêches terminales (comprend les prises débarquées et la mortalité accessoire), l'année y , des individus d'âge a dans la pêche f pendant la période de référence, où $HR_{y f a} \sim Beta(\alpha_a^{HR} \beta_a^{HR})$. Les taux de récolte annuels dans les pêches terminales sont mis à l'échelle par rapport à cette période de référence.
$\delta_{y f}^{PT}$	Scalaire du taux d'exploitation pour les pêches préterminales représentant le rapport entre le taux d'exploitation de l'année en cours et le taux d'exploitation de référence pour la pêche f l'année y .
$\delta_{y f}^{Term}$	Scalaire du taux de récolte pour les pêches terminales représentant le rapport entre le taux de récolte de l'année en cours dans les pêches terminales et le taux de récolte de référence pour la pêche f l'année y .

Tableau B2. Équations du modèle de projection du saumon chinook

N°	Équation
Dynamique des populations	
Recrutement	
Éq. 1	$R_y = \alpha_y G_y e^{-\beta G_y} e^{v - \sigma_v^2/2}$ <p>où $v \sim \text{Normal}(0, \sigma^v)$</p>
Éq. 2	$S_y = \sum_{a=3}^{NAges} E_{y a}$
Éq. 3	$Q_y = \sum_{i=(2+k)}^{NAges} q_{y i} \times m_{y+i i}$ <p>où</p> $q_{y (2+k)} = surv_2$ $q_{y,i} = q_{y i-1} (1 - m_{y+i i-1}) surv_{i-k} \text{ pour } i \in (3+k): NAges$ <p>et</p> $k = \begin{cases} 0 & \text{si le stock est de type océanique} \\ 1 & \text{si le stock est de type fluvial} \end{cases}$
Survie annuelle	
Éq. 4	<p>Pour $a = 1$:</p> $N_{y a=1} = \begin{cases} 0 & \text{si le stock est de type fluvial} \\ \frac{R_{y-1}}{Q} & \text{si le stock est de type océanique} \end{cases}$
Éq. 5	<p>Pour $a = 2$:</p> $N_{y a=2} = \begin{cases} \frac{R_{y-2}}{Q} & \text{si le stock est de type fluvial} \\ N_{y-1 a=1} surv_2 & \text{si le stock est de type océanique} \end{cases}$
Éq. 6	<p>Pour $a \geq 3$:</p> $N_{y a} = surv_{a-k} \left(N_{y-1 a} - \sum_{f \in FPT} C_{y-1 f a}^{PT} - N_{y-1 a}^{mat} \right)$
Maturité et échappées	
Éq. 7	$N_{y a}^{mat} = m_{y a} \left(N_{y a} - \sum_f^{FPT} C_{y f a}^{PT} \right)$ <p>où $m_{y a} \sim \text{Bêta}(\alpha_a^{mat}, \beta_a^{mat})$</p> <p>et</p> $\alpha_a^{mat} = \mu_a^{mat 2} \left(\frac{1 - \mu_a^{mat}}{\sigma_a^{mat 2}} - \frac{1}{\mu_a^{mat}} \right)$ $\beta_a^{mat} = \alpha_a^{mat} \left(\frac{1}{\mu_a^{mat}} - 1 \right)$

N°	Équation
Éq. 8	$E_{y a} = N_{y a}^{mat} - \sum_{f \in F^{Term}} C_{y f a}^{Term}$
Dynamique des pêches	
<i>Pêches préterminales fondées sur le taux d'exploitation</i>	
Éq. 9	$C_{y f a}^{PT} = N_{y a} \times TE_{y f a} \times \delta_{y f}^{PT}$ <p>où $TE_{y f a} \sim \text{Bêta}(\alpha_a^{TE} \beta_a^{TE})$</p> <p>et</p> $\alpha_a^{TE} = \mu_{f a}^{TE 2} \left(\frac{1 - \mu_{f a}^{TE}}{\sigma_{f a}^{TE 2}} - \frac{1}{\mu_{f a}^{TE}} \right)$ $\beta_a^{TE} = \alpha_a^{TE} \left(\frac{1}{\mu_{f a}^{TE}} - 1 \right)$
<i>Pêches terminales</i>	
Éq. 10	$C_{y f a}^{Term} = N_{y a}^{mat} \times TR_{y f a} \times \delta_{y f}^{Term}$ <p>où $TR_{y f a} \sim \text{Bêta}(\alpha_a^{TR} \beta_a^{TR})$</p> <p>et</p> $\alpha_a^{TR} = \mu_{f a}^{TR 2} \left(\frac{1 - \mu_{f a}^{TR}}{\sigma_{f a}^{TR 2}} - \frac{1}{\mu_{f a}^{TR}} \right)$ $\beta_a^{TR} = \alpha_a^{TR} \left(\frac{1}{\mu_{f a}^{TR}} - 1 \right)$

APPENDIX C. PROBLÈMES LIÉS AUX DONNÉES LIMITÉES – PARTIE 1

Comme il est indiqué dans le corps du document, sauf pour l'UD 2 (BFR-Harrison), les séries chronologiques sur les échappées pour l'abondance relative sont les seules informations récentes sur l'abondance disponibles directement pour chaque UD. Pour les UD 4 (BFR-Haute Pitt), 5 (BFR-Été), 7 (MFR-Nahatlatch), 14 (THS-Bessette) et 16 (THN-Printemps), les séries chronologiques sur les échappées sont assorties de grandes incertitudes et sont considérées comme inappropriées pour initialiser le modèle de projection du saumon chinook. De plus, dans certains cas, l'utilisation des paramètres S-R fondés sur l'habitat (Parken *et al.* 2006) en combinaison avec les estimations disponibles de l'abondance relative des géniteurs a suscité des préoccupations, car il peut y avoir un décalage d'échelle (l'abondance relative des géniteurs ne représente pas la population entière). Les problèmes pour chaque UD sont résumés ci-après.

C.1. UD 4 (BFR-HAUTE PITT)

Pour cette UD, une préoccupation majeure est qu'il n'y a que des données sur l'abondance relative pour un seul affluent de la superficie globale beaucoup plus grande occupée par l'UD. Aucune preuve ne permet d'affirmer que le seul réseau hydrographique faisant régulièrement l'objet de relevés, le ruisseau Blue, est un bon indicateur de l'abondance globale au niveau de l'UD. Ce réseau a été choisi pour les relevés sur les géniteurs parce que l'eau est relativement limpide par rapport aux autres affluents du bassin versant de la haute Pitt, de sorte que des dénombrements visuels sont possibles. De plus, le personnel du MPO réalise des dénombrements du saumon chinook de façon opportuniste pendant qu'il effectue des relevés sur le saumon rouge dans la région, de sorte qu'ils manquent probablement d'uniformité en ce qui concerne la période et la longueur du cours d'eau relevé annuellement, et peuvent donc constituer une estimation peu fiable des tendances. Les relevés n'ont pas été réalisés chaque année et les données d'une des années manquantes seraient nécessaires pour l'initialisation du modèle de projection du saumon chinook. Étant donné le manque d'informations disponibles, il n'a pas été possible d'initialiser le modèle de projection du saumon chinook, et donc d'effectuer des projections pour cette UD.

C.2. UD 5 (BFR-ÉTÉ)

Comme pour l'UD 4 (BFR-Haute Pitt), on ne dispose de données d'échantillonnage que pour un seul réseau hydrographique de l'UD et la série chronologique est incomplète. Le ruisseau Big Silver est le seul réseau de l'UD dont les données étaient de qualité suffisante pour être utilisées dans l'évaluation des tendances. Même si les dénombrements visuels des géniteurs sont considérés comme étant de qualité modérée, la période où les relevés ont été effectués certaines années suscite des préoccupations, car ces dénombrements ont également été effectués de façon opportuniste par le personnel d'évaluation des stocks du MPO pendant les relevés sur les échappées de saumons rouges. La population de géniteurs de la rivière Lillooet est incluse dans cette UD, mais il y a très peu d'informations sur la fraie du saumon chinook dans cette rivière (elle est très glacio-turbide) et il n'y a pas d'estimation des échappées. On ne sait pas si la tendance observée dans le ruisseau Big Silver représente la tendance des échappées au niveau de l'UD.

En raison de la série chronologique incomplète sur les échappées, il n'a pas été possible d'initialiser le modèle de projection du saumon chinook. Le modèle du saumon chinook du CTC peut produire des estimations de la taille des cohortes, mais ces projections ne représenteraient pas toute l'UD, seulement la population de reproducteurs du ruisseau Big Silver. C'est pourquoi nous avons décidé qu'il serait plus informatif de fournir une description qualitative des tendances récentes et futures probables d'après les informations disponibles.

C.3. UD 7 (MFR-NAHATLACH)

La qualité des estimations de l'abondance relative disponibles pour l'UD 7 (MFR-Nahatlatch) est préoccupante. Les dénombrements dans la rivière Nahatlatch peuvent beaucoup sous-estimer l'abondance totale et représenter une fraction irrégulière des géniteurs d'une année à l'autre. Les estimations annuelles sont une combinaison de dénombrements selon deux méthodes visuelles différentes, un bateau descendant la rivière et un survol, qui ne devraient peut-être pas être combinées. En raison de la probabilité que les dénombrements soient sous-estimés, il a été jugé inapproprié d'utiliser les données sur l'abondance relative avec les estimations des paramètres S-R fondées sur l'habitat¹.

C.4. UD 14 (THS-BESSETTE)

La qualité et la disponibilité des données pour l'UD14 (THS-Bessette) posent plusieurs problèmes qui empêchent de générer des projections significatives. Les données disponibles sur les échappées sont probablement surestimées pour certaines années, car une proportion variable de géniteurs de la ZG Été 4₁ revient frayer dans le ruisseau Bessette, et ces individus peuvent être comptés à tort comme faisant partie des échappées de l'UD 14 à la fin de la période de relevé. L'habitat de cette UD est très dégradé et l'on craignait que les estimations des paramètres S-R du modèle d'habitat¹ ne représentent pas correctement la véritable dynamique du recrutement de la population. Enfin, l'indicateur des MMC utilisé pour représenter la rivière Bessette est la rivière Nicola, qui n'est peut-être pas un bon indicateur pour cette UD, car rien ne prouve que ces deux populations ont des répartitions similaires dans l'océan. En l'absence d'un bon indicateur de recharge et en raison de l'inquiétude quant à l'applicabilité des estimations fondées sur l'habitat¹, il a été décidé de ne pas fournir de projections pour cette UD.

C.5. UD 16 (THN-PRINTEMPS)

Seuls deux réseaux hydrographiques de l'UD 16 (THN-Printemps) font l'objet d'un relevé annuel sur les échappées, le ruisseau Finn et la rivière Blue. De nombreux réseaux d'affluents de l'UD sont glacio-turbides et ne se prêtent pas aux techniques de relevé visuel. Les dénombrements effectués dans le ruisseau Finn pourraient refléter l'attrait des conditions dans ce ruisseau pour les géniteurs par rapport au chenal principal de la rivière Thompson Nord une année donnée, plutôt que l'abondance totale de l'UD 16 (THN-Printemps). Il existe de vastes habitats de dunes de fraie aux environs du confluent du ruisseau Finn et de la rivière Thompson Nord, mais la turbidité pendant la période de fraie empêche les dénombrements visuels. La quantité d'habitat de fraie adéquat disponible dans le ruisseau Finn est une petite fraction de celle disponible dans l'habitat des dunes du cours principal, et les individus frayant dans les dunes seraient moins vulnérables à la prédation. Les dénombrements annuels dans la rivière Blue ont été effectués par des relevés en radeau la plupart des années, avec l'ajout récent de survols en hélicoptère. Les relevés en radeau ne couvrent que le cours inférieur de la rivière, mais on pense que les dénombrements en hélicoptère parcourent tout l'habitat accessible. Des travaux sont en cours pour élaborer un facteur d'étalonnage entre les dénombrements en radeau et par hélicoptère, mais le ratio des individus dans le tronçon inférieur par rapport au tronçon supérieur n'était pas constant jusqu'à présent et nous sommes donc incertains de la valeur des dénombrements précédents dans le cours inférieur de la rivière Blue comme indice des échappées pour l'ensemble du tronçon, ainsi que pour l'UD 16. Comme pour les UD 4 et 5, ces deux réseaux hydrographiques ne représentent qu'une petite fraction de l'ensemble de la superficie occupée par l'UD et de nombreux autres réseaux ne font pas l'objet de relevés en raison de leur nature glacio-turbide. Il n'y a pas suffisamment d'informations pour produire un scalaire permettant d'étendre les dénombrements de l'abondance relative à l'ensemble de l'UD, de sorte que les estimations de la productivité par le modèle d'habitat¹ ne peuvent pas être utilisées avec cette série chronologique, ce qui empêche d'établir des projections prospectives.

C.6. CONCLUSION

Les raisons propres à chaque UD mentionnées ci-dessus nous ont amenés à décider de ne pas réaliser de projections prospectives. Bien qu'il reste encore des problèmes concernant les séries chronologiques sur l'abondance relative et l'application des paramètres S-R du modèle d'habitat pour les cinq autres UD dont les données sont limitées, ces séries chronologiques sur les échappées ont fourni des estimations plus précises de l'abondance qui représentent probablement mieux l'abondance absolue. Les efforts ont été poursuivis en vue de produire des estimations représentatives des paramètres et de pouvoir préparer des projections prospectives pour les UD 8, 9, 10, 11 et 17.

C.7. RÉFÉRENCES

Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. [Habitat-based methods to estimate escapement goals for data limited Chinook salmon stocks in British Columbia, 2004](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/083. vii + 67 p.

APPENDIX D. PROBLÈMES LIÉS AUX DONNÉES LIMITÉES – PARTIE 2

Comme il est indiqué dans la section 4 du corps du document, le modèle de projection du saumon chinook a été utilisé pour les projections prospectives. Des intrants et des paramètres précis sont nécessaires pour initialiser ce modèle. Cette annexe donne de brèves descriptions des efforts déployés pour produire les intrants requis et les estimations des paramètres pour les UD 8 (MFR-Portage), 9 (MFR-Printemps), 10 (MFR-Été), 11 (HFR-Printemps) et 17 (THN-Été). Finalement, les projections n'ont pas été incluses dans le document de recherche principal en raison de l'incertitude entourant les paramètres d'entrée. Des exemples de projections du modèle de projection du saumon chinook pour différentes valeurs possibles de la productivité sont présentés dans la section 2. Les projections ne doivent pas être considérées comme une analyse quantitative de la trajectoire probable de ces populations, mais plutôt comme une démonstration qualitative des trajectoires potentielles en fonction d'une gamme de productivités présumées pour ces UD dont la véritable productivité actuelle est inconnue.

D.1. ESTIMATION DES PARAMÈTRES

L'UD 2 (BFR-Harrison) est la seule UD pour laquelle il existe suffisamment de données pour calculer les intrants qui lui sont propres. Pour les cinq autres UD pour lesquelles des projections prospectives ont été tentées, nous avons utilisé des informations de substitution tirées des extrants du modèle ou des données d'autres stocks pour générer les valeurs d'entrée requises. Ces efforts et l'incertitude correspondante pour les UD 8, 9, 10, 11 et 17 sont décrits dans les sections ci-après.

D.1.1. Estimations initiales des échappées

Pour initialiser le modèle de projection du saumon chinook, six années d'estimations d'échappées sont nécessaires. Bien que les séries chronologiques disponibles pour les UD 8, 9, 10, 11 et 17 soient toujours des estimations de l'abondance relative et non absolue, on pensait qu'elles étaient une représentation plus proche de l'abondance absolue que pour les UD 4, 5, 7, 14 et 16, qui avaient déjà été exclues de l'analyse. Ainsi, la première hypothèse requise pour la projection est que ces échappées relatives sont des approximations précises de l'abondance absolue. Cependant, pour les UD 10 (MFR-Été) et 17 (THN-Été), des ajustements à la série chronologique sur les échappées ont été nécessaires, parce que les réseaux hydrographiques inclus dans ces séries chronologiques ne correspondaient pas à ceux inclus dans l'estimation de la superficie du bassin versant utilisée dans le modèle d'habitat pour estimer les paramètres S-R de substitution. Plus précisément, les séries chronologiques sur les échappées dans les rivières Stuart et Thompson Nord ne sont pas incluses dans les estimations des échappées des UD 10 et 17, respectivement, mais ces bassins versants ont été utilisés dans les estimations de la superficie des bassins versants pour le modèle d'habitat. Afin de coupler les données sur les échappées avec les estimations S-R du modèle d'habitat, un facteur d'expansion est nécessaire. Les facteurs d'expansion utilisés ont été calculés d'après la contribution de la proportion moyenne de la population de géniteurs dans ces deux réseaux hydrographiques aux estimations globales de l'effectif de la population de l'UD dans le modèle de reconstitution des remontes. Nous avons utilisé un facteur d'expansion de 1,21 pour l'UD 10 et de 1,58 pour l'UD 17. On ne sait pas si ces scalaires représentent avec précision les contributions des réseaux hydrographiques aux UD; par conséquent, une hypothèse supplémentaire est requise pour les projections des UD 10 et 17.

D.1.2. Taux de maturation

Pour les cinq UD, nous avons utilisé les taux de maturation des données du ruisseau Dome comme approximation et calculé la moyenne sur les 10 années où ils sont disponibles. Les

données disponibles pour le ruisseau Dome sont obsolètes, car l'année la plus récente pour laquelle des taux de maturation sont disponibles est 2002. De plus, la population du ruisseau Dome fait partie de la ZG Printemps 5₂ et peut ne pas représenter avec précision les populations de la ZG Été 5₂.

D.1.3. Mortalité par pêche

Il est difficile d'estimer avec précision les taux de récolte selon l'âge pour les ZG Printemps 5₂ et Été 5₂, en raison du manque de données provenant de MMC. Nous avons les données sur le taux de récolte provenant de MMC du ruisseau Dome, mais ils ont été considérés comme trop obsolètes pour représenter les conditions récentes, de sorte que nous avons utilisé les estimations des prises du modèle du saumon chinook du CTC. Ce modèle produit des estimations de la taille des cohortes, des prises et des échappées par âge au niveau de la ZG. Les prises sont fournies pour diverses pêches, qui peuvent être qualifiées en pêches terminales ou préterminales. Ces informations permettent d'estimer les taux de récolte selon l'âge au niveau de la ZG. Les taux de récolte au niveau de la ZG ont été appliqués au niveau de l'UD, en supposant que la récolte serait répartie uniformément entre les UD de chaque ZG.

Les taux de récolte préterminal et terminal ont été calculés pour chaque année (y) et chaque âge (a) à l'aide des équations suivantes :

$$\text{Taux de récolte préterminal}_{y,a} = \text{Prises}_{y,a} / \text{Taille de la cohorte}_{y,a}$$

$$\text{Taux de récolte terminal}_{y,a} = \text{Prises terminales}_{y,a} / \text{Remonte dans la zone terminale}_{y,a}$$

Les estimations des taux de récolte préterminal et terminal des ZG Printemps 5₂ et Été 5₂ ont semblé raisonnables pour chaque âge au moment de la montaison. Toutefois, l'estimation des taux de récolte des individus d'âge 6 pour la ZG Printemps 5₂ était proche de zéro et était plus proche de 50 % pour la ZG Été 5₂. Malheureusement, il y a peu d'information sur les taux de récolte des individus d'âge 6 pour les ZG Printemps 5₂ et Été 5₂ parce que la taille de l'échantillon d'individus d'âge 6 en montaison porteurs d'une MMC est très petite. Compte tenu de l'incertitude des taux de récolte des individus d'âge 6, nous avons utilisé la relation entre les taux de récolte des individus d'âge 4 et d'âge 5 dans l'UD 2 (BFR-Harrison) pour recalculer les taux de récolte des individus d'âge 6 pour les ZG Printemps 5₂ et Été 5₂. Nous avons multiplié les taux de récolte des individus d'âge 5 qui remontent les cours d'eau au printemps et à l'été de chaque année par le rapport des taux de récolte des individus d'âge 5 à d'âge 4 dans l'UD 2 (BFR-Harrison) pour produire les nouveaux taux de récolte des individus d'âge 6.

Les estimations des taux de récolte terminaux pour la ZG Printemps 5₂ semblaient plausibles, mais les taux de récolte terminaux pour la ZG Été 5₂ ne reflétaient pas les profils attendus des taux de récolte en ce qui concerne la distribution entre les âges. Les taux de récolte étaient plus faibles pour les classes d'âge plus âgées (et plus grandes) que pour les classes d'âge plus jeunes (plus petites), dont les taux de récolte étaient proches de 100 %. Cela est peut-être dû à l'information très limitée sur la composition selon l'âge dans les données sur les échappées de la ZG Été 5₂ pour ajuster le modèle du saumon chinook du CTC. Pour résoudre ce problème, nous avons redistribué les données sur les échappées de chaque année aux classes d'âge en fonction de la proportion d'individus selon l'âge dans les données sur les échappées du programme de marquage-recapture dans la rivière Chilko. Cette dernière accueille l'UD 10 (MFR-Été) et des travaux sont en cours pour en faire un indicateur pour la ZG Été 5₂. Bien que la redistribution des données sur les échappées ait permis d'améliorer les estimations pour la plupart des classes d'âge, les taux de récolte pour l'âge 3 sont restés élevés. Afin de produire une estimation plus raisonnable des taux de récolte des individus d'âge 3, nous avons utilisé la relation entre les taux de récolte des individus d'âge 2 et d'âge 3 dans l'UD 2 (BFR-Harrison)

pour recalculer les taux de récolte des individus d'âge 3 de la ZG Été 5₂ à partir des taux de récolte des individus d'âge 4 de cette année-là.

Lorsque l'on compare les données de 1986 à 2002 provenant de MMC du ruisseau Dome aux estimations des taux d'exploitation du modèle du saumon chinook du CTC pour ces années, le modèle sous-estimait considérablement le taux d'exploitation total et reflétait mal la variabilité interannuelle. Les estimations des taux de récolte par le modèle du saumon chinook du CTC restaient relativement constantes au fil du temps, mais on pense que les taux de récolte ont en fait diminué en raison des changements dans la gestion des pêches. Si les taux de récolte ont diminué, les estimations du modèle pourraient mieux se rapprocher des niveaux de récolte actuels par rapport à la période où les taux de récolte dans le ruisseau Dome sont disponibles. Malheureusement, cela restera difficile à déterminer tant qu'il n'y aura pas un nouvel indicateur pour les ZG Printemps 5₂ et Été 5₂. Une autre source d'incertitude est de savoir si l'ajustement des taux de récolte pour les ZG Printemps 5₂ et Été 5₂ fondé sur les relations entre les taux de récolte dans la rivière Harrison et l'âge est exact, étant donné les grandes différences dans la distance jusqu'aux zones terminales, la migration océanique et le temps de résidence entre les ZG. Globalement, ces valeurs représentent une estimation des taux de récolte selon l'âge, mais on ne sait pas si elles sont exactes.

