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 2022/031

Région du Pacifique

Estimations des points de référence biologiques pour le complexe de stocks de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne

Brendan M. Connors[1], Catherine A. Bradley[2], Curry Cunningham[3], Toshihide Hamazaki[4] et Zachary W. Liller[4]

[1] Institut des Sciences de la Mer
Pêches et Océans Canada, 9860, chemin Saanich Ouest
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 5T5, Canada

[2] Fairbanks Fish and Wildlife Conservation Office
U.S. Fish and Wildlife Service, 101 12th Avenue
Fairbanks, Alaska 99701, États-Unis

[3] College of Fisheries and Ocean Sciences
University of Alaska Fairbanks, 17101 Point Lena Loop Road
Juneau, Alaska, 99801, États-Unis

[4] Alaska Department of Fish and Game
Division of Commercial Fisheries, 333 Raspberry Road
Anchorage, Alaska, 99518, États-Unis

Mai 2023 (Erratum : mars 2025)

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 ON K1A 0E6

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

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2023
ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-43320-2 N° cat. Fs70-5/2022-031E-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Connors, B.M., Bradley, C.A., Cunningham, C., Hamazaki, T. et Liller, Z.W. 2023. Estimations des points de référence biologiques pour le complexe de stocks de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/031. iv + 113 p. (Erratum : mars 2025)

Also available in English:

*Connors, B.M., Bradley, C.A., Cunningham, C., Hamazaki, T., and Liller, Z.W. 2023. Estimates of biological reference points for the Canadian-origin Yukon River mainstem Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) stock aggregate. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/031. iv + 105 p. (Erratum: March 2025)*

TABLEAU DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iv
1 INTRODUCTION 1
1.1 CONTEXTE 1
1.2 OBJECTIFS 2
2 MÉTHODES 3
2.1 APERÇU DE L'APPROCHE ANALYTIQUE 3
2.2 SOURCES DE DONNÉES 4
2.3 MODÈLE INTÉGRÉ FONDÉ SUR LA RECONSTITUTION DE LA REMONTE ET L'ANALYSE DE LA RELATION GÉNITEURS-RECRUES 4
2.4 AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE 18
2.5 POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES ET PROFILS DE RENDEMENT ET DE RECRUTEMENT 18
2.6 QUALITÉ DES ÉCHAPPÉES 20
2.7 ANALYSES DE LA SENSIBILITÉ 21
3 RÉSULTATS 23
3.1 AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE 23
3.2 TAILLE DE LA REMONTE, ÉCHAPPÉES ET CAPTURES 24
3.3 PRODUCTIVITÉ, CAPACITÉ, RENDEMENT ET RECRUTEMENT 24
3.4 QUALITÉ DES ÉCHAPPÉES 25
3.5 ANALYSES DE LA SENSIBILITÉ 26
4 SOMMAIRE DES PRINCIPALES CONSTATATIONS 28
5 CONCLUSIONS 29
5.1 ÉLEMENTS À PRENDRE EN CONSIDÉRATION AU MOMENT DE RECOMMANDER UN OBJECTIF D'ÉCHAPPÉE 29
5.2 RECOMMANDATIONS RELATIVES AUX TRAVAUX FUTURS 33
6 REMERCIEMENTS 37
7 FIGURES 38
8 TABLEAUX 47
9 RÉFÉRENCES CITÉES 52
ANNEXE A. HISTORIQUE DES TRAVAUX D'ANALYSE LIES AUX OBJECTIFS D'ÉCHAPPÉE POUR LE SAUMON CHINOOK DU FLEUVE YUKON D'ORIGINE CANADIENNE 58
ANNEXE B. REPERCUSSIONS DES BIAIS CONNUS OU POTENTIELS DANS LES DONNÉES UTILISEES POUR ESTIMER LA TAILLE DE LA REMONTE, LES CAPTURES ET LES ÉCHAPPÉES DU SAUMON CHINOOK DU FLEUVE YUKON D'ORIGINE CANADIENNE 64
ANNEXE C. AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE 71
ANNEXE D. RÉSULTATS DU SOUS-MODÈLE AXÉ SUR LA RECONSTITUTION DE LA REMONTE 89
ANNEXE E. AJUSTEMENTS DU MODÈLE AUX CAPTURES AMÉRICAINES ET À LA MORTALITÉ POTENTIELLE PENDANT LA MONTAISON 97
ANNEXE F. ANALYSES DE SENSIBILITÉ 100