D.1.4. Données stock-recrutement

Le modèle d'habitat estime les paramètres S-R pour le saumon chinook en fonction de la superficie du bassin versant, et peut produire des estimations S-R pour les populations de saumon chinook pour lesquelles on ne dispose pas d'ensembles de données S-R (Parken *et al.* 2006). Le modèle d'habitat a été utilisé pour produire des estimations des paramètres S-R pour ces cinq UD (Tableau D1). Cependant, il est peu probable que ces valeurs représentent la productivité actuelle de ces UD, étant donné les déclinés observés. Le modèle d'habitat utilise principalement des données S-R et sur les bassins versants du milieu des années 1970 au milieu des années 1990 pour des populations autres que celles du Fraser (Parken *et al.* 2006). Pour les populations de saumon chinook, y compris celles de ces UD, qui sont confrontées à de multiples menaces causant la dégradation de l'habitat d'eau douce et des changements dans la survie en mer, la relation de la production fondée sur la superficie du bassin versant pourrait avoir changé au fil du temps. En outre, le modèle d'habitat fournit une estimation de la productivité moyenne à long terme, qui est peu susceptible de représenter la productivité actuelle des populations dont la productivité est à la baisse, comme on le soupçonne pour ces UD.

Afin de produire une estimation plus plausible de la productivité actuelle, nous avons réduit de 50 % l'estimation du modèle d'habitat, d'après le déclin observé dans l'UD 2 (BFR-Harrison) au cours des trois dernières générations. Cependant, l'utilisation des variables S-R ajustées a produit des projections prospectives qui sous-entendaient que les populations rebondiraient rapidement jusqu'à des abondances supérieures à celles observées dans la première partie de la série chronologique. Compte tenu des tendances à la baisse observées et de la connaissance des menaces qui pèsent sur ces UD, ce résultat semble peu probable. Comme la tendance au déclin de l'abondance est moins abrupte dans l'UD 2 (BFR-Harrison) que dans les UD de type fluvial, l'utilisation de la tendance de la productivité dans l'UD 2 (BFR-Harrison) pourrait sous-estimer le déclin de la productivité dans les UD de type fluvial.

Il est difficile de mener une analyse rétrospective de la productivité, nécessaire pour constater les tendances à la baisse observées, lorsque les taux de récolte sont probablement sous-estimés et généralement inexacts pour tous les âges. L'utilisation des taux de récolte estimés décrits dans la section 1.5 pourrait conduire à sélectionner une valeur de productivité plus basse lorsque des taux de récolte plus élevés plus tôt dans la série chronologique ont pu jouer

un rôle dans le déclin. Il n'est pas possible de déterminer de manière fiable le compromis entre l'incertitude entourant le déclin de la productivité et l'incertitude concernant les taux de récolte. L'initialisation du modèle de projection du saumon chinook au début de la série chronologique pour l'UD 11 et la projection prospective jusqu'en 2008 en utilisant les taux de récolte annuels tirés de MMC du ruisseau Dome ont nécessité une réduction de 50 % de l'alpha des estimations du modèle d'habitat pour produire une tendance sur cette période similaire à celle observée au début des années 2000. Si la productivité a continué à diminuer depuis le début des années 2000, cela signifierait que la baisse de productivité doit être supérieure à 50 % pour reproduire la tendance du début des années 2000. Malgré les efforts déployés pour produire des paramètres S-R raisonnables, on ignore la productivité actuelle de ces UD, et il n'est donc pas possible d'établir des projections avec certitude. Les projections prospectives de la section 2 fournissent des exemples de trajectoires avec des réductions de 50 à 85 % de l'alpha estimé par le modèle d'habitat.

Tableau D1 – Valeurs alpha et bêta pour chacune des UD estimées à partir du modèle d'habitat.

UD	Alpha	Bêta
UD 8 (MFR-Portage)	5,33	4,01 E-04
UD 9 (MFR-Printemps)	5,60	2,50 E-05
UD 10 (MFR-Été)	5,77	2,22 E-05
UD 11 (HFR-Printemps)	6,28	2,33 E-05
UD 17 (THN-Été)	5,72	7,21 E-05

D.1.5. Scénarios concernant le glissement de terrain de big bar

Les impacts du glissement de terrain de Big Bar sont préliminaires, mais d'après les travaux qui y ont été effectués au début de 2020, la survie devrait s'améliorer en 2020. Les taux de mortalité estimés résultant du glissement en 2019 sont de 89 % pour la ZG Printemps 5₂ et de 51 % pour la ZG Été 5₂. La décision de ne pas fournir de projections pour ces UD avait été prise avant que les scénarios concernant le glissement de terrain de Big Bar ne soient finalisés par le groupe de travail. Pour produire les exemples de projections de la section 2, nous avons utilisé les mortalités estimées pour 2019, puis réduit la mortalité à 10 % pour les UD à montaison printanière et estivale en 2020. Pour les années suivantes, aucune mortalité supplémentaire n'a été supposée. Bien qu'il s'agisse d'un scénario optimiste, il est difficile de prévoir la mortalité future sans les données supplémentaires qui seront recueillies en 2020.

D.1.6. Sommaire

Presque tous les intrants du modèle reposent sur les extrants d'autres modèles et très peu de données sur les UD sont disponibles et peuvent être utilisées dans les projections. En raison de l'incertitude considérable (et généralement inconnue) quant à la précision des valeurs d'entrée et de l'incapacité à définir les paramètres S-R, les dommages admissibles ont été évalués sur la base de l'évaluation des menaces, des résultats des projections prospectives pour l'UD 2 (BFR-Harrison) et des conditions futures projetées avec les changements climatiques. Pour fournir des projections plus précises, il faudra disposer de données S-R et de taux de récolte selon l'âge au niveau de l'UD.

D.2. EXEMPLES DE PROJECTIONS

Les sections suivantes fournissent des exemples de projections avec des réductions variables d'alpha par rapport à l'estimation du modèle d'habitat, les paramètres d'entrée utilisés dans les projections et le nombre de trajectoires dans chaque scénario d'alpha qui ont atteint les

objectifs de rétablissement inférieur et supérieur. Comme il est indiqué précédemment, ces projections ne doivent être considérées que comme une démonstration qualitative des trajectoires possibles pour d'autres valeurs d'alpha pour ces populations. Elles ne sont pas destinées à guider l'évaluation des dommages admissibles et n'ont pas été utilisées dans la détermination faite dans le document de recherche principal.

UD 8 (MFR-Portage)

Portage

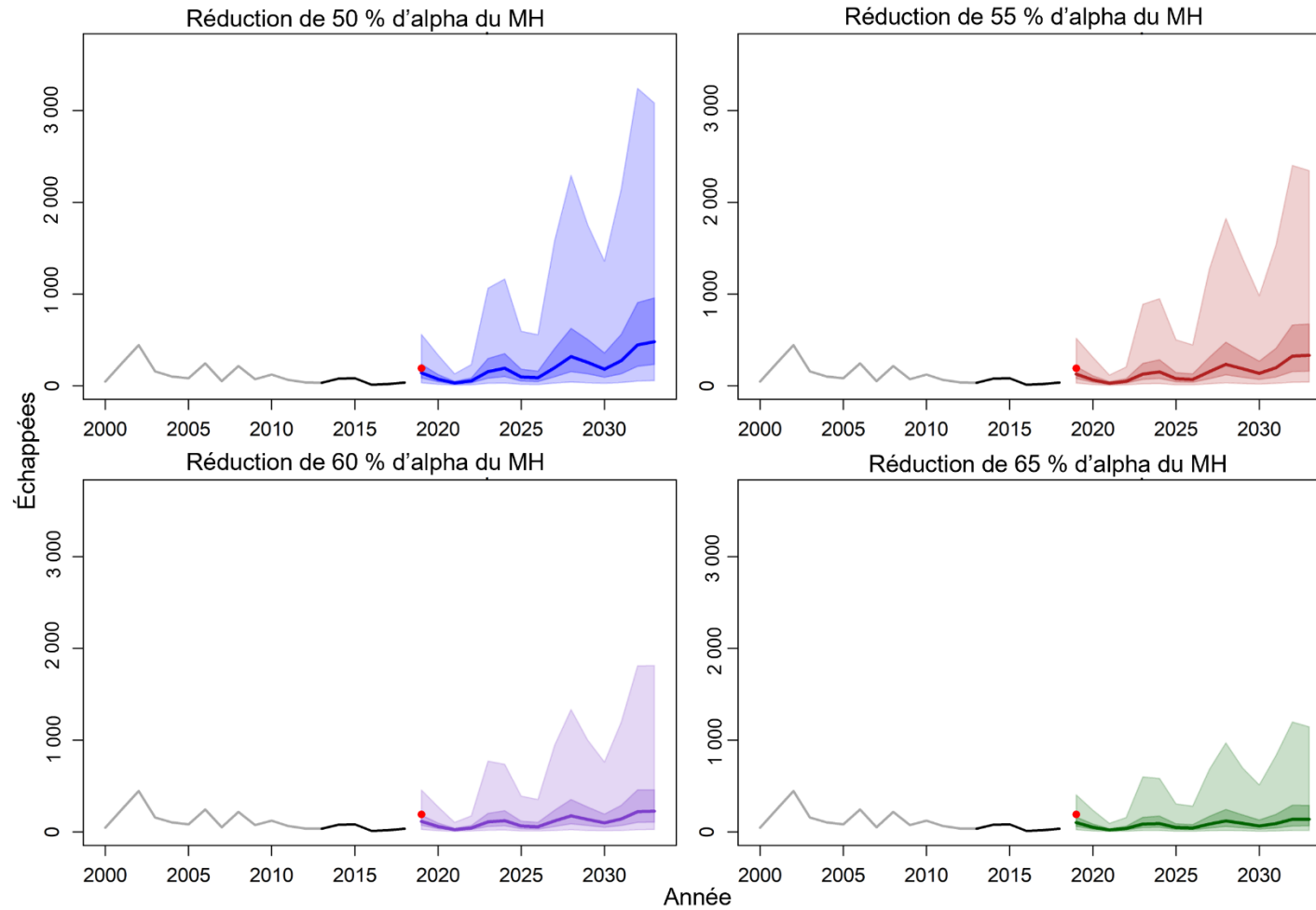


Figure D1 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 8 (MFR-Portage) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 50 à 65 % par rapport à l'extrant du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge.

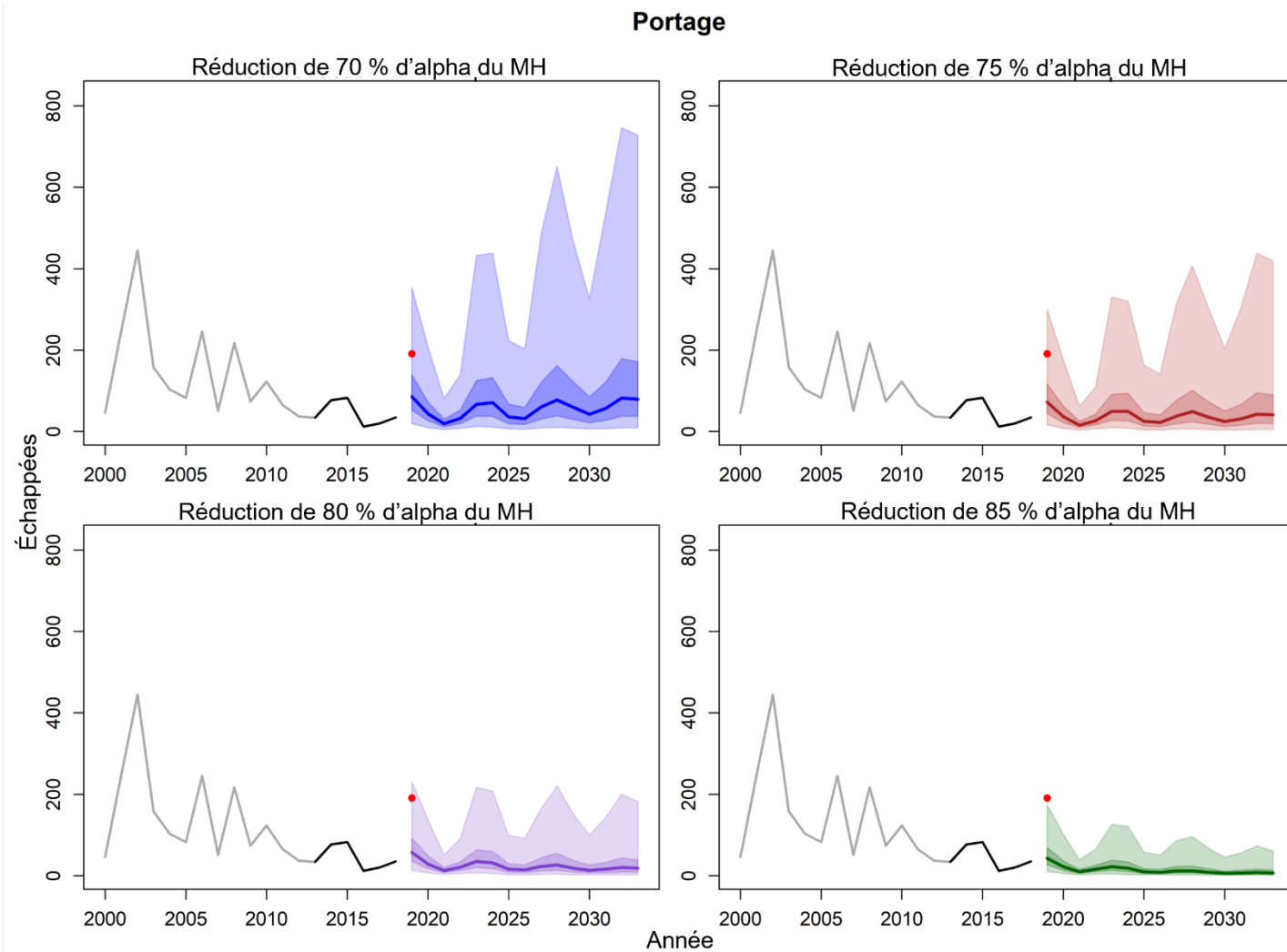


Figure D2 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 8 (MFR-Portage) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 70 à 85 % par rapport à l'extrait du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge. Noter le changement sur l'axe des y par rapport à la figure précédente.

Tableau D2 – Paramètres d'entrée du modèle de projection du saumon chinook pour l'UD 8 (MFR-Portage).

UD 8 (MFR-Portage)			
Type de données	Renseignements requis	Valeurs	Source
Fonction de stock-recrutement	Paramètres S-R, alphas réduits de : 50 %, 55 %, 60 %, 65 %, 70 %, 75 %, 80 %, 85 %	Alphas : 2,7; 2,4; 2,1; 1,9; 1,6; 1,3; 1,1; 0,8; Bêta constant : 4,01 E-04	Estimations ajustées du modèle d'habitat
	Tau R	1,51	Tau R utilisé de la rivière Harrison comme valeur de substitution
Objectifs de rétablissement	85 % G_{RMD}	1 362 et une croissance positive de la population	Points de référence de la PSS et critères du COSEPAC
	$G_{gén}$ ou 1 000	1 000 et une croissance positive de la population	
Âge maximal	Âge maximal	6	-
	2013	34	
	2014	77	
	2015	83	
Données d'entrée sur les échappées	2016	12	Estimations de grande qualité du NuSEDS
	2017	20	
	2018	35	
	Âge 1	0,5	
Survie naturelle	Âge 2	0,6	Hypothèse de l'analyse des cohortes du CTC
	Âge 3	0,7	
	Âge 4	0,8	
	Âge 5	0,9	
	Âge 6	0,9	
	Âge 2	0,0000; ET 0,000	
Âge 3	0,0040; ET 0,008		
Âge 4	0,4532; ET 0,210		
Âge 5	0,9913; ET 0,016		
Taux de maturation (moyenne et écart-type des années d'éclosion 1986 à 2002)	Âge 6	1,0000; ET 0,000	
	Âge 3	CAN 1,2 % É.-U. 0,4 % Total 1,7 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 2,2 % É.-U. 1,5 % Total 3,8 %	
	Âge 5	CAN 5,9 % É.-U. 1,9 % Total 7,8 %	
Âge 6	CAN 1,9 % É.-U. 0,0 % Total 1,9 %		
Taux d'exploitation préterminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 10,0 % É.-U. 0,0 % Total 10,0 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 23,3 % É.-U. 0,0 % Total 23,30 %	
	Âge 5	CAN 34,9 % É.-U. 0,0 % Total 34,9 %	
	Âge 6	CAN 38,4 % É.-U. 0,0 % Total 38,4 %	

Tableau D3 – Pourcentage de simulations atteignant les objectifs de rétablissement inférieur et supérieur pour l'UD 8 (MFR-Portage).

UD 8 (MFR-Portage)			
Pourcentage de réduction d'alpha	Alpha	Objectif de rétablissement inférieur atteint	Objectif de rétablissement supérieur atteint
50	2,7	12 %	5 %
55	2,4	5 %	2 %
60	2,1	2 %	1 %
65	1,9	1 %	0 %
70	1,6	0 %	0 %
75	1,3	0 %	0 %
80	1,1	0 %	0 %
85	0,8	0 %	0 %

UD 9 (MFR-Printemps)

MFR-Printemps

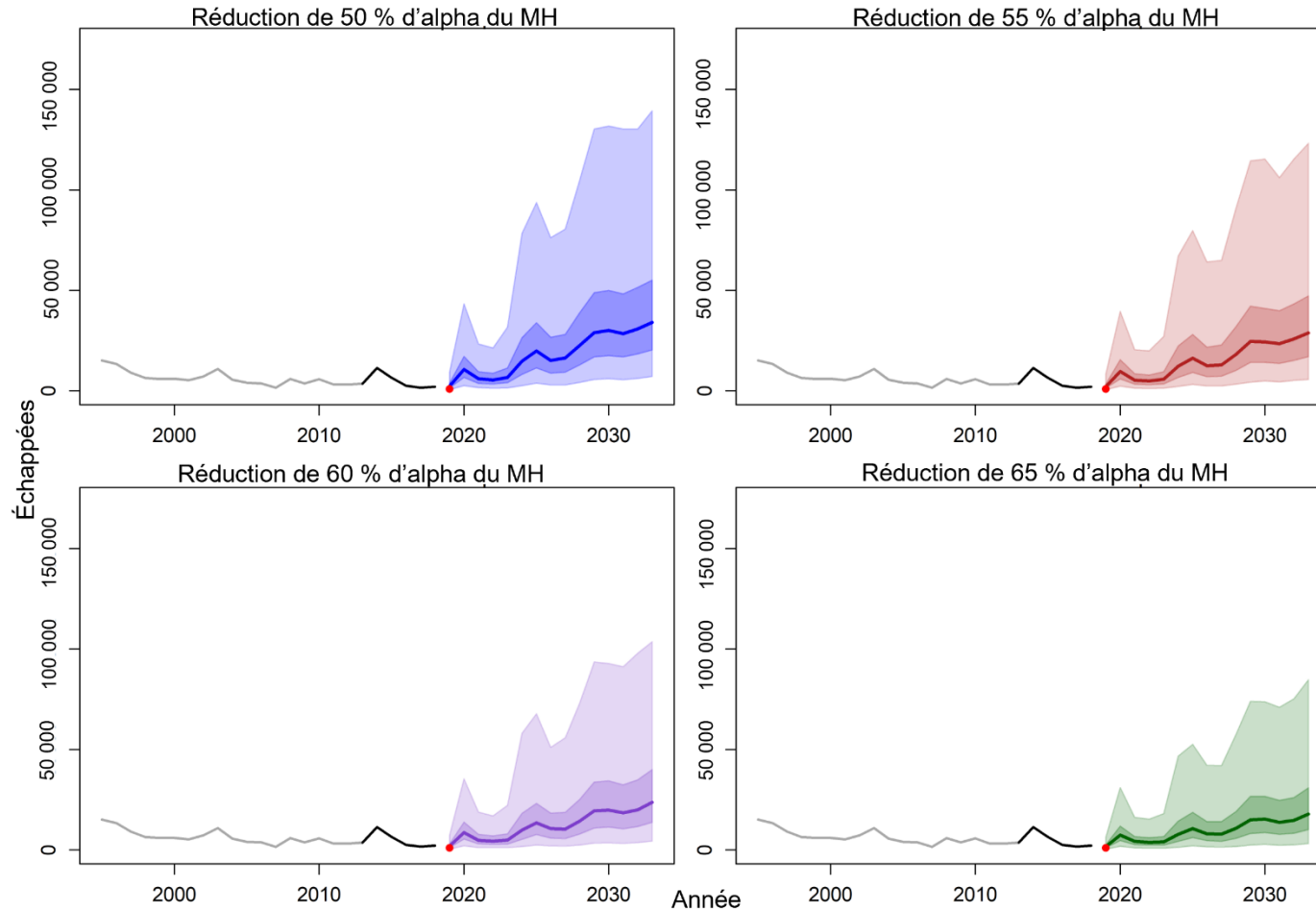


Figure D3– Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 9 (MFR-Printemps) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 50 à 65 % par rapport à l'extrant du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge.

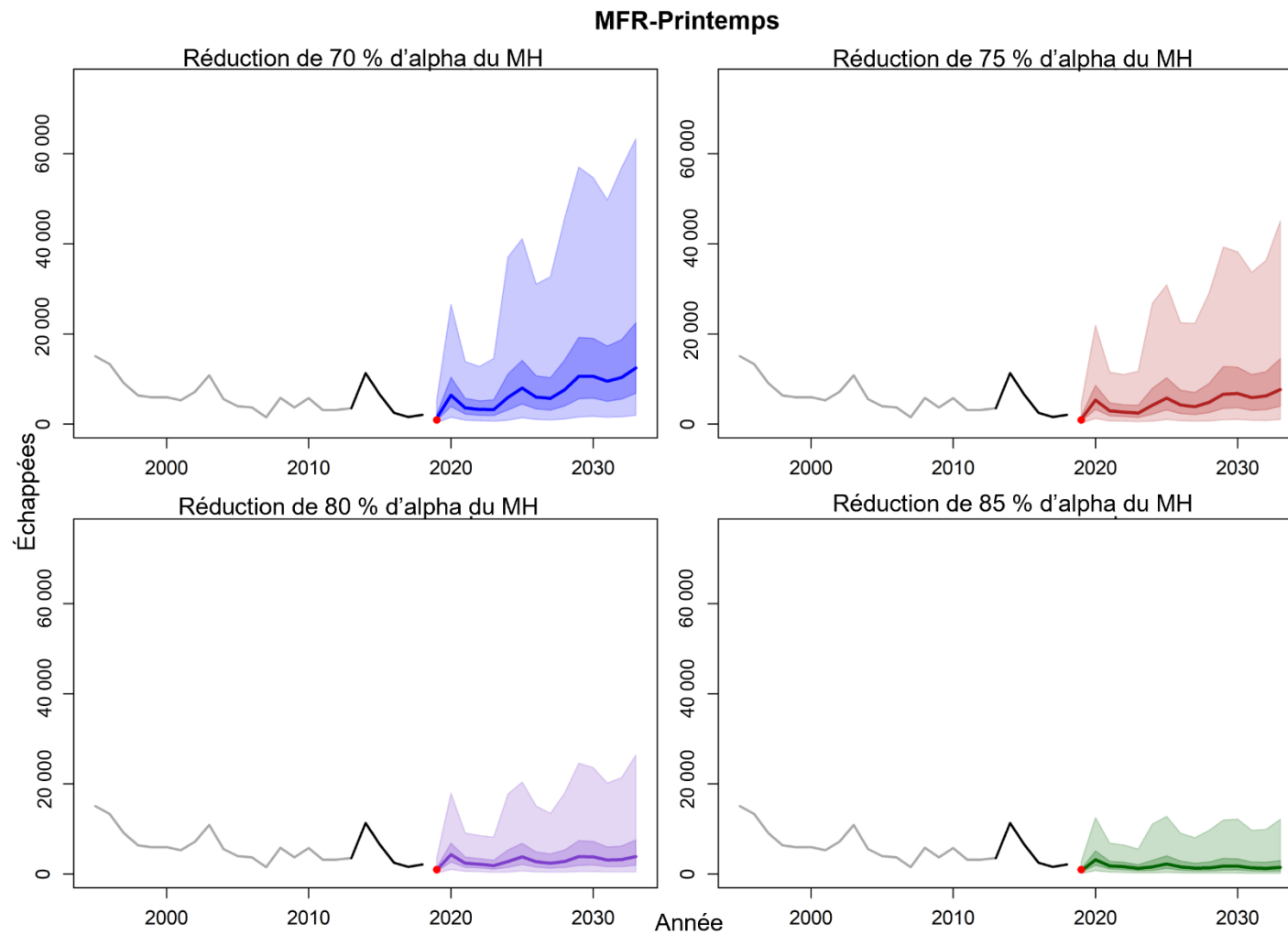


Figure D4 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 9 (MFR-Printemps) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 70 à 85 % par rapport à l'extrant du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge. Noter le changement sur l'axe des y par rapport à la figure précédente.

Tableau D4 – Paramètres d'entrée du modèle de projection du saumon chinook pour l'UD 9 (MFR-Printemps).

UD 9 (MFR-Printemps)			
Type de données	Renseignements requis	Valeurs	Source
Fonction de stock-recrutement	Paramètres S-R, alphas réduits de : 50 %, 55 %, 60 %, 65 %, 70 %, 75 %, 80 %, 85 %	Alphas : 2,8; 2,5; 2,2; 2,0; 1,7; 1,4; 1,1; 0,8; Bêta constant : 2,51 E-05	Estimations ajustées du modèle d'habitat
	Tau R	1,51	Tau R utilisé de la rivière Harrison comme valeur de substitution
Objectifs de rétablissement	85 % G _{RMD} G _{gén} ou 1 000	22 152 et déclin ≤ 30 % 4 927 et une croissance positive de la population	Points de référence de la PSS et critères du COSEPAC
Âge maximal	Âge maximal	6	-
	2013	3 567	
Données d'entrée sur les échappées	2014	11 336	
	2015	6 553	Estimations de grande qualité du NuSEDS avec remplissage
	2016	2 518	
	2017	1 584	
	2018	2 111	
Âge 1	0,5		
Survie naturelle	Âge 2	0,6	
	Âge 3	0,7	Hypothèse de l'analyse des cohortes du CTC
	Âge 4	0,8	
	Âge 5	0,9	
	Âge 6	0,9	
Âge 2	0,0000; ET 0,000	Analyse des taux d'exploitation en 2019 par le CTC avec les valeurs du ruisseau Dome comme valeurs de substitution	
Âge 3	0,0040; ET 0,008		
Âge 4	0,4532; ET 0,210		
Âge 5	0,9913; ET 0,016		
Âge 6	1,0000; ET 0,000		
Taux d'exploitation préterminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 0,3 % É.-U. 0,1 % Total 0,4 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 1,0 % É.-U. 1,7 % Total 2,7 %	
	Âge 5	CAN 5,5 % É.-U. 2,0 % Total 7,5 %	
	Âge 6	CAN 1,7 % É.-U. 0,3 % Total 2,0 %	
Taux d'exploitation terminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 0,8 % É.-U. 0,0 % Total 0,8 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 3,7 % É.-U. 0,0 % Total 3,7 %	
	Âge 5	CAN 29,6 % É.-U. 0,0 % Total 29,6 %	
	Âge 6	CAN 40,5 % É.-U. 0,0 % Total 40,5 %	

Tableau D5 – Pourcentage de simulations atteignant les objectifs de rétablissement inférieur et supérieur pour l'UD 9 (MFR-Printemps).

UD 9 (MFR-Printemps)			
Pourcentage de réduction d'alpha	Alpha	Objectif de rétablissement inférieur atteint	Objectif de rétablissement supérieur atteint
50	2,8	100 %	87 %
55	2,5	100 %	75 %
60	2,2	100 %	59 %
65	2,0	98 %	38 %
70	1,7	93 %	18 %
75	1,4	77 %	6 %
80	1,1	43 %	1 %
85	0,8	10 %	0 %

UD 10 (MFR-Été)

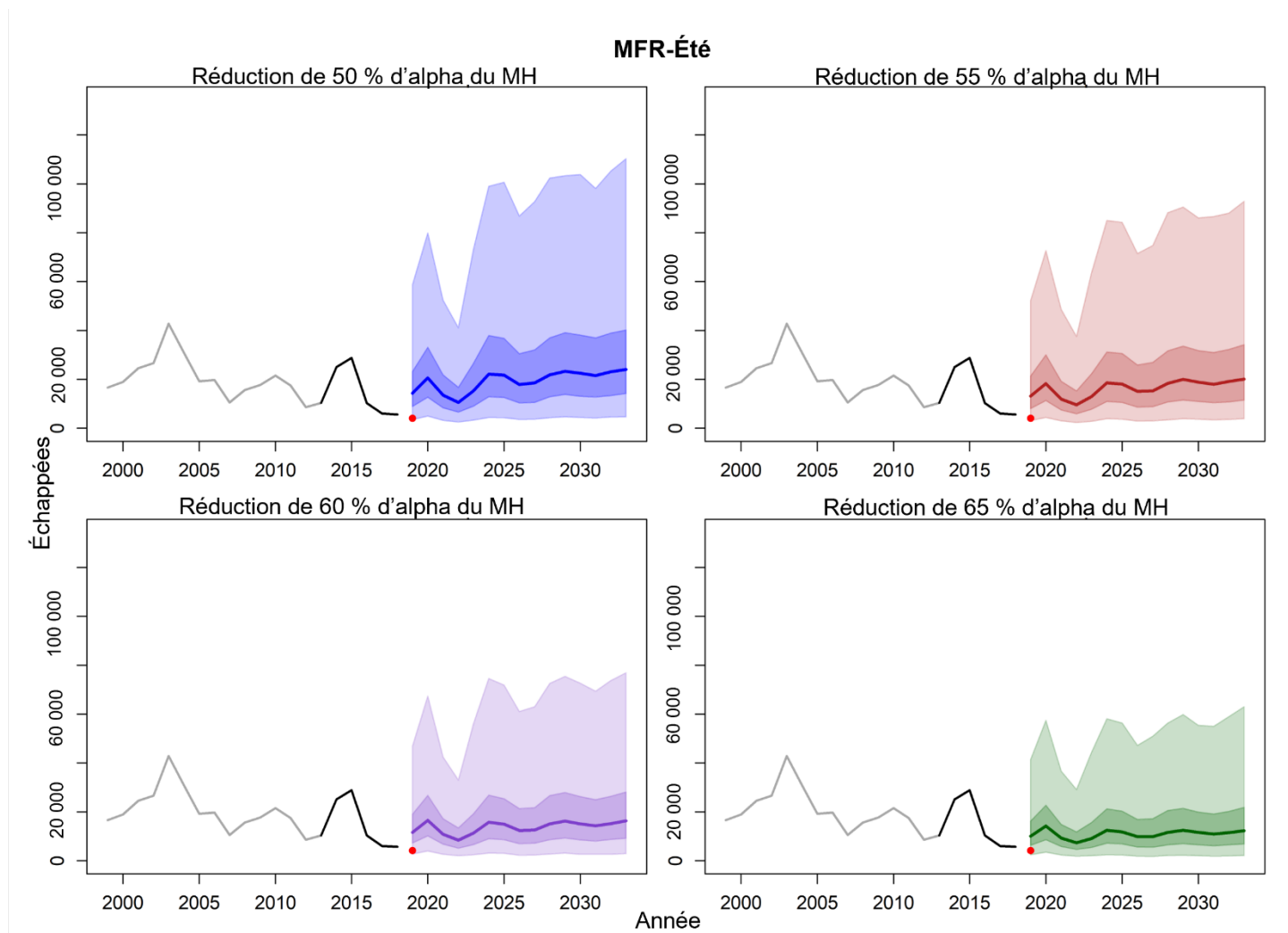


Figure D5 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 10 (MFR-Été) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 50 à 65 % par rapport à l'extrant du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge.

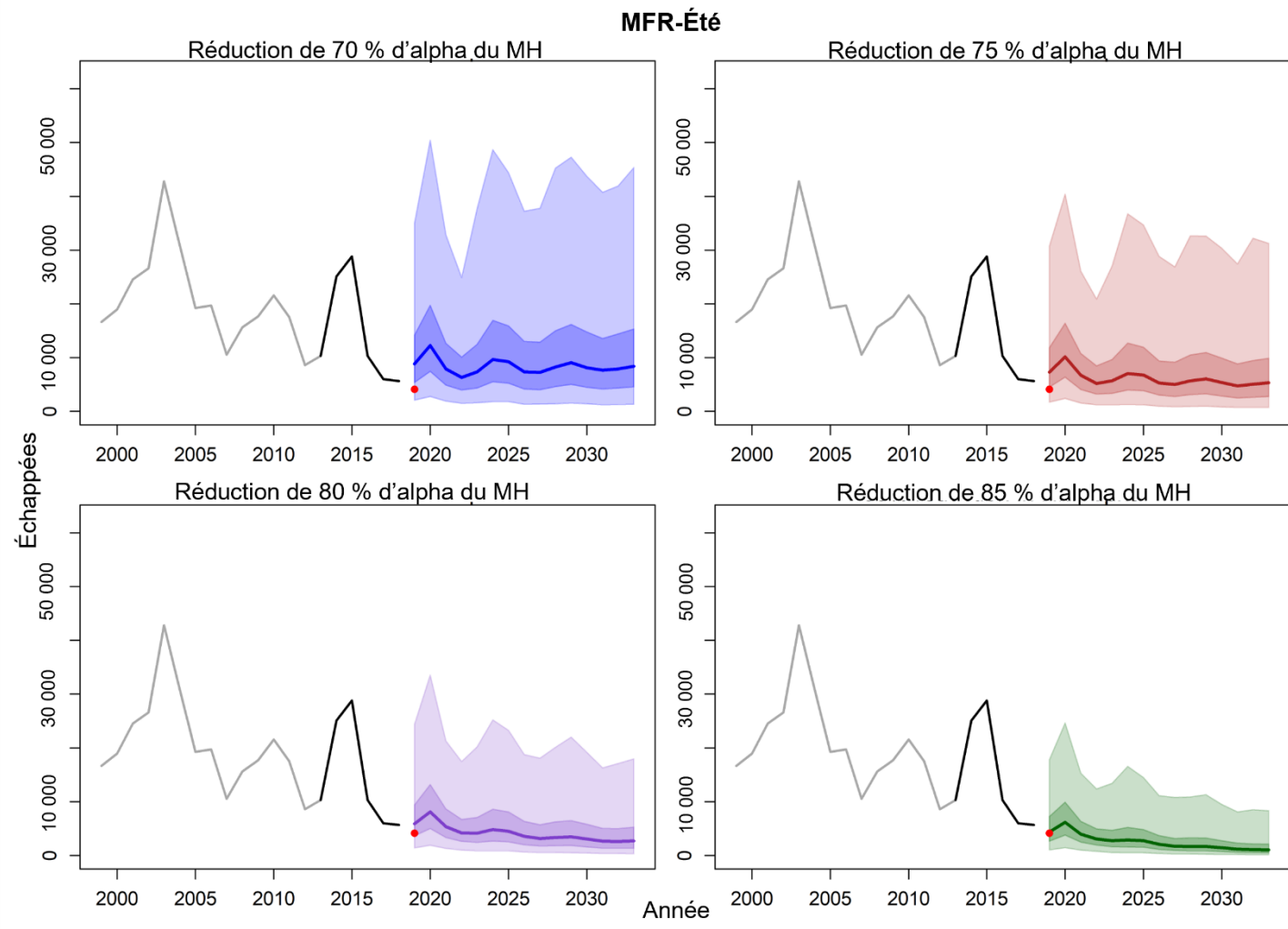


Figure D6 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 10 (MFR-Été) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 70 à 85 % par rapport à l'extrait du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge. Noter le changement sur l'axe des y par rapport à la figure précédente.

Tableau D6 – Paramètres d'entrée pour le modèle de projection du saumon chinook pour l'UD 10 (MFR-Été).

UD 10 (MFR-Été)			
Type de données	Renseignements requis	Valeurs	Source
Fonction de stock-recrutement	Paramètres S-R, alphas réduits de : 50 %, 55 %, 60 %, 65 %, 70 %, 75 %, 80 %, 85 %	Alphas : 2,9; 2,6; 2,3; 2,0; 1,7; 1,4; 1,2; 0,9; Bêta constant : 2,22 E-05	Estimations ajustées du modèle d'habitat
	Tau R	1,51	Tau R utilisé de la rivière Harrison comme valeur de substitution
Objectifs de rétablissement	85 % G _{RMD} G _{gén} ou 1 000	25 312 et déclin ≤ 30 % 5 371 et une croissance positive de la population	Points de référence de la PSS et critères du COSEPAC
Âge maximal	Âge maximal	6	-
	2013	10 323	
Données d'entrée sur les échappées	2014	25 069	Estimations de grande qualité du NuSEDS avec remplissage et scalaire de 1,21 pour la rivière Stuart
	2015	28 803	
	2016	10 310	
	2017	5 993	
	2018	5 668	
Survie naturelle	Âge 1	0,5	Hypothèse de l'analyse des cohortes du CTC
	Âge 2	0,6	
	Âge 3	0,7	
	Âge 4	0,8	
	Âge 5	0,9	
	Âge 6	0,9	
Taux de maturation (moyenne et écart-type des années d'éclosion 1986 à 2002)	Âge 2	0,0000; ET 0,000	Analyse des taux d'exploitation en 2019 par le CTC avec les valeurs du ruisseau Dome comme valeurs de substitution
	Âge 3	0,0040; ET 0,008	
	Âge 4	0,4532; ET 0,210	
	Âge 5	0,9913; ET 0,016	
	Âge 6	1,0000; ET 0,000	
	Âge 3	CAN 1,2 % É.-U. 0,4 % Total 1,7 %	
Âge 4	CAN 2,2 % É.-U. 1,5 % Total 3,8 %		
Âge 5	CAN 5,9 % É.-U. 1,9 % Total 7,8 %		
Âge 6	CAN 1,9 % É.-U. 0,0 % Total 1,9 %		
Taux d'exploitation terminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 10,0 % É.-U. 0,0 % Total 10,0 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 23,3 % É.-U. 0,0 % Total 23,30 %	
	Âge 5	CAN 34,9 % É.-U. 0,0 % Total 34,9 %	
	Âge 6	CAN 38,4 % É.-U. 0,0 % Total 38,4 %	

Tableau D7 – Pourcentage de simulations atteignant les objectifs de rétablissement inférieur et supérieur pour l'UD 10 (MFR-Été).

UD 10 (MFR-Été)			
Pourcentage de réduction d'alpha	Alpha	Objectif de rétablissement inférieur atteint	Objectif de rétablissement supérieur atteint
50	2,9	76 %	53 %
55	2,6	72 %	40 %
60	2,3	66 %	26 %
65	2,0	58 %	13 %
70	1,7	44 %	5 %
75	1,4	27 %	1 %
80	1,2	10 %	0 %
85	0,9	1 %	0 %

UD 11 (HFR-Printemps)

HFR-Printemps

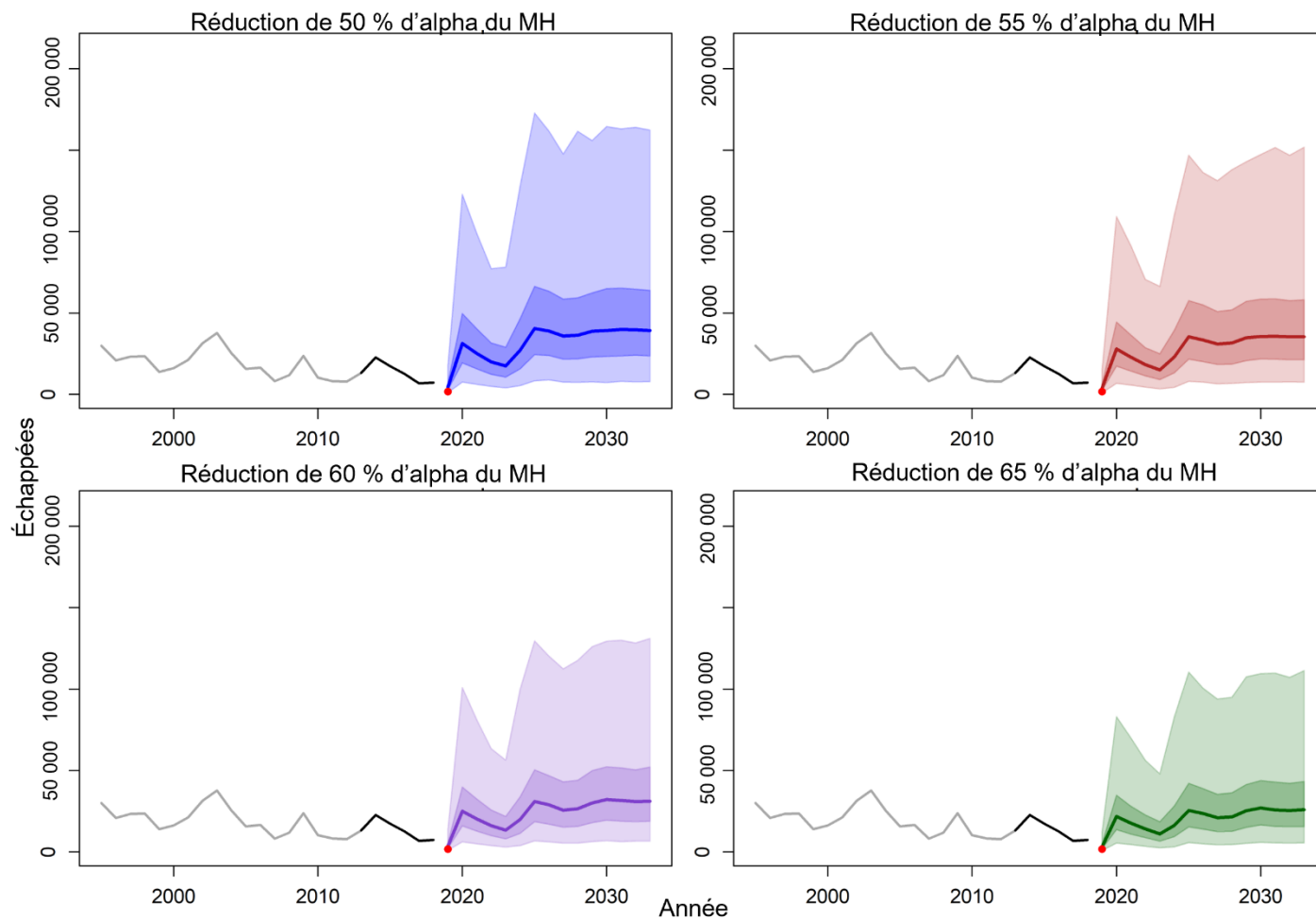


Figure D7 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 11 (MFR-Printemps) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 50 à 65 % par rapport à l'extrait du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge.

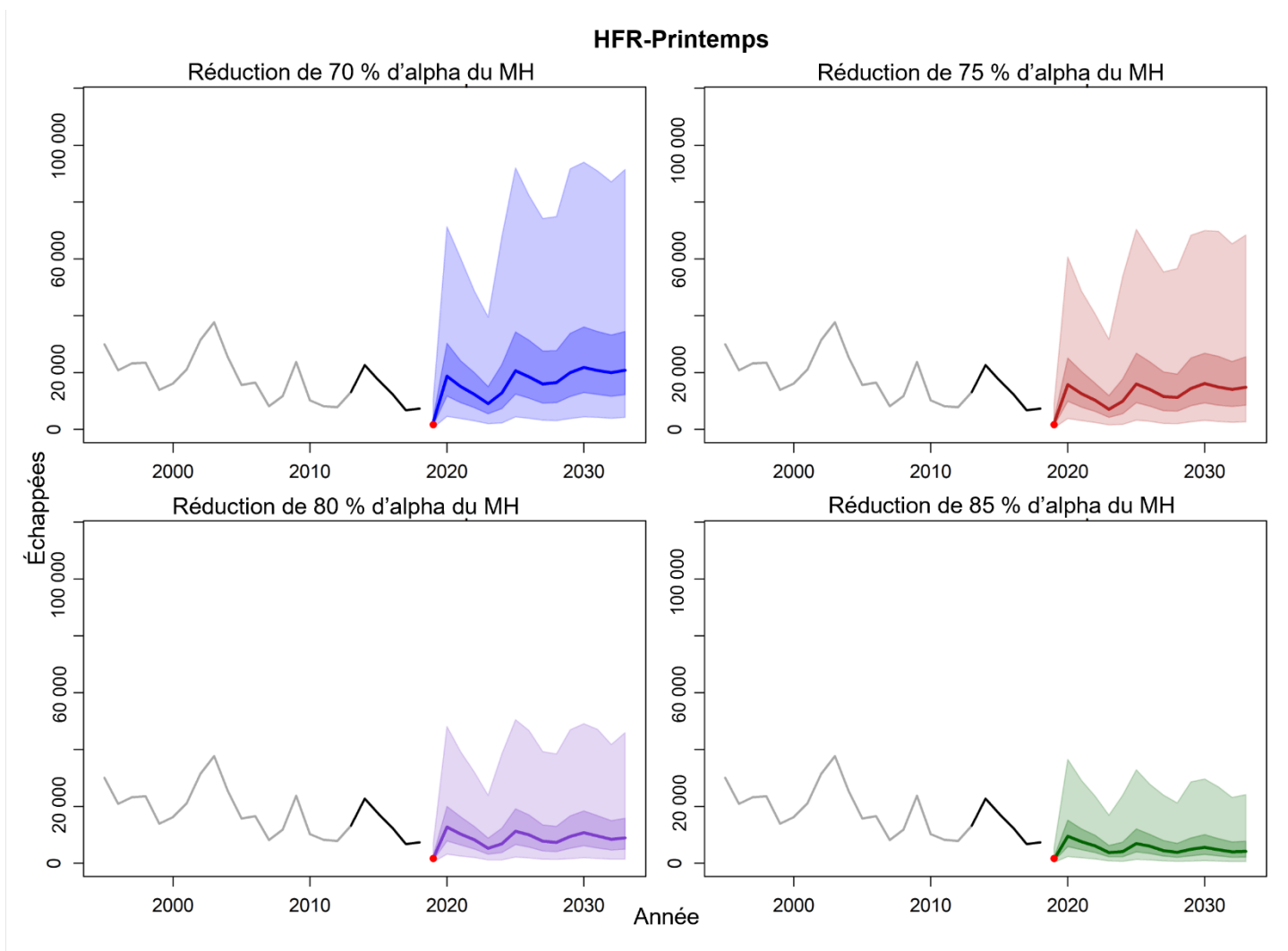


Figure D8 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 11 (MFR-Printemps) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 70 à 85 % par rapport à l'extrant du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge. Noter le changement sur l'axe des y par rapport à la figure précédente.