RÉSUMÉ

Le bassin versant du fleuve Yukon est l'un de ceux qui produisent le plus de saumons au monde, et le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) de ce fleuve alimente depuis longtemps les pêches commerciales, de subsistance et des Premières Nations en Alaska et au Canada. Le chapitre sur le fleuve Yukon du Traité sur le saumon du Pacifique précise un objectif d'échappée de géniteurs pour le saumon chinook d'origine canadienne du cours principal du fleuve Yukon qui a été révisé au fil du temps et qui est considéré comme étant de nature provisoire jusqu'à ce qu'une analyse et un examen complets des données disponibles puissent être effectués. Dans le but d'orienter l'établissement d'un objectif d'échappée global fondé sur la biologie, nous avons élaboré un modèle d'espace d'état partiellement intégré qui est fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues et qui combine dans un seul cadre d'estimation bayésien les données (1981-2019) de divers projets d'évaluation estimant le passage dans le cours principal, les captures, les échappées dans les affluents, les proportions propres à chaque complexe de stocks et la composition selon l'âge. Nous avons constaté que le complexe de stocks de saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne est modérément productif. Sa taille à l'équilibre (S_{EQ}) a été estimée à 110 601 individus (IC de 95 % : 81 708 à 234 252), l'abondance des géniteurs devant optimiser le rendement maximal durable (S_{RMD}) a été estimée à 43 125 individus (29 874 à 93 070) et l'abondance des géniteurs devant maximiser le recrutement (S_{MSR}) a été estimée à 70 447 individus (41 094 à 186 200). L'âge à maturité des saumons chinooks femelles et, dans une moindre mesure, la proportion de femelles dans la population de géniteurs, ont diminué au fil du temps. Nous avons adapté le modèle d'espace d'état intégré fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues en fonction de ces changements démographiques, et l'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement ou le recrutement a été estimée en moyenne 13 % ou 19 % plus élevée, respectivement, au cours des dernières années que dans notre analyse de base qui ne tenait pas compte des changements démographiques dans les échappées. Dans le présent document, nous exposons les principaux éléments à prendre en considération au moment d'établir un objectif d'échappée en fonction de l'information que nous fournissons et formulons des recommandations sur les travaux futurs. Il s'agit notamment d'un examen plus complet des conséquences des changements démographiques dans la population de géniteurs et d'une réflexion explicite sur les compromis entre les taux de capture et les objectifs d'échappée qui, selon les prévisions, devraient maximiser le rendement (ou le recrutement) pour le complexe de stocks d'origine canadienne et le risque pour les populations individuelles faibles (moins productives) au sein de ce complexe. Nous recommandons également d'entreprendre une évaluation des stratégies de gestion pour quantifier les compromis parmi un large éventail d'objectifs et évaluer la capacité des nouvelles stratégies de gestion à les atteindre dans le cadre d'un processus de collaboration avec les participants aux pêches, les détenteurs du savoir traditionnel et les gestionnaires de la ressource.

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE

Le fleuve Yukon est l'un des réseaux fluviaux les plus importants et les plus isolés d'Amérique du Nord. Son bassin versant a une superficie de plus de 850 000 kilomètres carrés ; depuis ses eaux d'amont dans le nord de la Colombie-Britannique, le fleuve passe par le territoire du Yukon et l'Alaska avant de se jeter dans la mer de Béring. Le bassin versant du fleuve Yukon est également l'un de ceux qui produisent le plus de saumons au monde, et le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) y fraie. Dans la partie canadienne du bassin, les saumons chinooks frayent dans des centaines de cours d'eau (Brown *et al.* 2017) et, en vertu de la Politique concernant le saumon sauvage du Canada (DFO 2005), ils sont considérés comme formant neuf groupes ou unités de conservation uniques sur le plan génétique et écologique (Holtby et Ciruna 2007). Ces saumons chinooks ont un cycle biologique de type fluvial dans lequel les juvéniles émergent des frayères au printemps, demeurent dans l'eau douce pendant un an ou deux (Bradford *et al.* 2009), migrent de l'eau douce vers la mer de Béring au printemps et en été sous forme de smolts d'âge 1 ou 2 et demeurent dans l'océan pendant deux à six années avant de retourner dans le fleuve Yukon à l'âge adulte entre mai et juillet (Gilbert 1922). Les adultes remontent le fleuve vers les frayères pendant les mois d'été et meurent après la fraie à l'automne. Les saumons chinooks qui frayent dans la partie canadienne du bassin pénètrent dans le fleuve Yukon plus tôt que ceux qui frayent en Alaska, et ils parcourent jusqu'à 3 200 km pour atteindre leurs frayères. En raison de leur longue migration en eau douce, les saumons chinooks d'origine canadienne sont généralement considérés comme ayant une taille relativement plus grande, affichant des classes d'âge proportionnellement plus élevées et comprenant proportionnellement plus de femelles moins fécondes que les saumons chinooks qui frayent dans le cours inférieur du fleuve, en Alaska (Bromaghin *et al.* 2011).

Le saumon chinook du fleuve Yukon alimente les pêches commerciales, récréatives, de subsistance et des Premières Nations depuis longtemps. En 2002, le Canada et les États-Unis ont finalisé le chapitre sur le fleuve Yukon du Traité sur le saumon du Pacifique (1985), lequel fixe un objectif d'échappée de géniteurs du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne de 33 000 à 43 000 individus. À l'époque, cet objectif d'échappée était considéré comme optimal pour empêcher les baisses à long terme de la productivité du saumon (JTC 1987a p. 22) et stabiliser les captures prévues à long terme sur une période de 20 ans (JTC 1987b, pg. 47). L'objectif d'échappée était fondé sur les données disponibles et sur la compréhension de la dynamique des stocks à ce moment-là. Depuis, le nombre et le type de projets d'évaluation du saumon chinook du fleuve Yukon ont augmenté et les tailles de la remonte ont généralement diminué, ce qui a entraîné des variations dans l'objectif d'échappée de géniteurs au cours des deux dernières décennies. Cet objectif d'échappée de géniteurs a toujours été considéré comme étant de nature provisoire, jusqu'à ce qu'une analyse et un examen complets des données disponibles puissent être effectués, et que l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon puisse être mis à jour pour refléter un nouvel objectif. Au fil des ans, de nombreuses analyses de la dynamique des stocks de saumon chinook du fleuve Yukon portant sur des considérations liées à l'objectif d'échappée ont été effectuées, notamment des reconstitutions de la remonte, des analyses de la relation géniteurs-recrues et des simulations en boucle fermée (résumées à l'annexe A). Toutefois, à ce jour, le Canada et les États-Unis n'ont déployé aucun effort conjoint officiel pour examiner et analyser de façon exhaustive les données disponibles afin de guider l'établissement d'un objectif d'échappée révisé.

Le Comité technique mixte (CTM) du fleuve Yukon est composé de plusieurs entités canadiennes et américaines et fournit un soutien technique au Comité du fleuve Yukon (CFY). Le CTM est chargé d'étudier d'autres approches pour déterminer la taille totale de la remonte et le total des échappées ainsi que de formuler des recommandations sur les objectifs d'échappée de géniteurs. En outre, selon les recommandations du CTM, le CFY pourrait recommander des objectifs d'échappée de géniteurs à mettre en œuvre par les gouvernements canadien et américain par l'entremise de leurs entités de gestion (ministère des Pêches et des Océans du Canada et Alaska Department of Fish and Game).

En avril 2019, le CTM a décidé d'entreprendre un examen quantitatif de l'objectif d'échappée établi pour le saumon chinook d'origine canadienne. Cette mesure faisait suite au désir exprimé par le CFY d'examiner la possibilité d'établir un objectif d'échappée fondé sur la biologie pour ce complexe de stocks. Dans un premier temps, le CTM a formé un groupe de travail bilatéral pour examiner les données disponibles, élaborer des modèles statistiques et estimer les principaux points de référence biologiques afin d'éclairer les discussions subséquentes et les recommandations relatives à l'objectif d'échappée.

Le présent document décrit les méthodes utilisées pour estimer les points de référence biologiques pour le complexe de stocks de saumon chinook du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne. Le CTM a demandé un examen bilatéral par les pairs et des avis scientifiques pour s'assurer que les modèles et les résultats présentés dans ce document sont valables sur le plan technique et appropriés pour éclairer les recommandations sur l'objectif d'échappée conformément à la politique de gestion des pêches durables du saumon (Alaska Board of Fisheries 2000) et à la politique sur les objectifs d'échappée du saumon de l'État de l'Alaska (Alaska Board of Fisheries 2001), à la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique (DFO 2005), à l'approche de précaution (DFO 2009) du ministère des Pêches et des Océans (MPO) et aux nouvelles exigences selon les modifications apportées à la *Loi sur les pêches* du Canada en 2019 (DFO 1985).

1.2. OBJECTIFS

Les objectifs précis du présent document de recherche sont les suivants.

1. Élaborer un modèle bayésien d'espace d'état intégré fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues, et l'adapter aux données disponibles.
2. Fournir des estimations des points de référence biologiques (p. ex., S_{MSR}, S_{EQ}, S_{RMD}, S_{GEN}) et des profils connexes (p. ex., rendement et recrutement).
3. Documenter et analyser les conséquences des principales données et hypothèses méthodologiques liées à la pondération des données, aux biais dans les données, aux valeurs a priori et à la structure du modèle.
4. Explorer, dans la mesure du possible avec les données disponibles, la sensibilité des points de référence biologiques aux changements dans la qualité des échappées (p. ex., la fécondité totale et la masse des œufs) dans le temps.
5. Fournir des orientations sur les principales considérations relatives aux prochaines étapes de l'établissement d'un objectif d'échappée et des recommandations sur les analyses et recherches futures pour les étoffer.