Tableau D8 – Paramètres d'entrée du modèle de projection du saumon chinook pour l'UD 11 (HFR-Printemps).

UD 11 (HFR-Printemps)			
Type de données	Renseignements requis	Valeurs	Source
Fonction de stock-recrutement	Paramètres S-R, alphas réduits de : 50 %, 55 %, 60 %, 65 %, 70 %, 75 %, 80 %, 85 %	Alphas : 3,1; 2,8; 2,5; 2,2; 1,9; 1,6; 1,3; 0,9; Bêta constant : 2,50 E-05	Estimations ajustées du modèle d'habitat
	Tau R	1,51	Tau R utilisé de la rivière Harrison comme valeur de substitution
Objectifs de rétablissement	85 % G _{RMD}	25 664 et déclin ≤ 30 %	Points de référence de la PSS et critères du COSEPAC
	G _{gén} ou 1 000	5 671 et une croissance positive de la population	
Âge maximal	Âge maximal	6	-
	2013	13 206	
Données d'entrée sur les échappées	2014	22 696	Estimations de grande qualité du NuSEDS avec remplissage
	2015	17 362	
	2016	12 596	
	2017	6 763	
	2018	7 322	
Survie naturelle	Âge 1	0,5	Hypothèse de l'analyse des cohortes du CTC
	Âge 2	0,6	
	Âge 3	0,7	
	Âge 4	0,8	
	Âge 5	0,9	
	Âge 6	0,9	
Taux de maturation (moyenne et écart-type des années d'éclosion 1986 à 2002)	Âge 2	0,0000; ET 0,000	Analyse des taux d'exploitation en 2019 par le CTC avec les valeurs du ruisseau Dome utilisées
	Âge 3	0,0040; ET 0,008	
	Âge 4	0,4532; ET 0,210	
	Âge 5	0,9913; ET 0,016	
	Âge 6	1,0000; ET 0,000	
	Âge 6	1,0000; ET 0,000	
Taux d'exploitation préterminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 0,3 % É.-U. 0,1 % Total 0,4 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 1,0 % É.-U. 1,7 % Total 2,7 %	
	Âge 5	CAN 5,5 % É.-U. 2,0 % Total 7,5 %	
	Âge 6	CAN 1,7 % É.-U. 0,3 % Total 2,0 %	
Taux d'exploitation terminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 0,8 % É.-U. 0,0 % Total 0,8 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 3,7 % É.-U. 0,0 % Total 3,7 %	
	Âge 5	CAN 29,6 % É.-U. 0,0 % Total 29,6 %	
	Âge 6	CAN 40,5 % É.-U. 0,0 % Total 40,5 %	

Tableau D9 – Pourcentage de simulations atteignant les objectifs de rétablissement inférieur et supérieur pour l'UD 11 (HFR-Printemps).

UD 11 (HFR-Printemps)			
Pourcentage de réduction d'alpha	Alpha	Objectif de rétablissement inférieur atteint	Objectif de rétablissement supérieur atteint
50	3,1	94 %	90 %
55	2,8	95 %	86 %
60	2,5	95 %	79 %
65	2,2	94 %	66 %
70	1,9	92 %	46 %
75	1,6	87 %	23 %
80	1,3	74 %	6 %
85	0,9	39 %	1 %

UD 17 (THN-Été)

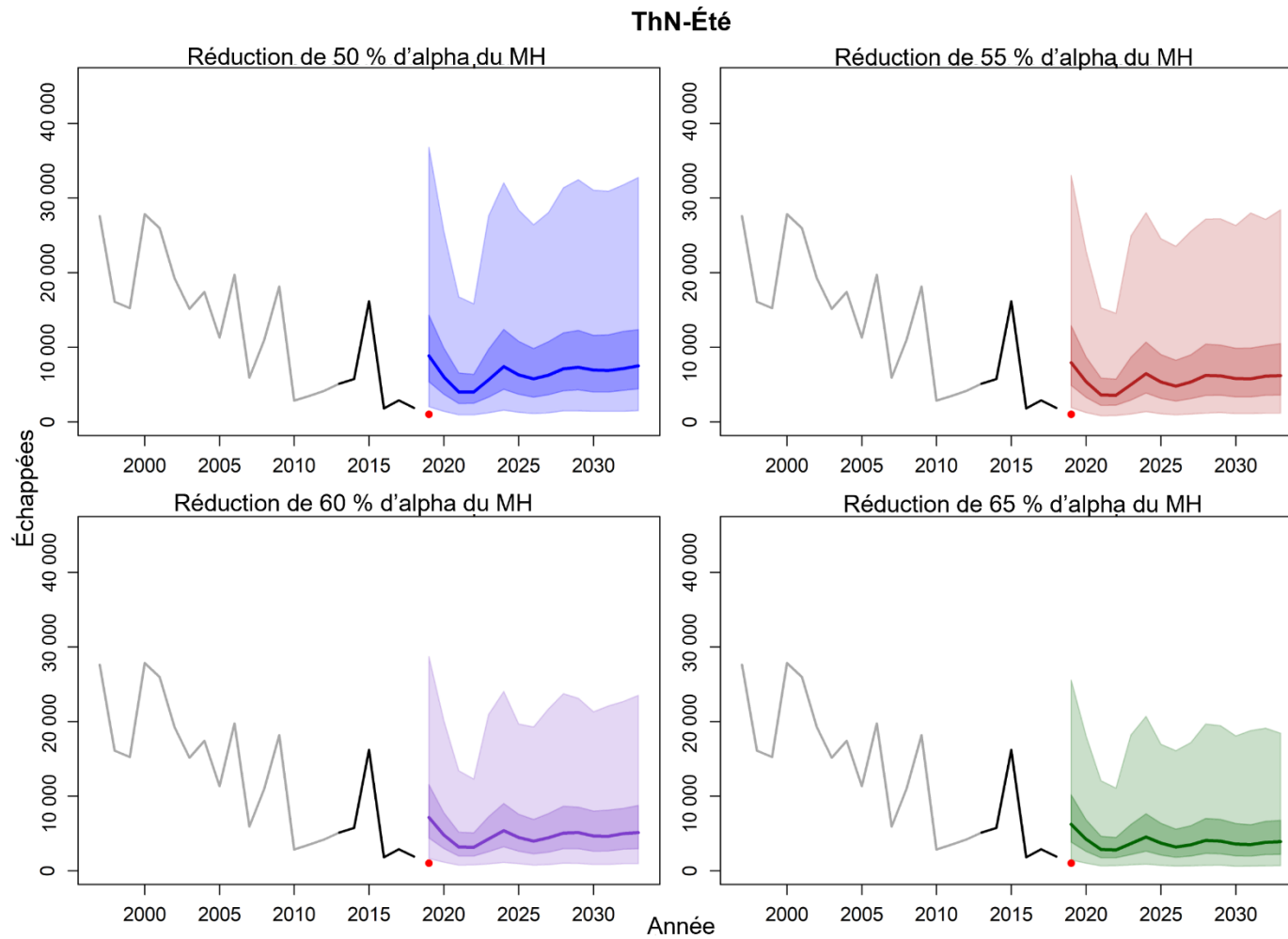


Figure D9 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 17 (THN-Été) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 50 à 65 % par rapport à l'extrant du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge.

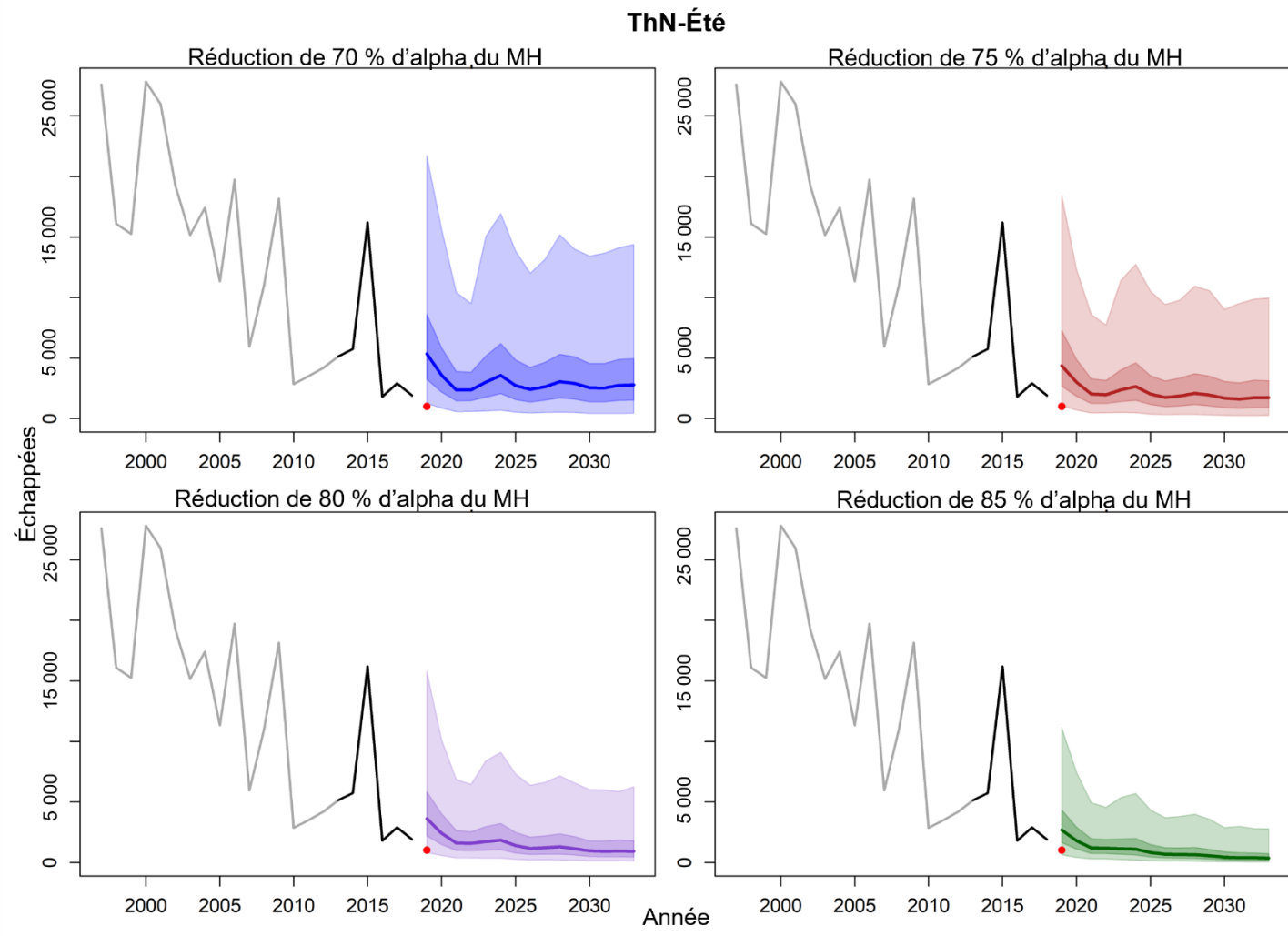


Figure D10 – Projections prospectives de 2019 à 2033 pour l'UD 17 (ThN-Été) dans les conditions récentes des taux d'exploitation avec des valeurs variables d'alpha, calculées comme une réduction de 70 à 85 % par rapport à l'extrait du modèle d'habitat (MH). Les estimations initiales pour 2019 sont indiquées par le cercle rouge. Noter le changement sur l'axe des y par rapport à la figure précédente.

Tableau D10 – Paramètres d'entrée pour le modèle de projection du saumon chinook pour l'UD 17 (THN-Été).

UD 17 (THN-Été)			
Type de données	Renseignements requis	Valeurs	Source
Fonction de stock-recrutement	Paramètres S-R, alphas réduits de : 50 %, 55 %, 60 %, 65 %, 70 %, 75 %, 80 %, 85 %	Alphas : 2,9; 2,6; 2,3; 2,0; 1,7; 1,4; 1,1; 0,9; Bêta constant : 7,21 E-05	Estimations ajustées du modèle d'habitat
	Tau R	1,51	Tau R utilisé de la rivière Harrison comme valeur de substitution
Objectifs de rétablissement	85 % G_{RMD}	7 822 et une croissance positive de la population	Points de référence de la PSS et critères du COSEPAC
	$G_{gén}$ ou 1 000	1 686 et une croissance positive de la population	
Âge maximal	Âge maximal	6	-
	2013	5 133	
Données d'entrée sur les échappées	2014	5 739	Estimations de grande qualité du NuSEDS avec remplissage et scalaire de 1,58 pour la rivière Thompson Nord
	2015	16 189	
	2016	1 808	
	2017	2 901	
	2018	1 899	
Survie naturelle	Âge 1	0,5	Hypothèse de l'analyse des cohortes du CTC
	Âge 2	0,6	
	Âge 3	0,7	
	Âge 4	0,8	
	Âge 5	0,9	
	Âge 6	0,9	
Taux de maturation (moyenne et écart-type des années d'éclosion 1986 à 2002)	Âge 2	0,0000; ET 0,000	Analyse des taux d'exploitation en 2019 par le CTC avec les valeurs du ruisseau Dome comme valeurs de substitution
	Âge 3	0,0040; ET 0,008	
	Âge 4	0,4532; ET 0,210	
	Âge 5	0,9913; ET 0,016	
Taux d'exploitation préterminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 1,2 % É.-U. 0,4 % Total 1,7 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 2,2 % É.-U. 1,5 % Total 3,8 %	
	Âge 5	CAN 5,9 % É.-U. 1,9 % Total 7,8 %	
	Âge 6	CAN 1,9 % É.-U. 0,0 % Total 1,9 %	
Taux d'exploitation terminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 10,0 % É.-U. 0,0 % Total 10,0 %	Modèle du saumon chinook du CTC, 2019
	Âge 4	CAN 23,3 % É.-U. 0,0 % Total 23,30 %	
	Âge 5	CAN 34,9 % É.-U. 0,0 % Total 34,9 %	
	Âge 6	CAN 38,4 % É.-U. 0,0 % Total 38,4 %	

Tableau D11 – Pourcentage de simulations atteignant les objectifs de rétablissement inférieur et supérieur pour l'UD 17 (THN-Été).

UD 17 (THN-Été)			
Pourcentage de réduction d'alpha	Alpha	Objectif de rétablissement inférieur atteint	Objectif de rétablissement supérieur atteint
50	2,9	64 %	48 %
55	2,6	60 %	37 %
60	2,3	54 %	24 %
65	2,0	44 %	13 %
70	1,7	33 %	5 %
75	1,4	19 %	1 %
80	1,1	7 %	0 %
85	0,9	1 %	0 %

D.3. RÉFÉRENCES

- Dobson, D., Holt, K. et Davis, B. 2020. [Examen technique de la méthode de gestion du saumon chinook de type dulcicole du fleuve Fraser](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/027. xii + 303 p.
- Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. Habitat-based methods to estimate escapement goals for data limited Chinook salmon stocks in British Columbia, 2004. DFO Can. Sci. Advis. Secr. 2006/083.

APPENDIX E. PARAMÈTRES D'ENTRÉE POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON)

Le tableau E1 ci-dessous présente les paramètres d'entrée finaux utilisés pour le modèle de projection du saumon chinook.

Tableau E1 – Paramètres d'entrée pour le modèle de projection du saumon chinook pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

UD 2 (BFR-HARRISON)			
Type de données	Renseignements requis	Valeurs	Source
Fonction de stock-recrutement	Paramètres S-R (a, b)	2,17; 5,83 E-06	Analyse S-R actualisée pour la rivière Harrison
	Erreur (σ_{total}, ρ)	0,75; 0,66	
Objectifs de rétablissement	85 % G_{RMD}	63 808 et déclin < 30 %	Points de référence de la PSS et critères du COSEPAC
	$G_{gén}$ ou 1 000	15 313 et déclin < 30 %	
Âge maximal	Âge maximal	5	-
	2015	44 907	
Données d'entrée sur les échappées	2016	101 759	Estimations de grande qualité du NuSEDS
	2017	41 526	
	2018	30 049	
	2019	46 336	
	Âge 1	0,5	
Survie naturelle	Âge 2	0,6	Hypothèse de l'analyse des cohortes du CTC
	Âge 3	0,7	
	Âge 4	0,8	
	Âge 5	0,9	
	Âge 6	0,9	
Taux de maturation (moyenne et écart-type des années d'éclosion 2005 à 2013)	Âge 2	0,1088; ET 0,079	Analyse des taux d'exploitation en 2019 par le CTC
	Âge 3	0,2321; ET 0,142	
	Âge 4	0,9470; ET 0,050	
	Âge 5	1,0000; ET 0,000	
Taux d'exploitation préterminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 1,7 % É.-U. 1,1 % Total 2,8 %	Fichier HRJ, 2019
	Âge 4	CAN 7,4 % É.-U. 5,6 % Total 12,9 %	
	Âge 5	CAN 13,0 % É.-U. 6,3 % Total 19,4 %	
	Âge 6	CAN 5,1 % É.-U. 1,0 % Total 6,0 %	
Taux d'exploitation terminaux (moyenne de 2009 à 2015)	Âge 3	CAN 2,9 % É.-U. 0,0 % Total 2,9 %	Fichier HRJ, 2019
	Âge 4	CAN 6,5 % É.-U. 0,4 % Total 6,9 %	
	Âge 5	CAN 3,0 % É.-U. 0,0 % Total 3,1 %	
	Âge 6	CAN 0,8 % É.-U. 0,6 % Total 1,5 %	

APPENDIX F. VARIATION TEMPORELLE DE LA PRODUCTIVITÉ POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON)

Pour le saumon chinook, la productivité de la population résulte d'une combinaison de la fécondité moyenne par femelle reproductrice et des taux de survie aux nombreux stades du cycle vital, du stade de la ponte à celui de géniteur adulte. La survie est influencée par des facteurs indépendants et dépendants de la densité, et la fécondité moyenne du saumon chinook par la fécondité propre à la population, la taille et la composition selon l'âge des géniteurs, ainsi que d'autres facteurs (Healey et Heard 1984). Récemment, beaucoup de documents ont été publiés sur les tendances de certains des facteurs influençant la productivité de nombreuses populations nord-américaines de saumon chinook (Ohlberger *et al.* 2018, 2020; Xu *et al.* 2020; MPO 2018; Sharma *et al.* 2013; Kendall et Quinn 2011; Lewis *et al.* 2015; Dorner *et al.* 2018).

Plusieurs sources de données montrent que la productivité de l'UD 2 (BFR-Harrison) est variable dans le temps, d'après des informations provenant (1) d'une analyse stock-recrutement simple de Ricker, (2) du taux de survie du stade de l'œuf à l'âge 2, (3) du taux de survie du stade de smolt à l'âge 2 d'après les MMC, (4) de la longueur des femelles, (5) du taux de maturation au niveau de la population, (6) de la fécondité moyenne au niveau de la population, (7) du profil de recrutement de l'année d'éclosion et (8) de la ponte.

F.1. ANALYSE STOCK-RECRUTEMENT SIMPLE DE RICKER

Ricker (1973, 1975) a décrit une approche simple pour estimer la relation entre le stock reproducteur et le recrutement pour les conditions environnementales et de population moyennes qui se sont produites pendant la période où les données ont été recueillies. Cette approche produit une relation stock-recrutement et un ensemble de résiduels de modèle qui représentent les variations annuelles de la productivité, indépendantes de la densité des géniteurs, par rapport à la moyenne pendant la période des données (Figure F1). Pour l'UD 2 (BFR-Harrison), le modèle simple de Ricker détermine des périodes de productivité supérieure à la moyenne (années d'éclosion 1986 à 1990 et 1994 à 2003) et inférieure à la moyenne (années d'éclosion 1991 à 1993 et 2004 à 2013). Il existe des profils temporels parmi les résiduels, dénotés par des groupes de valeurs positives ou négatives, mais aucune autocorrélation statistiquement significative n'a été détectée à un décalage de 1 ($P = 0,22$). Dorner *et al.* (2018) ont relevé les tendances temporelles de la productivité et ont signalé que la productivité de nombreux stocks de saumon chinook d'Amérique du Nord variait dans le temps en fonction de la variation de l'oscillation de la circulation du Pacifique Nord et, dans une moindre mesure, de l'emplacement de la bifurcation du courant du Pacifique Nord lorsqu'il atteint la côte Ouest de l'Amérique du Nord.

F.2. SURVIE DES COHORTES DU STADE DE L'ŒUF À L'ÂGE 2

On a estimé la survie des individus du stade de l'œuf à l'âge 2 pour les années d'éclosion 1984 à 2013 afin de dégager les profils temporels qui pourraient contribuer à la productivité variable dans le temps pour l'UD 2 (BFR-Harrison). La survie du stade de l'œuf à l'âge 2 est une combinaison de sources de mortalité dépendantes et indépendantes de la densité. On a estimé la production d'œufs à partir de la fécondité moyenne par âge et de l'abondance de femelles reproductrices par âge (à l'exclusion de la ponte), et l'abondance des individus d'âge 2 d'origine naturelle avant la mortalité naturelle à partir du nombre de géniteurs d'origine naturelle par âge, des taux d'exploitation par âge d'après les MMC et de la rétroanalyse des cohortes. Cette approche ne produit pas les mêmes valeurs que la série chronologique du recrutement utilisée dans l'analyse stock-recrutement, mais elle peut être considérée comme une mesure différente du recrutement (c.-à-d. l'abondance des individus d'âge 2 avant toute mortalité par pêche ou

naturelle aux âges 2 et plus). Le taux de survie était l'abondance des individus d'âge 2 d'origine naturelle divisée par la production d'œufs par cohorte. Pour l'UD 2 (BFR-Harrison), il n'existe pas d'estimations de l'abondance pour les différents stades du cycle vital des individus d'origine naturelle jusqu'à l'âge 2. Aucune estimation de la survie n'a été générée pour 2004, car aucune donnée provenant de MMC de la rivière Harrison n'était disponible pour cette cohorte.

La survie du stade de l'œuf à l'âge 2 présente un profil temporel (Figure F2) qui ressemble à la variation temporelle de la productivité, comme l'indiquent les résiduels du modèle stock-recrutement simple de Ricker (Figure F3). La survie était supérieure à la moyenne pour les années d'éclosion 1986 à 1990, inférieure à la moyenne de 1991 à 1993, généralement supérieure à la moyenne de 1994 à 2000, puis généralement inférieure à la moyenne de 2001 à 2013. Une grande partie (83 %) de la variation inexplicée de la productivité à partir de la relation stock-recrutement de Ricker est représentée par la survie du stade de l'œuf à l'âge 2 (Figure F4); une quantité relativement mineure de la variation de la productivité provient donc de la variation de la survie aux stades ultérieurs du cycle vital et des erreurs de mesure (< 17 % combinées). La survie du stade de l'œuf à l'âge 2 présentait une autocorrélation significative à un décalage de 1 ($P = 0,034$).

F.3. SURVIE DU STADE DE SMOLT A L'AGE 2

La survie du stade de smolt à l'âge 2 a été indexée en utilisant des individus d'écloserie porteurs d'une MMC et relâchés dans la rivière Harrison; ces taux de survie servent de taux de substitution pour la survie des individus d'origine naturelle, puisqu'il n'existe pas d'estimation de l'abondance des smolts d'origine naturelle émigrant de la rivière Harrison. La survie du stade de smolt à l'âge 2, l'âge de maturité le plus jeune et l'âge auquel le saumon chinook de l'UD 2 (BFR-Harrison) est recruté dans les pêches, peut représenter une grande partie de la variation temporelle de la productivité, comme l'indiquent les résiduels du modèle simple de Ricker pour le saumon chinook (CSP 1999; Brown *et al.* 2001; Parken *et al.* 2006).

Pour l'UD 2 (BFR-Harrison), la survie du stade de smolt à l'âge 2 d'après les MMC varie considérablement et présente un profil temporel de survie supérieure à la moyenne (1986 à 1990), inférieure à la moyenne (1991 à 2004) et aléatoirement supérieure et inférieure à la moyenne (2005 à 2013; Figure F4). Le profil temporel de la survie du stade de smolt à l'âge 2 représentait 38 % de la variabilité de la productivité, représentée par les résiduels de Ricker (Figure F5). Il n'y avait pas d'autocorrélation significative entre les données sur la survie du stade de smolt à l'âge 2 d'après les MMC à un décalage de 1 ($P = 0,879$).

Des profils temporels peuvent se dégager dans la survie du stade de smolt à l'âge 2 en raison de facteurs écologiques influençant l'abondance des proies et le degré de prédation sur les saumons chinooks juvéniles. Dans une méta-analyse des stocks de saumon chinook du nord-ouest du Pacifique, Sharma *et al.* (2013) ont signalé que les conditions océaniques locales selon la trajectoire de dévalaison des saumons chinooks avaient un effet sur la survie du stade de smolt à l'âge 2 pour la majorité des stocks; ils ont également indiqué des liens avec des décalages temporels pour d'autres indices environnementaux, de l'échelle locale à l'échelle éloignée. Ces indices environnementaux peuvent influencer l'abondance des proies, et l'abondance des prédateurs (Beamish et Neville 1995) pourrait également contribuer à la variation temporelle de la survie des smolts.

F.4. LONGUEUR DES FEMELLES

La fécondité est liée à la longueur des femelles reproductrices chez les poissons (Barneche *et al.* 2018), y compris le saumon chinook (Healey et Heard 1984). La longueur des chinooks femelles a diminué dans de nombreuses régions d'Amérique du Nord, notamment en Alaska

(Lewis *et al.* 2015, Ohlberger *et al.* 2018, 2020), dans les États de Washington et de l'Oregon (Ohlberger *et al.* 2018), en Colombie-Britannique (MPO 2018) et dans le Fraser (Xu *et al.* 2020). La longueur moyenne selon l'âge des chinooks femelles a varié dans le temps dans l'UD 2 (BFR-Harrison) pour les âges 3 à 5, avec une période de longueur supérieure à la moyenne (1996 à 2010) et plus récemment de longueur inférieure à la moyenne (2011 à 2019; Figure F6). Une autocorrélation importante a été détectée chez les femelles d'âge 3, 4 et 5 à un décalage de 1 (et d'autres; $P < 0,018$). Pour l'UD 2 (BFR-Harrison), le taux de croissance des individus d'âge 3 était associé à un indice environnemental local, la salinité printanière à l'île Entrance, en Colombie-Britannique, près de l'embouchure du Fraser, tandis que les taux de croissance des saumons chinooks d'âge 4 et d'âge 5 étaient associés à des indices environnementaux à grande échelle, l'indice de basse pression des Aléoutiennes et la bifurcation du courant du Pacifique Nord (Xu *et al.* 2020). Comme ces différents indices environnementaux ont chacun un profil temporel spécifique, Xu *et al.* (2020) ont élaboré des modèles pour prédire les taux de croissance par âge pour différentes ZG du SCF. La fécondité étant liée à la longueur de la femelle chez le saumon chinook, la variation temporelle de la longueur selon l'âge de la femelle pourrait influencer le profil temporel de la productivité pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

F.5. TAUX DE MATURATION

Les taux de maturation décrivent la proportion des individus d'une population de saumon qui arrivent à maturité à un âge précis. L'âge mature le plus avancé a un taux de maturation de 100 %; ces taux ne varient donc pas pour l'UD 2 (BFR-Harrison) à l'âge 5. Des taux de maturation supérieurs à la moyenne signifient qu'une proportion d'individus supérieure à la moyenne arrive à maturité dans la classe d'âge pour cette cohorte. Ainsi, les taux de maturation peuvent influencer la composition selon l'âge des échappées et, par exemple, lorsque les taux de maturation augmentent pour tous les âges, l'âge moyen de la population diminue. Les profils des taux de maturation diffèrent entre les mâles et les femelles, en fonction des différences entre la composition selon l'âge des mâles et des femelles d'une même cohorte; cependant, les taux de maturation ne sont mesurés que pour les deux sexes combinés dans une cohorte, car l'exploitation par la pêche est calculée au niveau de la population, les prises de la pêche n'étant pas mesurées par sexe. Bien que les taux de maturation ne soient pas mesurés spécifiquement pour les cohortes de femelles, la variation temporelle des taux de maturation au niveau de la population peut dénoter des changements dans la composition selon l'âge des femelles reproductrices. La composition selon l'âge des femelles reproductrices peut influencer sur la productivité de certaines cohortes puisque les individus plus jeunes sont en moyenne plus petits que les individus plus âgés, et que chez le saumon chinook, la fécondité augmente avec l'âge et la taille (Healey et Heard 1984).

Pour l'UD 2, les taux de maturation varient dans le temps pour les âges 2 à 4 des individus d'origine naturelle (Figure F7), mais aucune autocorrélation importante n'a été détectée à un décalage de 1 ($P > 0,079$). Pour l'UD 2 (BFR-Harrison), les femelles arrivent à maturité aux âges 3, 4 et 5 et les mâles aux âges 2 à 5. Pour les individus d'âge 3, les taux de maturation étaient généralement inférieurs à la moyenne de 1984 à 1988, proches de la moyenne de 1989 à 1995, inférieurs à la moyenne de 1996 à 2003 et supérieurs à la moyenne de 2006 à 2013. Pour l'âge 4, ils étaient inférieurs à la moyenne de 1984 à 1987, supérieurs à la moyenne de 1988 à 1991, inférieurs à la moyenne de 1992 à 2000 et supérieurs à la moyenne de 2001 à 2013. Pour les âges 3 et 4, les taux de maturation étaient supérieurs à la moyenne de 2006 à 2013, ce qui indique que les individus de l'UD 2 (BFR-Harrison) arrivent à maturité plus tôt et reviennent frayer plus jeunes récemment. Les profils temporels évidents dans les taux de maturation pourraient influencer la variation temporelle de la productivité.

F.6. FÉCONDITÉ

Chez de nombreuses espèces de poissons, la fécondité augmente de manière disproportionnée avec la taille (Barneche *et al.* 2018). Par rapport à d'autres espèces de poissons, la fécondité augmente à un rythme plus lent par unité de longueur chez le saumon chinook, la longueur représentant souvent moins de 50 % de la variation de la fécondité et d'autres facteurs, tels que le stock, l'âge à la maturité et l'année contribuant à la variation de la fécondité (Healey et Heard 1984).

Pour calculer la fécondité moyenne par femelle pour l'UD 2 (BFR-Harrison), nous avons d'abord établi une relation propre au stock entre la longueur et la fécondité à partir des individus de la rivière Harrison mesurés en 2018 et 2019. Ensuite, nous avons appliqué cette relation à la longueur moyenne des saumons chinooks femelles selon l'âge par année d'éclosion, décrite précédemment. Puis nous avons pondéré les valeurs de la fécondité selon l'âge par la composition selon l'âge des échappées de femelles afin de créer une série chronologique de fécondité au niveau de la population pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

Une forte tendance temporelle, avec une autocorrélation importante au décalage de 1 ($P < 0,0005$; Figure F8), se dégage pour l'UD 2 (BFR-Harrison). La fécondité a semblé varier de manière aléatoire entre 1984 et 1997, puis le profil a changé pour passer à une fécondité supérieure à la moyenne entre 1997 et 2009, puis à une fécondité inférieure à la moyenne entre 2010 et 2019. Bien que la fécondité moyenne soit influencée par la longueur moyenne des femelles aux âges 3 à 5 et par les taux de maturation et la composition selon l'âge des femelles reproductrices des âges 3 à 5, le profil temporel de la fécondité est beaucoup plus distinctif que la longueur des femelles ou les taux de maturation.

F.7. RECRUTEMENT SELON L'ANNÉE D'ÉCLOSION

Le recrutement des individus d'une année d'éclosion donnée, qui contribuent aux prises et aux échappées les années suivantes, présentait un profil temporel pour l'UD 2 (BFR-Harrison), mais aucune autocorrélation importante au décalage de 1 ($P = 0,262$; Figure F9). Pour les années d'éclosion 1984 à 1990, il y a eu plusieurs épisodes de recrutement importants qui ont connu des taux d'exploitation simples élevés (mortalité totale/(mortalité totale + échappées)), en moyenne de 70 %, dans les pêches américaines et canadiennes. Pour les années d'éclosion 1991 à 1997, les recrutements étaient généralement inférieurs à la moyenne (Figure F10) et les taux d'exploitation étaient en moyenne de 42 %, jusqu'à ce que les recrutements passent au-dessus de la moyenne pour les années d'éclosion 1998 à 2000, où les taux d'exploitation étaient en moyenne de 53 %. Depuis, le recrutement selon l'année d'éclosion a été inférieur à la moyenne et les taux d'exploitation ont atteint 38 % en moyenne. Le recrutement n'a pas semblé varier de façon aléatoire dans le temps.

F.8. PONTE

La ponte est l'expulsion d'œufs du corps de la femelle reproductrice dans l'environnement où le nid a été construit. Dans les frayères, on a examiné les cavités corporelles de carcasses de saumons chinooks femelles pour vérifier la rétention d'œufs, enregistrée comme 100 %, 50 % ou 0 %, la catégorie 50 % représentant un volume d'œufs qui remplirait les mains jointes d'une personne. Ces données catégorielles ont été converties en pourcentage de ponte pour chaque année d'éclosion des géniteurs. La ponte affichait un profil temporel pour l'UD 2 (BFR-Harrison), mais aucune autocorrélation importante au décalage de 1 ($P = 0,391$; Figure F11). La ponte a été inférieure à la moyenne de 1986 à 1995 et supérieure à la moyenne la plupart des années depuis. La ponte ne semble pas varier aléatoirement dans le temps.

F.9. SOMMAIRE

Des profils temporels ont été déterminés parmi sept types de facteurs influençant la dynamique des populations qui fournissent des preuves que la productivité a varié plus probablement dans le temps que de manière aléatoire pour l'UD 2 (BFR-Harrison) pour les années d'éclosion 1984 à 2013. De brèves phases de variation aléatoire étaient apparentes avec certains des facteurs (la survie du stade de smolt à l'âge 2 d'après les MMC, la fécondité) et une autocorrélation importante au décalage de 1 n'a été détectée que dans la survie du stade de l'œuf à l'âge 2, la longueur des femelles d'âge 3 et 4 et la fécondité au niveau de la population. Bien que nous n'ayons pas détecté d'autocorrélation importante au décalage de 1 pour les résiduels du modèle simple de Ricker, certains profils temporels correspondaient le mieux au profil temporel pour la survie du stade de l'œuf à l'âge 2 et la survie du stade de smolt à l'âge 2 d'après les MMC, ces taux de survie représentant 83 % et 38 % de la variation résiduelle de Ricker, respectivement. Des tendances à la baisse continues et généralisées similaires de la taille, de l'âge à la maturité et de la fécondité ont été documentées dans les populations de saumons du Pacifique de l'Alaska, les changements les plus importants étant observés chez le saumon chinook (Oke *et al.* 2020). Ces tendances ont été associées aux changements climatiques et à la concurrence en mer exercée par les saumons (Oke *et al.* 2020), ce qui constitue une preuve supplémentaire que les tendances observées ne sont pas le résultat d'une variation aléatoire.

Dans l'ensemble, le poids de la preuve pour l'UD 2 (BFR-Harrison) donne à penser que la productivité variable dans le temps avec une période récente de productivité réduite est le scénario le plus probable. Cette affirmation est étayée par des recherches récentes qui ont décrit des profils temporels synchrones de la productivité du saumon chinook dans le Pacifique Nord-Est, avec des déclin récents de la productivité dans la plupart des stocks (Dorner *et al.* 2018). Il est important de prendre en compte ces informations biologiques, ainsi que les diagnostics statistiques, lors du processus de sélection du modèle.

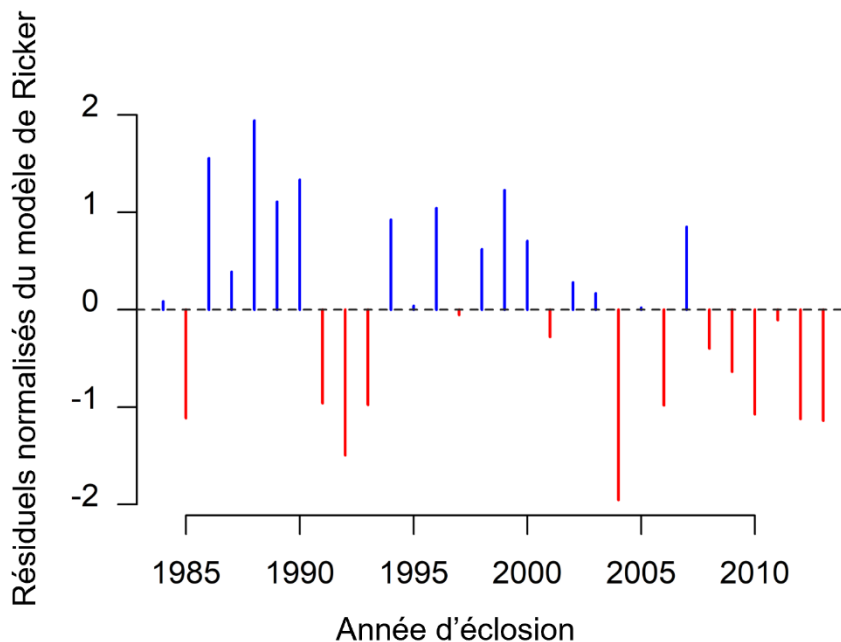


Figure F1 – Résiduels normalisés (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$) du modèle simple de Ricker pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

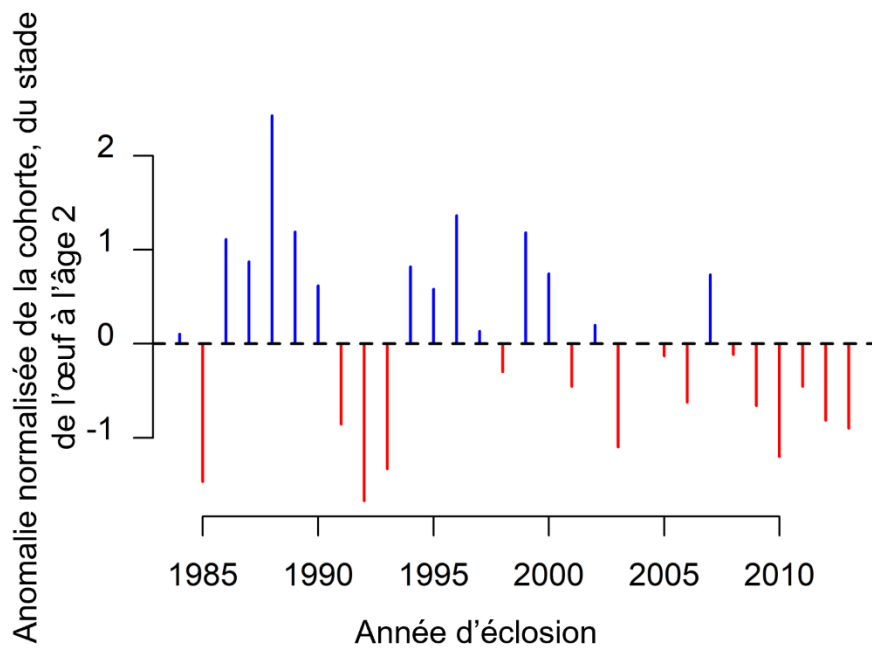


Figure F2 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$) de la survie d'après l'abondance de la cohorte, à savoir le nombre total d'individus d'origine naturelle du stade de l'œuf à l'âge 2 pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

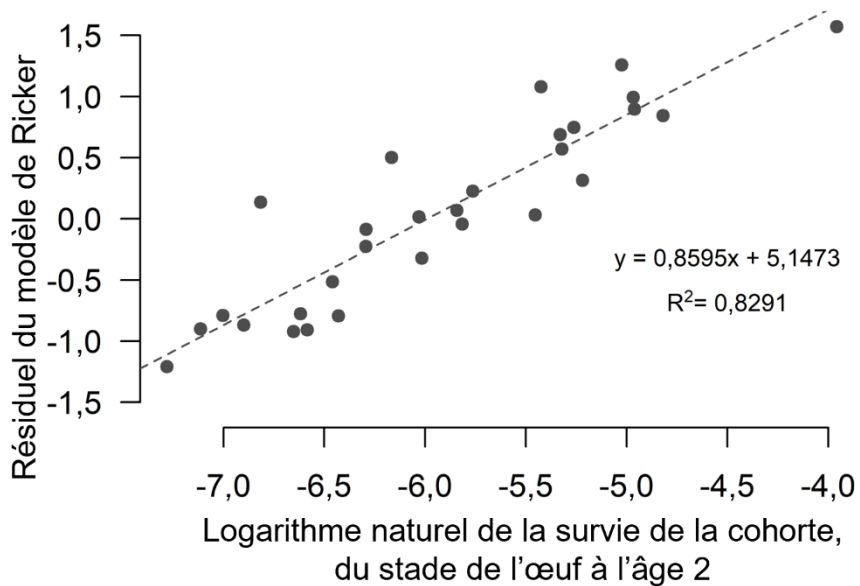


Figure F3 – Diagramme de dispersion de la transformation logarithmique naturelle de l'abondance du stade de l'œuf à l'âge 2 pour les individus d'origine naturelle de la cohorte, et des résiduels de la relation stock-recrutement de Ricker pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

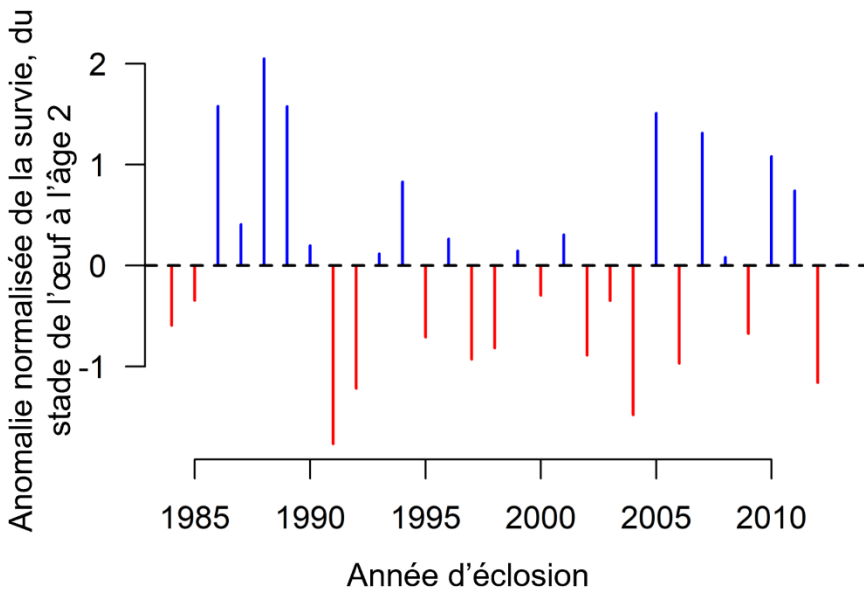


Figure F4 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$) de la transformation logarithmique naturelle de la survie estimée à partir du nombre d'individus d'écloserie porteurs d'une MMC relâchés dans la rivière Harrison et de l'abondance de la cohorte d'âge 2 issue de l'écloserie pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

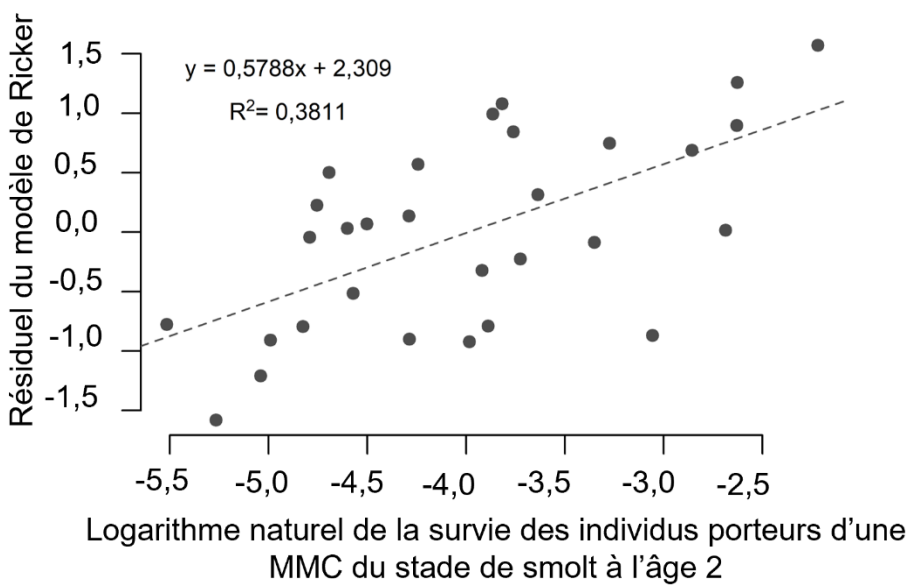


Figure F5 – Diagramme de dispersion de la transformation logarithmique naturelle de la survie du stade de smolt à l'âge 2 pour les individus d'écloserie porteurs d'une MMC relâchés dans la rivière Harrison, et des résiduels du modèle simple de Ricker.

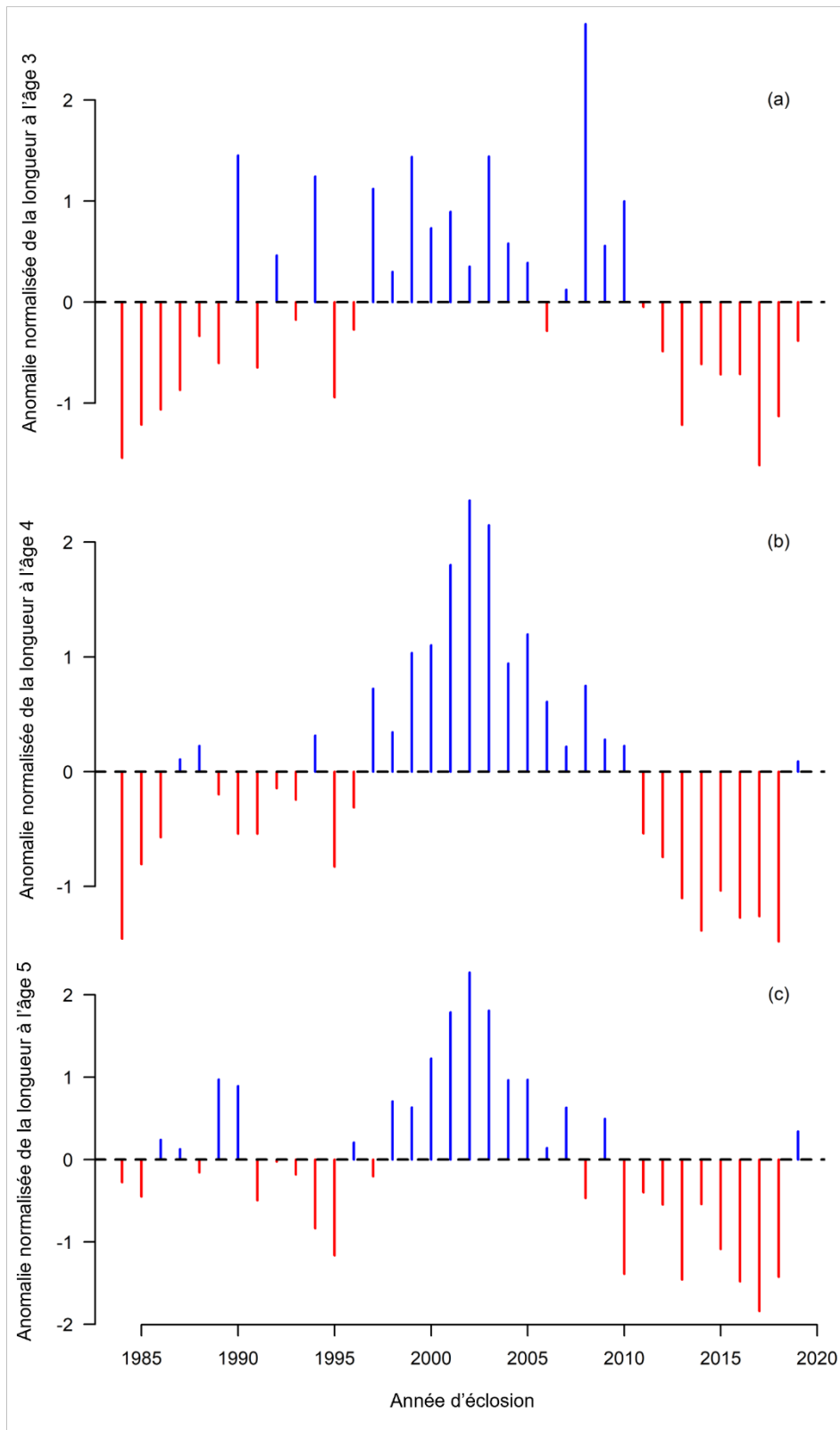


Figure F6 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$) de la longueur moyenne des saumons chinooks femelles d'âge 3 (a), 4 (b) et 5 (c) de l'UD 2 (BFR-Harrison).

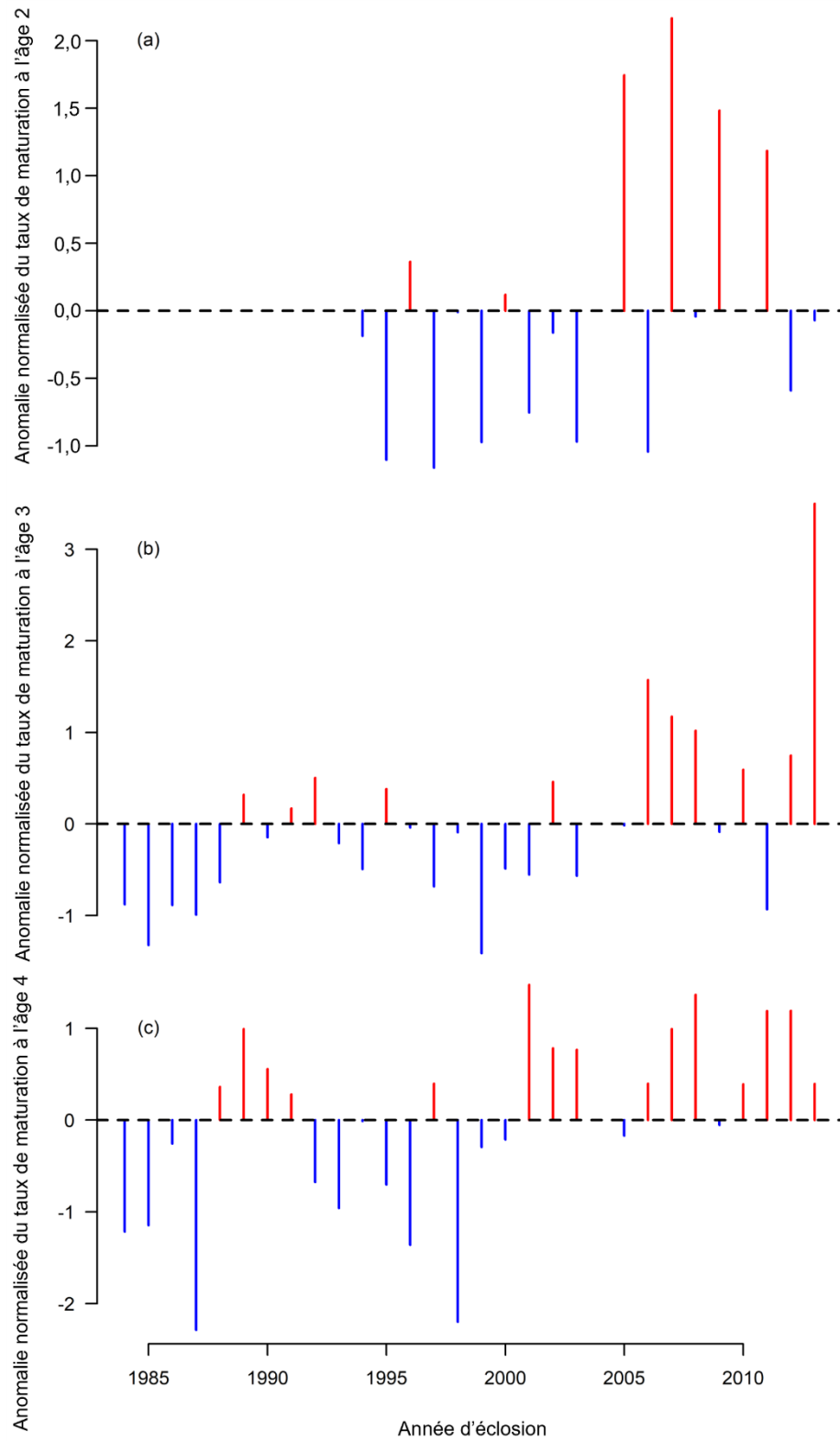


Figure F7 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$ du taux de maturation pour les saumons chinooks d'âge 2 (a), 3 (b) et 4 (c) de l'UD 2 (BFR-Harrison).

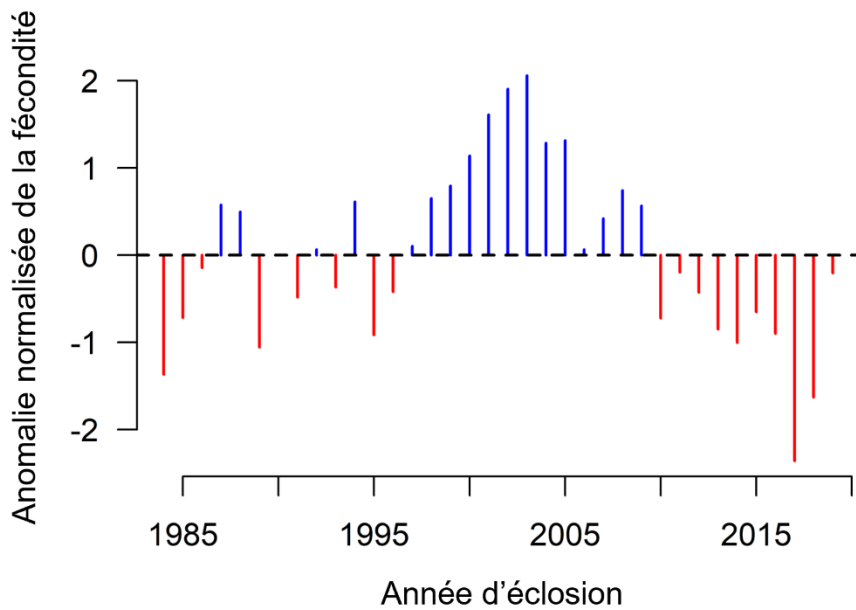


Figure F8 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$ de la fécondité au niveau de la population pour les saumons chinooks de l'UD 2 (BFR-Harrison), où un écart-type est de 2,3 % de la moyenne.

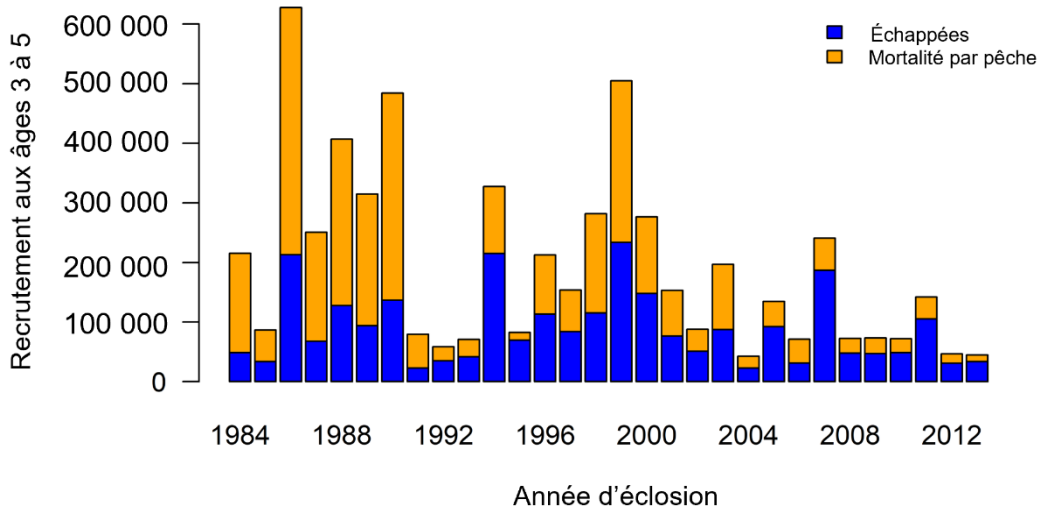


Figure F9 – Quantité de recrutement selon l'année d'éclosion estimée selon la mortalité par pêche (prises et mortalité accessoire) ou les échappées pour l'UD 2 (BFR-Harrison).

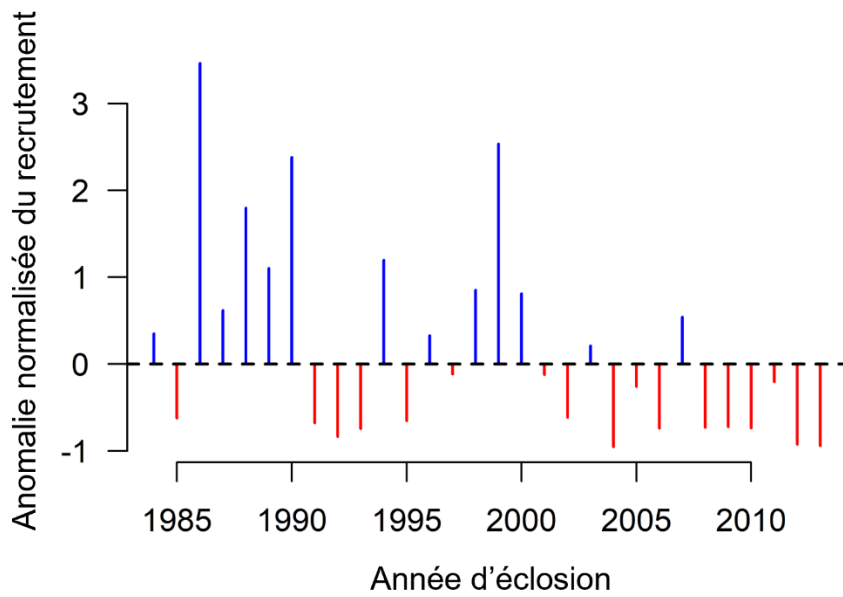


Figure F10 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$) du recrutement pour les saumons chinooks de l'UD 2 (BFR-Harrison).

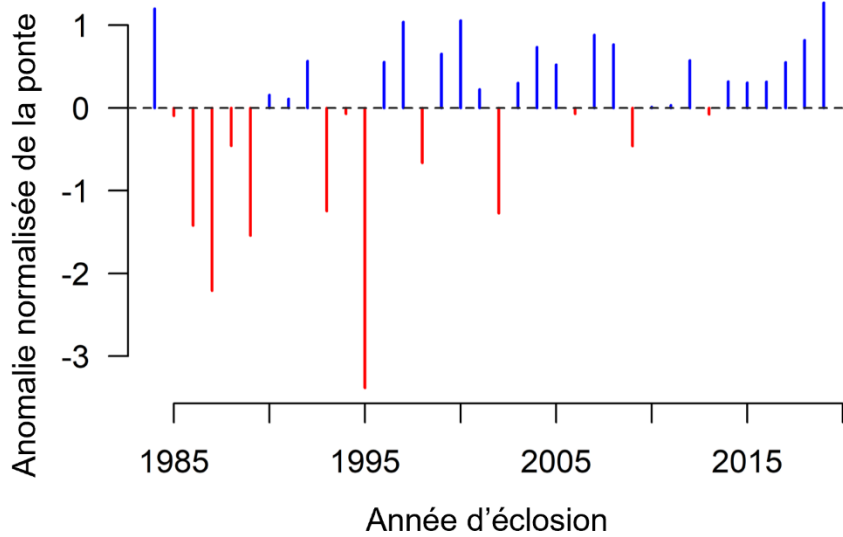


Figure F11 – Anomalies normalisées (écarts réduits; $[(\text{moyenne-obs})/ET]$) de la ponte pour les saumons chinooks de l'UD 2 (BFR-Harrison).

F.10. RÉFÉRENCES

- Barneche, D.R., Robertson, D.R., White, C.R., Marshall, D.J. 2018. Fish reproductive-energy output increase disproportionately with body size. *Science* 360 (6389): 642-645. Doi: 10.1126/science.aao6868.
- Beamish, R.J., and C.M. Neville. 1995. Pacific salmon and Pacific herring mortalities in the Fraser River plume caused by river lamprey (*Lampetra ayresi*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:644-650.
- Brown, G., Riddell, B., Chen, D., and Bradford, M. 2001. A biologically-based escapement goal for Harrison River fall Chinook. Pacific Scientific Advice Review Committee, Salmon Subcommittee Working Paper S2001-16.
- Derner, B., Catalano, M.J., and Peterman, R.M. 2018. Spatial and temporal patterns of covariation in productivity of Chinook Salmon populations of the northeastern Pacific Ocean. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(7): 1082–1095. doi: 10.1139/cjfas-2017-0197.
- Healey, M., and Heard, W. 1984. Inter- and Intra-Population Variation in the Fecundity of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and its Relevance to Life History Theory. *Rivers* 41: 476–483.
- Kendal, N.W., and Quinn, T.P. 2011. Length and age trends of Chinook Salmon in the Nushagak River, Alaska, Related to Commercial and Recreational Fishery Selection and Exploitation. *Transactions of the American Fisheries Society* 140 (3): 611-622. Doi: 10.1080/00028487.2011.585575.
- Lewis, B., Grant, W.S., Brenner, R.E., Hamazaki, T., 2015. Changes in size and age of Chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha* returning to Alaska. *PLoS ONE* 10, e0130184–17.
- Ohlberger, J., Ward, E.J., Schindler, D.E., Lewis, B., 2018. Demographic changes in Chinook Salmon across the Northeast Pacific Ocean. *Fish Fish* 19, 533–546.
- Ohlberger, J., D.E. Schindler, R.J. Brown, J.M.S. Harding, M.D. Adkison, and A.R. Munro. 2020. Analysis of Changes in Quality of Chinook Salmon Escapement in the AYK Region. Arctic-Yukon-Kuskokwim Sustainable Salmon Initiative. Anchorage, AK. 47 p. + appendix.
- Oke, K.B., Cunningham, C.J., Westley, P.A.H., Baskett, M.L., Carlson, S.M., Clark, J., Hendry, A.P., Karatayev, V.A., Kendall, N.W., Kibele, J., Kindsvater, H.K., Kobayashi, K.M., Lewis, B., S. Munch, S., Reynolds, J.D., Vick, G.K. Palkovacs, E. P. 2020. Recent declines in salmon body size impact ecosystems and fisheries. *Nat. Commun.* 11 (4155): 1-13. doi: 10.1038/s41467-020-17726-z
- MPO. 2018. [Information scientifique à l'appui des consultations sur les mesures de gestion des pêches au saumon quinnat de la Colombie-Britannique \(2018\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/035.
- Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. [Habitat-based methods to estimate escapement goals for data limited Chinook salmon stocks in British Columbia, 2004](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/083. vii + 67 p.
- Ricker, W.E. 1973. Critical statistics from two reproduction curves. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 160:333-340.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Bulletin 191, Ottawa.

Sharma, R., Velez-Espino, L.A., Wertheimer, A.C., Mantua, N., Francis, R.C. 2013. Relating spatial and temporal scales of climate and ocean variability to survival of Pacific Northwest Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Fish. Oceanogr. 22(1): 14-31. Doi: 10.1111/fog.12001.

Xu, Y., Decker, A.S., Parken, C.K., Ritchie, L.M., Patterson, D.A., Fu, C. 2020. Climate effects on size-at-age and growth rate of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the Fraser River, Canada. Fish. Oceanogr. 21:381-395. DOI: 10.1111/fog.12484.

APPENDIX G. MODÈLES DE RICKER POUR L'UD 2 (BFR-HARRISON)

Afin de fournir des estimations des paramètres pour les projections prospectives de l'UD 2 (BFR-Harrison) dans l'EPR, trois modèles de Ricker différents ont été considérés, y compris un modèle autocorrélé qui a été suggéré pendant le processus du SCAS. Chacun de ces modèles est brièvement décrit ci-après, et une courte comparaison entre eux est présentée ensuite.

G.1. VERSIONS DU MODÈLE

La forme du modèle et les estimations des paramètres sont fournies dans chacune des sous-sections qui suivent.

G.1.1. Ricker simple

Le modèle simple de Ricker a la forme suivante :

$$R_t = \alpha G_t e^{-bG_t} e^{\epsilon_t - (\sigma^2/2)}$$

$$\epsilon_t \sim \text{Normal}(0, \sigma)$$

Qui est modélisée dans sa forme linéarisée comme suit :

$$\log\left(\frac{R_t}{G_t}\right) = a - bG_t + \epsilon_t - \sigma^2/2$$

où $a = \log(\alpha)$

R_t est l'abondance des recrues adultes l'année t , G_t est le nombre de géniteurs qui ont généré ces recrues, le paramètre a représente le logarithme des recrues par géniteur lorsque l'abondance des géniteurs s'approche de zéro (productivité), le paramètre b représente la force de la densité-dépendance par unité de biomasse reproductrice et ϵ_t représente les résiduels à distribution normale autour de la courbe géniteurs-recrues avec un écart-type de σ . Ce modèle sert de base aux deux modèles suivants.

Tableau G1 – Estimations dans un cadre bayésien des paramètres pour le modèle simple de Ricker.

Paramètres	EPM	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Médiane	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %
a	1,59	0,98	2,21	1,50	0,95	2,22
α	4,92	1,88	7,96	4,49	2,58	9,24
b	6,74 E-06	1,70 E-06	1,18 E-05	5,45 E-06	1,21 E-06	1,11 E-05
G_{max}	148 444	37 351	259 537	183 609	89 992	828 056
σ	0,80	0,60	1,00	0,84	0,66	1,12

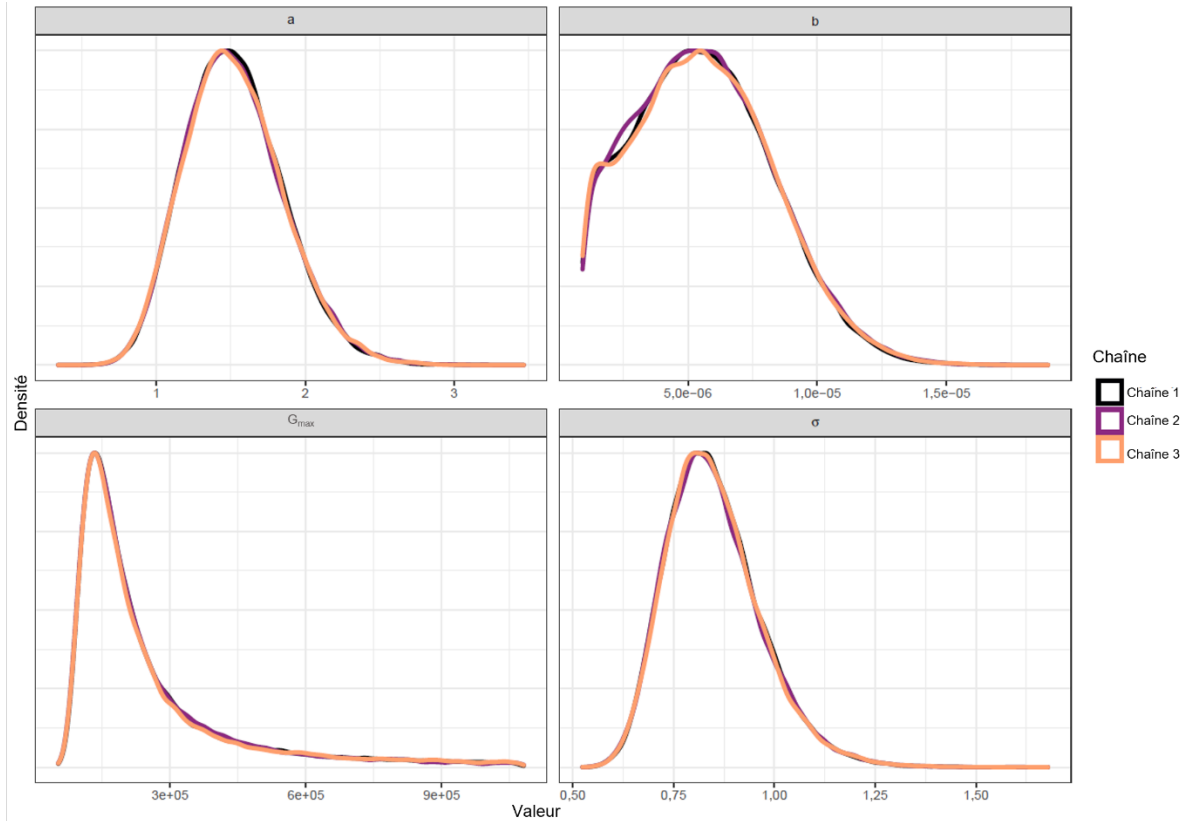


Figure G1 – Distributions de probabilité a posteriori pour le modèle simple de Ricker correspondant aux estimations des médianes dans le tableau 1. Les valeurs a posteriori sont fondées sur 100 000 itérations de 3 chaînes MCMC avec un rodage de 50 000 itérations.

G.1.2. Ricker avec autocorrélation

Modèle de Ricker avec autocorrélation dans les résiduels, de la forme :

$$R_t = \alpha G_t e^{-b G_t} e^{\epsilon_t - (\sigma_{AR}^2/2)}$$

où $\epsilon_t = \epsilon_{t-1} * \rho + \delta_t$

$$\delta_t \sim \text{Normal}(0, \sigma_{AR})$$

$$\sigma_{AR} = \sigma_{total} \sqrt{1 - \rho^2}$$

Qui est modélisée dans sa forme linéarisée comme suit :

$$\log\left(\frac{R_t}{G_t}\right) = a + \beta G_t + \epsilon_{t-1} * \rho + \delta_t - \sigma_{AR}^2/2$$

où $a = \log(\alpha)$

où R_t , G_t , α , a et b sont tels que définis dans le modèle « Ricker simple » plus haut et ρ est un coefficient représentant l'autocorrélation de premier ordre entre les résiduels du recrutement annuel de l'année t et de l'année t-1. L'écart-type σ_{AR} représente la partie de l'écart-type total σ_{total} qui n'est pas prise en compte par le processus d'autocorrélation.

Tableau G2 – Estimations dans un cadre bayésien des paramètres pour le modèle de Ricker avec autocorrélation.

Paramètres	EPM	Limite	Limite	Médiane	Limite	Limite
		inférieure de l'IC à 95 %	supérieure de l'IC à 95 %		inférieure de l'IC à 95 %	supérieure de l'IC à 95 %
a	1,36	0,67	2,06	1,36	0,86	7,95
α	3,91	1,20	6,62	3,91	2,36	7,95
b	4,83E-06	-8,74 E-07	1,05 E-05	4,12 E-06	1,94 E-06	9,67 E-06
G_{max}	20 7046	-37 466	451 559	242 551	103 413	515 685
ρ	0,24	-0,08	0,56	0,26	-0,07	0,53
σ_{AR}	0,80	0,58	1,01	0,82	0,64	1,09

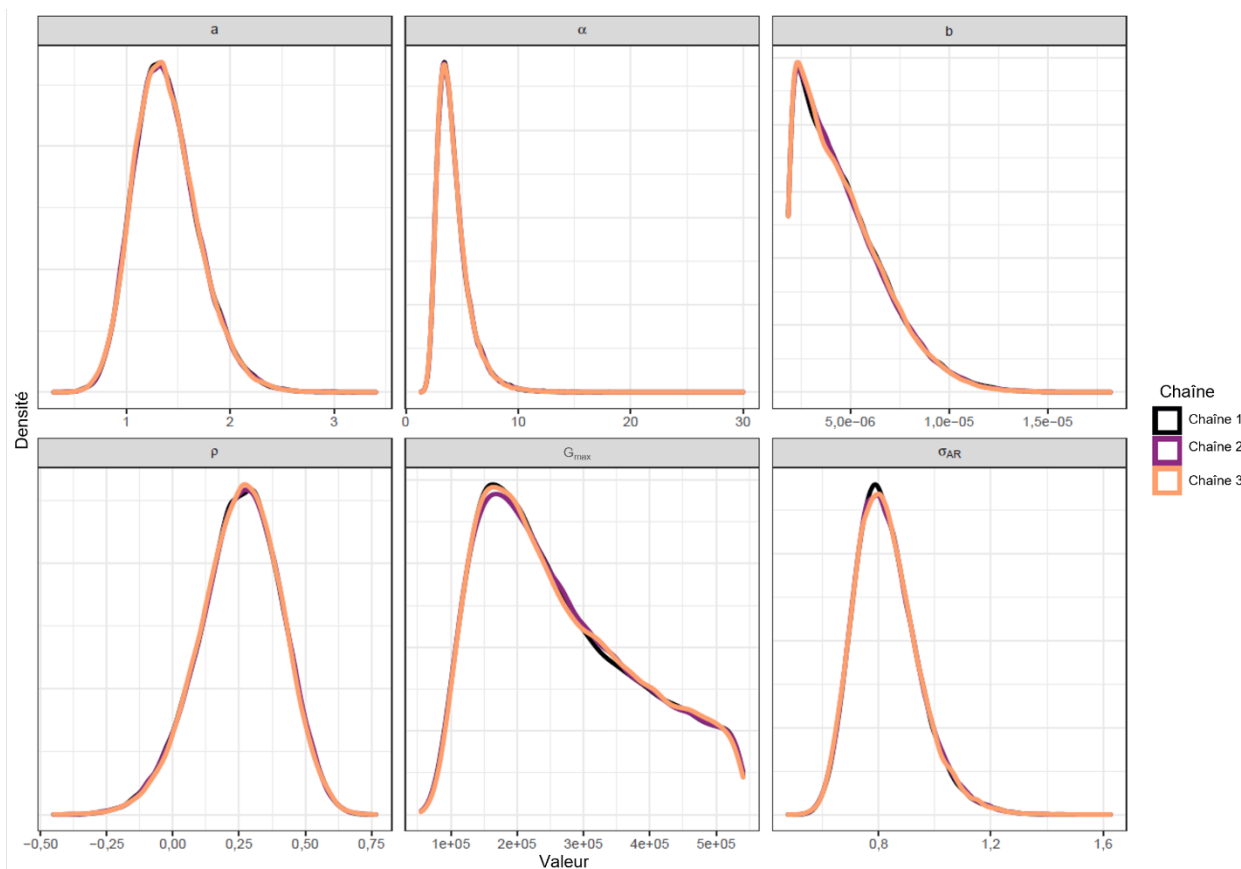


Figure G2 – Distributions de probabilité a posteriori pour le modèle de Ricker avec autocorrélation correspondant aux estimations médianes dans le tableau 2. Les valeurs a posteriori sont fondées sur 100 000 itérations de 3 chaînes MCMC avec un rodage de 50 000 itérations.

G.1.3. Ricker avec productivité variable dans le temps

Le modèle de Ricker avec productivité variable dans le temps permet au paramètre de productivité, α , du modèle « Ricker simple » de varier d'une année à l'autre. Ce modèle est plus facile à interpréter sous sa forme linéarisée :

$$\log\left(\frac{R}{G}\right) = a_t + \beta G + \epsilon_t - \sigma^2/2$$

$$a_t = a_{t-1} + \gamma_t$$

$$\gamma_t \sim \text{Normal}(0, \sigma_a)$$

$$\epsilon_t \sim \text{Normal}(0, \sigma)$$

où R_t , G_t et b sont tels que définis dans le modèle « Ricker simple » plus haut et a_t est la productivité annuelle des recrues l'année t . Le modèle suppose que a_t change au fil du temps en suivant une marche aléatoire simple, avec un écart-type σ_a . Pour établir des projections prospectives, nous avons calculé l'écart-type total dans la relation géniteurs-recrues comme suit :

$$\sigma_{total} = \text{sqr}t(\sigma^2 + \sigma_a^2)$$

En raison de problèmes de convergence du modèle, la variance totale est divisée entre la variance du processus, σ , et la variance de a , σ_a à l'aide d'une variable, ρ , à laquelle une valeur a priori de bêta a été assignée (voir plus de détails dans la section 5.1 du document de recherche).

$$\sigma = \sqrt{\rho} * \sigma_{total}$$

$$\sigma_a = \sqrt{1 - \rho} * \sigma_{total}$$

Contrairement aux modèles ci-dessus, qui fournissent une seule estimation moyenne à long terme de la productivité (a), la formulation de ce modèle produit une estimation de la productivité pour chaque année de la série chronologique.

Tableau G3 – Estimations dans un cadre bayésien des paramètres pour le modèle de Ricker avec productivité variable dans le temps. Chaque année, une valeur différente est estimée pour α_t . Seules les valeurs de la dernière génération figurent dans le tableau ci-après, car ce sont celles qui ont été utilisées pour calculer α_{moy} . La figure 6 illustre l'évolution de α_t sur l'ensemble de la série chronologique.

Paramètres	EPM	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %	Médiane	Limite inférieure de l'IC à 95 %	Limite supérieure de l'IC à 95 %
a_{2010}	0,82	-0,03	1,68	0,85	0,17	1,70
a_{2011}	0,83	-0,02	1,69	0,89	0,19	1,76
a_{2012}	0,64	-0,23	1,52	0,70	0,09	1,56
a_{2013}	0,59	-0,37	1,54	0,66	0,06	1,59
a_{moy}	0,72	-0,01	1,46	0,77	0,30	1,49
α_{moy}	2,06	0,55	3,57	2,17	1,35	4,44
b	5,98 E-06	1,17 E-06	1,08 E-05	5,83 E-06	2,36 E-06	1,05 E-05
G_{max}	167 156	32 556	301 755	171 451	95 553	423 287
ρ	0,67	0,24	1,09	0,66	0,33	0,91
σ_{total}	0,72	0,53	0,90	0,75	0,59	1,00

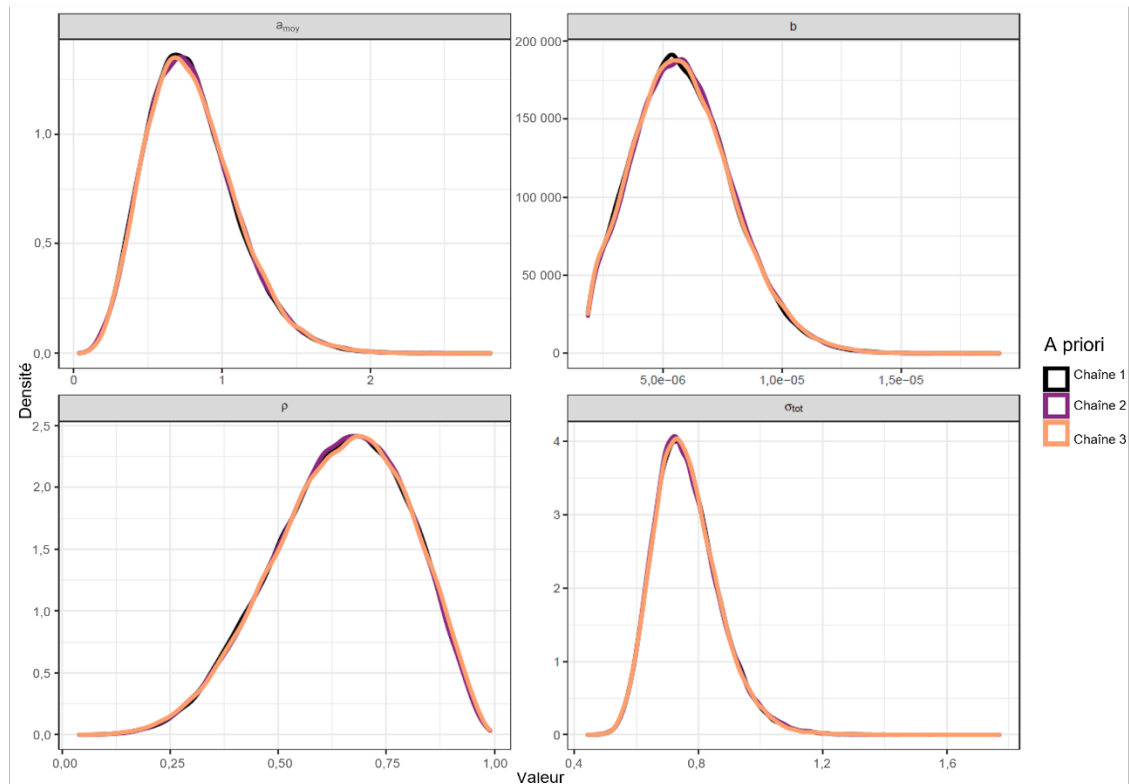


Figure G3 – Distributions de probabilité a posteriori pour le modèle de Ricker avec productivité variable dans le temps correspondant aux estimations médianes dans le tableau 1. Les valeurs a posteriori sont fondées sur 100 000 itérations de 3 chaînes MCMC avec un rodage de 50 000 itérations.

G.2. COMPARAISON

La comparaison des modèles était fondée sur une inspection visuelle des profils des résiduels temporels ainsi que sur les valeurs calculées du critère d'information d'Akaike (CIA) pour les estimations de la probabilité maximale. Les résiduels sont la différence entre la valeur prédite par le modèle et celle des données observées. Nous avons examiné les résiduels des trois modèles pour voir si des tendances se dégagent dans les résiduels, si le modèle suivait les changements observés dans les données (c.-à-d. si les points étaient répartis uniformément au-dessus et au-dessous de la ligne de zéro), la taille relative des résiduels et la présence de valeurs aberrantes (< 3 ET dans les résiduels normalisés). Le deuxième critère de sélection de modèle utilisé, le CIA, permet de déterminer le modèle qui optimise le compromis entre la variance et le biais (Burnham et Anderson 2002). Lorsque l'on compare des modèles de qualité similaire, le CIA déterminera le plus parcimonieux. En d'autres termes, il permet de déterminer le modèle qui explique le mieux les données en utilisant le moins de paramètres possible. Les biais de série chronologique sont courants dans les modèles de Ricker standard et peuvent être au moins partiellement atténués dans les modèles variables dans le temps qui tiennent compte des tendances de la productivité. Holt et Michielsens (2020) ont constaté que les modèles à variation temporelle produisaient des estimations de paramètres moins biaisées que les modèles de Ricker standard pour divers profils historiques de la productivité et des taux d'exploitation, même si les critères de sélection de modèles du CIA favorisent le modèle de Ricker standard. Ils ont suggéré que le CIA n'est pas toujours approprié pour choisir entre les modèles de Ricker standard et ceux qui varient dans le temps.

Sur les trois modèles considérés ici, le modèle état-espace avec une productivité variable dans le temps est celui qui présente les valeurs résiduelles les plus faibles et l'absence de profil temporel (Figure G4). Cela indique que le modèle variable dans le temps est le plus apte à suivre les changements que nous avons observés dans les épisodes de recrutement au fil du temps. En particulier, il estime plus étroitement la génération la plus récente, ce qui est important lorsque nous essayons de prévoir ce qui se produira à l'avenir si les conditions récentes persistent. Les valeurs du CIA, cependant, indiquent que le modèle simple de Ricker est le plus parcimonieux (la valeur la plus faible du CIA; tableau G4), malgré des résiduels temporels plus marqués résultant de cet ajustement (figure G4).

Étant donné les résultats différents des diagnostics, il n'y a pas de base statistique définitive pour choisir l'un ou l'autre de ces modèles. Cependant, comme nous l'avons déjà mentionné, l'utilisation du CIA avec des modèles à variation temporelle pose problème, car elle pourrait biaiser les résultats de ce diagnostic. Dans l'ensemble, le soutien est plus grand pour le modèle à variation temporelle, empiriquement parce qu'il avait les plus petites valeurs résiduelles absolues sans profil temporel dans les résiduels, et plus généralement parce qu'il existe des preuves biologiques importantes de changements de la productivité pour l'UD 2 (BFR-Harrison), correspondant aux profils à l'échelle de la côte dans les populations de saumon chinook (voir l'annexe F). La modélisation future du stock-recrutement devrait explorer la possibilité d'utiliser la survie jusqu'à l'âge 2 comme co-variable dans le modèle de Ricker pour la rivière Harrison, car les analyses préliminaires indiquent qu'elle pourrait être prometteuse pour cette modélisation.

Ces diagnostics statistiques sont informatifs sur la façon dont le modèle s'ajuste aux données, mais fournissent peu d'informations sur la performance potentielle de ces modèles pour les avis à l'intention des gestionnaires (Walters et Martell 2004). Plus récemment, dans les ouvrages de sciences halieutiques, on a cherché à fonder la sélection des modèles pour les avis à l'intention des gestionnaires sur des analyses de simulation en boucle fermée et d'évaluation des stratégies de gestion (Butterworth 2007; Punt *et al.* 2016). En outre, les analyses futures pourraient envisager différentes méthodes de sélection des modèles, telles que les approches de validation croisée. Ces analyses sortent du cadre de la présente EPR en raison des contraintes de temps.

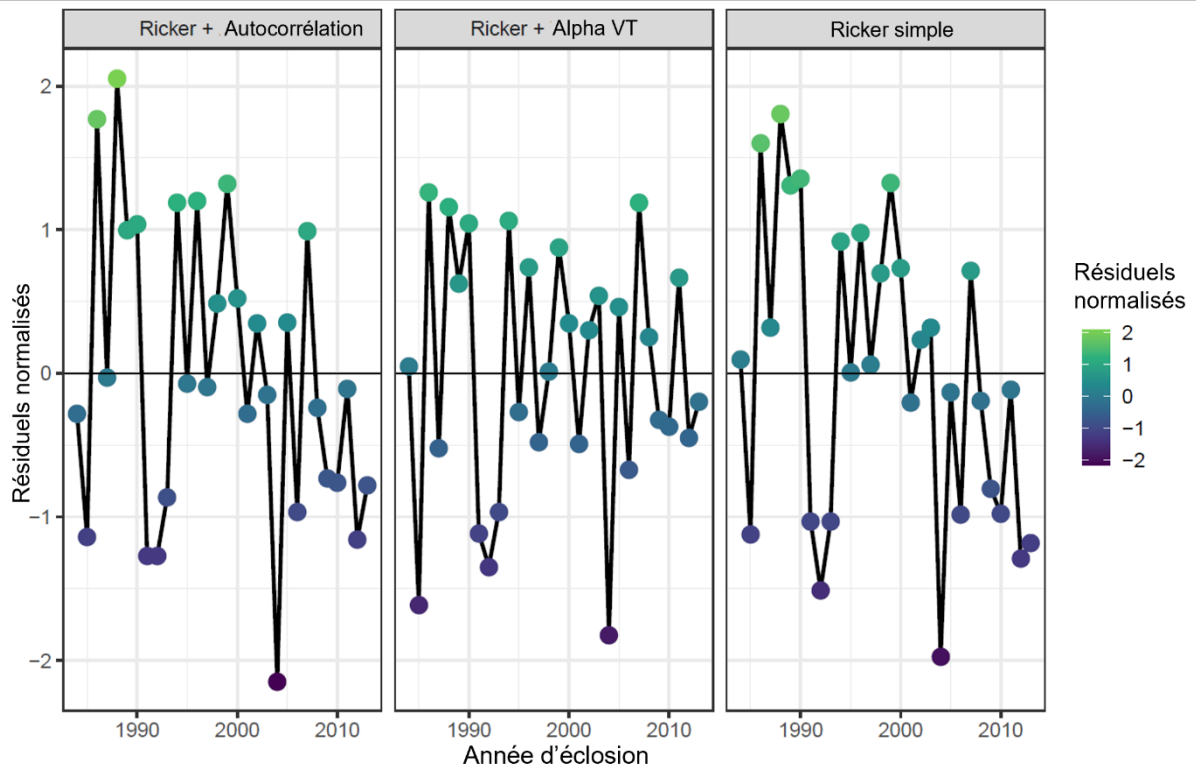


Figure G4 – Comparaison des résiduels normalisés par rapport à l'année d'éclosion sur plusieurs années entre tous les modèles.

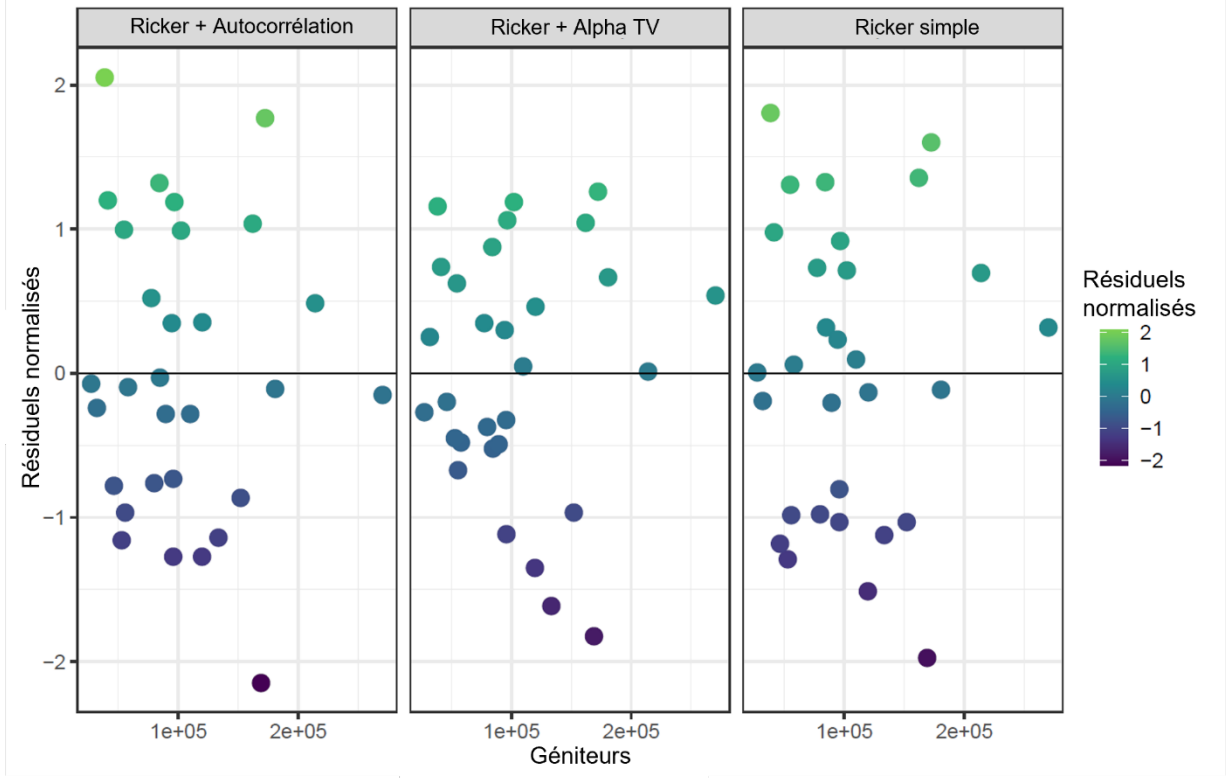


Figure G5 – Comparaison des résiduels normalisés par rapport aux géniteurs sur plusieurs années entre tous les modèles.

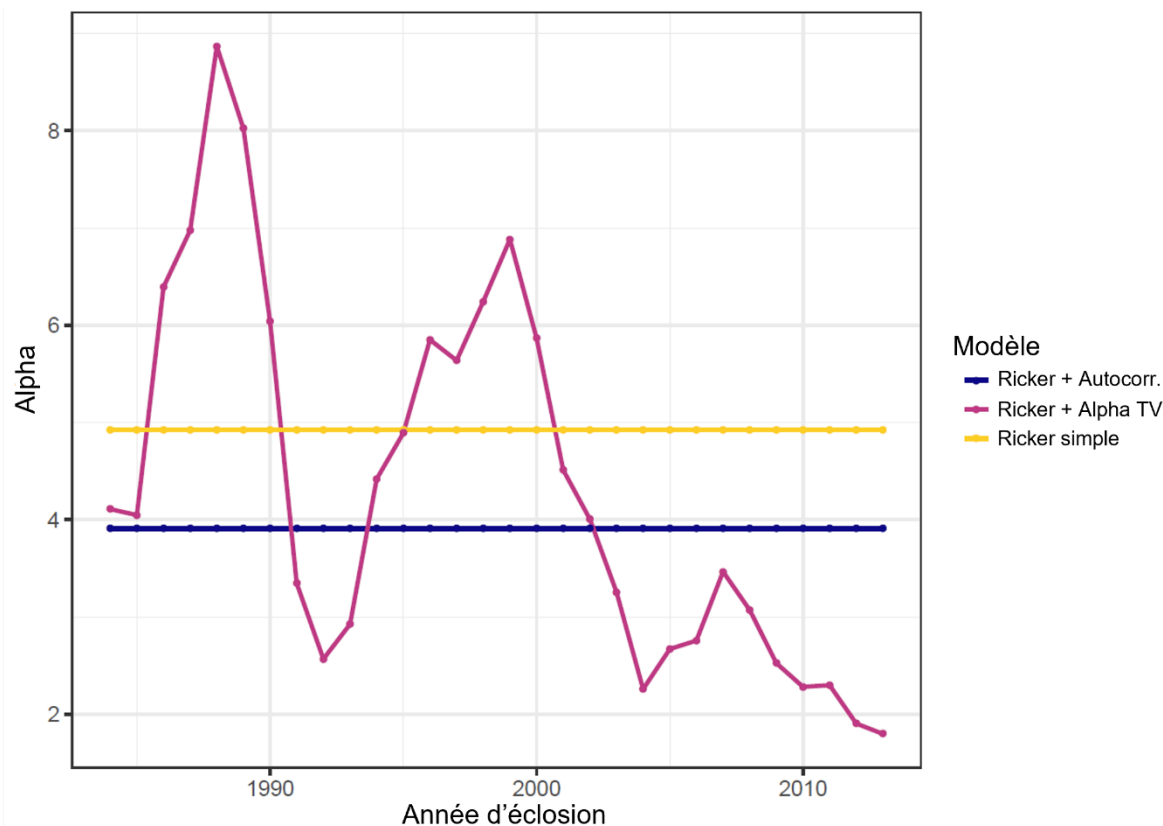


Figure G6 – Comparaison de la productivité entre les modèles.

Tableau G4 – Comparaison du CIA entre les trois modèles de Ricker.

Modèle	CIA	deltaCIA
Ricker simple	77,57	0
Ricker avec autocorrélation dans le recrutement	77,63	0,06
Ricker avec productivité variable dans le temps	80,54	2,97

G.3. RÉFÉRENCES

- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. 2002. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York.
- Butterworth, Doug S. 2007. Why a Management Procedure Approach? Some Positives and Negatives. ICES Journal of Marine Science 64 (4): 613–17. DOI: 10.1093/icesjms/fsm003
- Holt, C.A., and Michielsens, C.G.J. 2020. Impact of time-varying productivity on estimated stock–recruitment parameters and biological reference points. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77: 836–847. DOI: 10.1139/cjfas-2019-0104
- Punt, André E, Doug S Butterworth, Carryn L de Moor, José A A De Oliveira, and Malcolm Haddon. 2016. “Management Strategy Evaluation: Best Practices.” Fish and Fisheries, 303–34. DOI: 10.1111/faf.12104

Walters, Carl J., and Steven J. D. Martell. 2004. Fisheries Ecology and Management. Princeton University Press.

Le dépôt pour ce travail est disponible sur [Github](#).

APPENDIX H. SAUMON CHINOOK DU FRASER – BESOINS EN RECHERCHE

Cette section dresse une liste sommaire des besoins en recherche relevés au cours du processus de la présente EPR, dont beaucoup sont traités en détail dans l'évaluation des menaces effectuées dans la partie 1. Dans certains cas, des recherches dans ces domaines sont en cours et en préparation dans diverses organisations, le milieu universitaire et différents ordres des gouvernements fédéral et provincial. Un sommaire plus détaillé de la documentation sur ces sujets figure dans la partie 1 de l'EPR. Pour un résumé plus détaillé de la documentation sur ces sujets, veuillez consulter la partie 1 de l'EPR. [L'avis scientifique \(2020/023\)](#) et [le document de recherche \(2021/063\)](#) sont disponibles en ligne.

H.1. HABITAT DULCICOLE

- Il est nécessaire d'élargir nos connaissances sur l'utilisation par le saumon chinook de l'habitat dans le cours principal du Fraser. Les relevés effectués dans le cours principal du bas Fraser (p. ex., près d'Agassiz) ont révélé qu'il s'agit d'un important habitat de croissance pour de nombreuses UD de SCF. On dispose de quelques connaissances, quoique limitées, sur l'utilisation de l'habitat dans le cours principal du Fraser, mais il est possible de mieux comprendre le cycle vital propre à chaque UD et les aspects temporels et spatiaux de l'utilisation de l'habitat.
- Des études précédentes ont signalé des limites physiologiques du SCF pour la turbidité qui sont inférieures aux niveaux observés dans certains réseaux hydrographiques connus pour abriter des saumons chinooks. Elles ont probablement conduit à une sous-estimation de l'utilisation de l'habitat dulcicole dans le bassin hydrographique du Fraser, et les recherches futures devraient viser à étudier à la fois les limites physiologiques du SCF pour la turbidité et l'utilisation de l'habitat dans les réseaux turbides que l'on pense occupés par des saumons chinooks juvéniles.
- De plus en plus d'informations indiquent que les changements climatiques avanceront la crue printanière, ce qui peut avoir un impact sur la migration et influencer la quantité, la disponibilité et la qualité des habitats de croissance en eau douce. Des recherches considérables pourraient aider à comprendre les conséquences des variations de la période et de la durée de la crue printanière.
- La couverture forestière du bassin versant du fleuve Fraser a massivement diminué en raison de l'exploitation forestière, des feux de forêt et des infestations de ravageurs. Des études sont nécessaires pour examiner d'autres stratégies de reboisement afin d'optimiser la réhabilitation et la restauration des bassins versants, tout en tenant compte des changements climatiques, de la résistance aux incendies et aux ravageurs et des futurs approvisionnements en fibres.
- Des recherches sont nécessaires pour mieux caractériser l'aire de répartition du SCF en eau douce et l'offre d'habitats convenables au niveau de l'UD. L'élément 14 de l'EPR vise à fournir un avis sur l'état de l'*offre* et de la *demande* d'habitat afin d'alimenter la discussion pour déterminer si la disponibilité de l'habitat limite actuellement la croissance des populations. Cet élément n'a pas été abordé dans l'EPR (voir la section 8) et nécessitera une étude considérable sur la dispersion, le comportement, les densités et la survie des alevins. Ces informations pourront ensuite être utilisées pour coordonner les efforts de préservation ou de restauration des habitats du SCF.
- Le développement historique dans le bas Fraser a entraîné des pertes d'habitats hors chenal et dans les cours d'eau, et la réduction de la connectivité des plaines d'inondation a probablement restreint la capacité de charge en eau douce concernant le SCF. Des

recherches sont donc nécessaires pour comprendre les effets d'atténuation potentiels de la reconnexion des habitats hors chenal, en particulier dans le bas Fraser.

- Des recherches sont nécessaires pour mieux comprendre les niveaux de fraie et la répartition des géniteurs au niveau de l'UD.

H.2. UTILISATION DE L'HABITAT MARIN

- Les données disponibles sur l'aire de répartition en mer et l'utilisation de l'habitat marin par le SCF sont limitées en raison des vastes zones qu'il occupe dans l'océan Pacifique. La plupart des données disponibles proviennent des prises dans les pêches et peu sont disponibles sur la répartition avant les pêches. Quelques données tirées de la récupération de MMC existent pour des zones de la côte Pacifique en dehors des eaux visées par le Traité sur le saumon du Pacifique et jusque dans la mer de Béring, mais ces données sont limitées et incohérentes dans le temps. Bien que les études par marquage à grande échelle soient difficiles à aborder pour diverses raisons logistiques, les recherches futures devraient viser à accroître nos connaissances sur la répartition marine du SCF afin de mieux gérer les activités de pêche et les aires marines protégées.
- Il serait utile de déterminer s'il existe des goulots d'étranglement de la « capacité de charge » dans les habitats marins côtiers et hauturiers, et ce qui pourrait être fait (le cas échéant) pour alléger ces contraintes sur la production.

H.3. PARAMÈTRES DE L'ABONDANCE ET DU CYCLE VITAL

- Comme il n'y a pas de stocks indicateurs pour de nombreuses UD de SCF, les données actuelles sur la productivité, la survie et la biologie sont limitées ou inexistantes. En outre, les estimations de l'abondance pour de nombreuses UD reposent fortement sur des indices de l'abondance relative et, dans certains cas, peuvent ne pas être représentatives de l'UD dans son ensemble (UD 4 [BFR-Haute Pitt], UD 5 [BFR-Été] et UD 16 [THN-Printemps]). De ce fait, notre compréhension actuelle des tendances de la population au niveau de l'UD est très incertaine pour ces UD. Il sera difficile d'obtenir ces informations en raison des défis logistiques associés à la mise en place des programmes de MMC. Si possible, par le biais des programmes de MMC (ou autres), les recherches futures devraient viser à étudier les éléments ci-dessous au niveau de l'UD.
 - Estimations de l'abondance absolue
 - Échantillonnage biologique de géniteurs
 - Données des séries chronologiques sur le stock-recrutement
 - Survie en eau douce et en mer
 - Longueur selon l'âge
 - Changements dans la fécondité
 - Taux de maturation
 - Tendances des proportions selon l'âge des individus en montaison

H.4. POLLUTION

- Les effets de la pollution à tous les stades du cycle vital ont été cernés comme une lacune majeure dans les connaissances sur le SCF. De nombreuses sources de contaminants (actuelles et historiques) dans le bassin versant du Fraser et sur la côte Pacifique touchent le SCF, et il a été démontré que nombre d'entre elles ont des effets négatifs sur diverses populations de saumon du Pacifique au Canada et aux États-Unis. Ces contaminants ont été répartis dans les catégories ci-dessous dans la partie 1 de l'EPR (voir une ventilation plus détaillée des contaminants dans ces catégories dans la partie 1).

-
- Eaux usées domestiques et urbaines
 - Effluents industriels et militaires
 - Effluents agricoles et forestiers
 - Détritus et déchets solides
 - Polluants atmosphériques

Il est essentiel de comprendre les sources et les effets, nombreux et dynamiques, de ces contaminants pour la planification future des mesures d'atténuation et du rétablissement du SCF. Des recherches considérables sont nécessaires afin d'inventorier et de hiérarchiser les risques de pollution et les mesures d'atténuation correspondantes, et elles devraient être envisagées au niveau de chaque UD.

H.5. MISE EN VALEUR

- Il faut examiner toutes les activités de mise en valeur qui touchent les UD de SCF pour s'assurer que les objectifs et les protocoles sont alignés sur les stratégies de conservation et le rétablissement de ces UD.
- La concurrence entre les individus d'écloserie et les individus sauvages peut se produire à tous les stades du cycle vital et dans tous les habitats, ces derniers pouvant être limitatifs dans le bas Fraser et l'estuaire en raison de la réduction de l'habitat causée par l'important développement historique. Des niveaux élevés de production en écloserie peuvent donc mener à une concurrence accrue pour des ressources finies et limitées, particulièrement pour les UD de SCF qui ont des cycles vitaux similaires à celles qui reçoivent des niveaux élevés de mise en valeur (le SCF de type océanique). Bien qu'il existe quelques études qui tentent de caractériser ces interactions, d'autres recherches sont nécessaires pour déterminer le risque de concurrence par les individus d'écloserie dans le bassin versant du Fraser, ainsi que pour déterminer la capacité de charge des habitats estuariens.
- Il est nécessaire d'étudier l'étendue de l'introduction génétique dans les UD à partir de l'extérieur de ces populations. Des gènes peuvent être introduits par des individus d'écloserie errants provenant d'autres populations mises en valeur, un phénomène qui a été observé pour l'UD 2 (BFR-Harrison) avec la détection dans les frayères d'individus venant des écloseries de la rivière Cowichan et du ruisseau Robertson. Des introductions délibérées ont également eu lieu, comme la réintroduction de gènes qui avaient été éliminés pendant un certain temps dans des conditions différentes. Les impacts de l'introduction de gènes provenant d'individus d'écloserie, en plus des transferts de stocks, et de l'utilisation de matériel génétique stocké doivent être étudiés de manière approfondie.

H.6. ÉLEVAGE DE BÉTAIL

- Il est nécessaire d'étudier et de surveiller l'ampleur de l'impact de l'élevage du bétail sur les berges et le lit du Fraser intérieur. Le bétail a été fréquemment relevé comme une menace pour les réseaux de cours d'eau plus petits dans certaines UD (p. ex., l'UD 9 [MFR-Printemps], l'UD 14 [THS-Bessette]) et il est régulièrement observé dans les cours d'eau et à proximité, dans les frayères, pendant les relevés aériens et terrestres sur les géniteurs. Malgré les règlements concernant l'utilisation de clôtures pour empêcher le bétail de pénétrer dans les cours d'eau, la mise en application est difficile et souvent inexistante dans les UD du moyen Fraser et du haut Fraser (UD 9 [MFR-Printemps], 10 [MFR-Été] et 11 [HFR-Printemps]), où le bétail est souvent observé dans les cours d'eau. La présence de bétail dans les cours d'eau présente un risque d'érosion accrue des berges, de sédimentation et de piétinement des nids de salmonidés. Peu d'études sont disponibles sur les effets directs sur le saumon chinook.

H.7. CHANGEMENTS DANS LES INTERACTIONS ENTRE ESPÈCES PRÉDATRICES ET PROIES

- Compte tenu de l'évolution rapide des conditions climatiques, il est probable que la composition des espèces prédatrices/proies continuera à changer dans les milieux dulcicoles et marins. Il est nécessaire de mieux caractériser ces changements et de comprendre leurs conséquences pour la production future de saumon chinook. On peut citer comme exemples l'évolution de la répartition des espèces proies du zooplancton avec le réchauffement des températures océaniques et la récente augmentation des populations côtières de scyphozoaires, qui pourraient toutes deux modifier la disponibilité des proies.
- La répartition des prédateurs marins du saumon chinook pourrait se déplacer en raison du réchauffement des températures océaniques. La présence de taupes du Pacifique dans la mer de Béring, où l'on pensait généralement que l'arrivée de températures ambiantes plus froides de l'eau chasse certains prédateurs de ces habitats froids lorsque l'hiver s'installe. Il est nécessaire de mieux comprendre l'abondance et la répartition des grands prédateurs comme la taupe du Pacifique, ainsi que l'ampleur de la mortalité tardive en mer du saumon chinook due à la prédation par de grands prédateurs.
- Il existe d'importantes lacunes dans les connaissances sur l'abondance et les tendances des populations de divers prédateurs d'eau douce co-occurrents, tels que la sauvagesse du Nord, les phoques et la loutre de rivière, qui peuvent également contribuer aux tendances à la baisse de l'abondance. Des recherches futures sont nécessaires pour mieux comprendre ces interactions prédatrices pour le SCF juvénile et adulte, ainsi que l'ampleur de ces effets.
- Des recherches sont nécessaires pour étudier les impacts de la prédation par les pinnipèdes (en particulier le phoque commun, l'otarie de Steller et l'otarie de Californie) sur le SCF, en particulier pour les UD à faible abondance dans lesquelles les effets de la prédation pourraient être importants. On a exercé des pressions croissantes ces dernières années pour réduire le nombre de pinnipèdes en procédant à un abattage. Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les effets indirects de l'abattage en plus d'autres facteurs qui influencent les fonctions des écosystèmes, comme les relations dans le réseau trophique, les changements dans la répartition des proies/prédateurs et les pratiques des écloséries. De plus, avec notre compréhension limitée de la dynamique des populations de saumons du Pacifique et de pinnipèdes, nous avons peu de moyens de déterminer si les prélèvements produiront l'effet escompté.

H.8. ESPÈCES ENVAHISSANTES

- Le moment de l'invasion et de l'établissement d'espèces envahissantes a été cerné comme une lacune importante dans les connaissances pour toutes les UD de SCF, et devrait être pris en compte dans la planification des mesures d'atténuation. Un certain nombre d'espèces de poissons envahissantes peuvent avoir des effets néfastes sur l'abondance des SCF juvéniles, notamment l'achigan à grande bouche, l'achigan à petite bouche, la perchaude, le crapet-soleil, la marigane noire, la barbotte et le grand brochet, en plus d'une variété d'espèces autres que des poissons, comme le crabe vert et les moules dreissénidées (les moules zébrée et quagga). Le crabe vert, en particulier, a été cerné comme une menace potentielle majeure en raison de sa capacité à altérer les habitats dotés d'une végétation aquatique abondante, tels que les herbiers de zostère, qui sont des éléments essentiels de l'habitat de croissance des saumons chinooks juvéniles. Bien que certaines recherches soient en cours dans des organisations provinciales et universitaires en Colombie-Britannique, il est nécessaire de définir un processus et une plateforme pour mieux quantifier les aires de répartition actuelles et l'état des populations de ces espèces

envahissantes, de même que pour déterminer les niveaux de risque qu'elles posent au SCF par la prédation et la concurrence.

H.9. MALADIES

- La prévalence et l'intensité de maladies sont difficiles à étudier dans les populations de saumon sauvage en raison de l'étendue de l'aire géographique qu'elles occupent, et parce que la mortalité des individus n'est généralement pas observée et que la récupération des carcasses peut être difficile. Cependant, il existe des possibilités d'étudier les maladies chez les saumons adultes en montaison vers les frayères, ainsi que d'améliorer les protocoles de surveillance et de détection des maladies. Les recherches futures devraient viser à mieux caractériser les liens entre la transmission et la fréquence des maladies dans les populations de SCF et les nombreux agents de stress auxquels ces stocks sont confrontés, comme les changements climatiques et la fréquence croissante des sécheresses, des températures élevées et des périodes de faible débit.

H.10. PÊCHES

- Des individus de certaines UD de SCF sont capturés dans des pêches pratiquées en dehors des eaux visées par le Traité sur le saumon du Pacifique; cependant, les impacts connexes sont peu comptabilisés, car certaines pêches ne disposent pas de programmes officiels de surveillance des MMC ou de solutions de rechange efficaces.
- Il est nécessaire de collecter des données plus nombreuses et de meilleure qualité sur les rencontres de saumons dans les pêches qui ne ciblent pas les saumons ainsi que les pêches hauturières telles que la pêche de la goberge dans le golfe d'Alaska et les pêches au chalut pélagique du merlu au large des côtes des États-Unis et du sud de la Colombie-Britannique.
- Récemment, des inquiétudes ont été soulevées quant à l'impact potentiel des programmes de marquage de masse et de la mise en œuvre de pêches sélectives selon le marquage, car la mortalité peut être importante chez les saumons sauvages blessés ou stressés après leur remise à l'eau. Il faudrait étudier les impacts des pêches sélectives selon le marquage pour les UD de SCF et les comparer aux avantages des informations fournies et des autres solutions possibles.
- Des recherches considérables sont nécessaires pour mieux caractériser les taux de récolte du SCF, tant au niveau de la ZG que de l'UD. La rareté actuelle des programmes d'indicateurs tirés des MMC pour les populations des ZG Printemps 5₂ et Été 5₂ a entraîné un manque d'information sur les taux de récolte propres à l'âge et à la pêche. Il serait très utile d'élaborer des informations sur les taux de rencontre propres à l'UD, pour les pêches avec ou sans rétention.
- Une incertitude considérable entoure l'activité de pêche illicite dans les milieux dulcicoles et marins, en plus des pêches qui interceptent les SCF comme prises accessoires. Des recherches sont nécessaires pour étudier l'impact de ces activités sur le SCF, en particulier au niveau de l'UD, ainsi que pour fournir des informations sur les mesures d'atténuation possibles.

H.11. GLISSEMENT DE TERRAIN DE BIG BAR

- C'est le groupe de travail créé à cet effet qui déterminera les recherches nécessaires sur le glissement de terrain de 2018 dans le cours principal du Fraser près de Big Bar. Nous soumettons toutefois les recommandations de recherche ci-dessous pour réflexion.

-
- Évaluer l'errance des individus des UD qui frayent normalement en amont de Big Bar et qui ont frayé dans d'autres réseaux hydrographiques à cause du glissement. Cette évaluation devrait inclure le nombre d'individus qui ont frayé dans d'autres endroits et indiquer si les événements de fraie ont été fructueux. Il est important de déterminer les événements de fraie fructueux, car ils peuvent entraîner un certain degré d'introggression génétique dans les populations réceptrices.
 - Poursuivre la surveillance des conditions hydrologiques au glissement de terrain de Big Bar pendant que les tentatives d'atténuation du rétrécissement du chenal se poursuivent, et déterminer si certains débits ont des impacts sur la migration ou l'interrompent.

H.12. MESURES D'ATTÉNUATION

- Des recherches considérables sont nécessaires pour étudier la faisabilité et l'efficacité potentielle des mesures d'atténuation qui pourraient profiter au SCF. Dans l'élément 16 de l'EPR, nous avons examiné un large répertoire de mesures d'atténuation qui pourraient être bénéfiques au SCF, en utilisant des exemples à la fois dans le bassin versant du Fraser et dans des régions éloignées, mais une grande incertitude entoure leur applicabilité ou leur commodité. En raison de notre connaissance limitée de l'utilisation de l'habitat par le SCF (en particulier pour le saumon chinook de type fluvial pour lequel il n'y a pas de données sur le stock-recrutement, soit 10 des 11 UD évaluées) et de l'offre d'habitat, des conditions environnementales interannuelles variables, et d'un ensemble important et souvent interrelié de menaces et de facteurs limitatifs qui entraînent la mortalité du SCF, les informations ne sont pas suffisantes pour que nous puissions quantifier avec précision les avantages des différentes mesures d'atténuation au niveau de l'UD ou même de la ZG. À mesure que des recherches seront menées sur l'efficacité des mesures d'atténuation, il sera peut-être possible d'estimer les fourchettes des variations de la productivité pour certains projets.
- Le type d'habitat, l'hydrologie et les conditions environnementales sont extrêmement variables entre les cours d'eau utilisés par les UD de SCF visées par la présente EPR et il existe souvent des différences majeures entre les bassins versants utilisés par une même UD. Cela complique particulièrement la planification des mesures d'atténuation pour plusieurs UD qui fréquentent un grand nombre de bassins versants (UD 9 [MFR-Printemps], UD 10 [MFR-Été] et UD 11 [HFR-Printemps]). Les futures recherches sur les mesures d'atténuation pour le SCF devraient explorer les UD individuellement afin de mieux représenter ces populations regroupées.