2. MÉTHODES

2.1. APERÇU DE L'APPROCHE ANALYTIQUE

Nous avons élaboré un modèle d'espace d'état intégré qui est fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues (figure 1) et qui est adapté des cadres d'espace d'état de reconstitution de la remonte et de la relation géniteurs-recrues de Hamazaki (2021) et de Fleischman *et al.* (2013), respectivement. Le modèle combine dans un seul cadre d'estimation bayésien les données historiques (1981-2019) provenant de divers projets d'évaluation portant sur le passage dans le cours principal, les captures, les échappées dans les affluents, les proportions propres à chaque complexe de stocks et la composition selon l'âge. La composante axée sur la reconstitution de la remonte du modèle reconstitue les captures et les échappées historiques pour trois complexes de stocks de saumon chinook : ceux des parties inférieure, moyenne et supérieure (Canada) du bassin du fleuve Yukon. Les principales quantités estimées par la composante axée sur la relation géniteurs-recrues du modèle ne s'appliquaient qu'au complexe canadien et comprenaient des estimations de la productivité intrinsèque et l'ampleur de la dépendance à la densité, à partir desquelles des repères biologiques et des inférences sur le rendement et le recrutement prévus pour une plage d'échappées futures de géniteurs ont été obtenus.

Nous avons utilisé un modèle de reconstitution de la remonte de plusieurs complexes de stocks, plutôt que de reconstituer uniquement celle du complexe canadien, afin de tirer pleinement parti des renseignements d'évaluation disponibles. L'approche fondées sur plusieurs complexes a permis à nos estimations de l'abondance du complexe canadien d'être fondées sur une vaste gamme de projets : ceux conçus pour évaluer le complexe canadien, ceux conçus pour évaluer plusieurs complexes et ceux visant d'autres stocks qui existent de concert avec le complexe canadien. En estimant simultanément les trois principaux complexes de stocks, nous nous attendions à ce que les estimations de la taille de la remonte, des captures et des échappées du complexe canadien soient mieux éclairées et à ce que les contradictions entre la taille de la remonte à l'échelle du bassin versant et celle propre au complexe soient évitées.

Nous avons choisi d'élaborer et d'adapter un modèle intégré fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues, plutôt que des analyses séquentielles, afin de préserver le contenu complet des données (Staton *et al.* 2017). De façon simultanée, le modèle reconstitue la taille de la remonte annuelle du saumon chinook d'origine canadienne en séparant les récoltes et les échappées, estime les paramètres décrivant la relation entre l'abondance observée des géniteurs et le recrutement estimé, et quantifie les paramètres d'intérêt dérivés (c. à d. les points de référence biologiques). Cela a permis une propagation plus complète de l'incertitude dans l'analyse en raison de renseignements manquants, d'erreurs de mesure et de variations dans les processus. Cette approche a également amélioré la capacité de diagnostic en nous permettant d'évaluer de façon plus transparente l'influence de certains types de données et projets d'évaluation sur les points de référence biologiques. Bien que nous utilisions le terme « intégré » pour décrire notre modèle dans le présent document, la façon dont nous avons intégré le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte et le sous-modèle axé sur l'analyse de la relation géniteurs-recrues s'apparente davantage à un modèle « semi » ou « partiellement » intégré parce qu'il n'était pas aussi pleinement intégré qu'il le pouvait (il ne partageait pas les paramètres principaux entre les sous-modèles) ; notre approche est décrite et justifiée plus en détail à la section 2.3.4.

2.2. SOURCES DE DONNÉES

Un examen exhaustif des données disponibles ayant une utilité potentielle pour reconstituer l'abondance et la dynamique du complexe de stocks de saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne a été entrepris dans le cadre d'un effort complémentaire à ce document (Pestal *et al.* 2022). L'examen des données a porté sur les projets d'évaluation du saumon chinook dans l'ensemble du bassin du fleuve Yukon, y compris le passage dans le cours principal (p. ex., projets de sonar, de filet rotatif et de marquage-recapture), les échappées dans les affluents (p. ex., projets de déversoir, de tour, de relevé aérien et de sonar), l'estimation des captures et l'échantillonnage biologique connexe (p. ex., matériel génétique et information sur l'âge, le sexe et la longueur pour déterminer les proportions propres à chaque complexe de stocks). Les sources de données (y compris le type et l'année) qui ont été utilisées pour ajuster le modèle intégré (reconstitution de la remonte et relation géniteurs-recrues) sont fournies à la figure 2, et des renseignements précis sur la façon dont elles ont été intégrées à l'analyse sont fournis à la section 2.3.

Les sources de données que nous avons intégré au sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte pour représenter presque tous les projets d'évaluation de longue durée (c.–à–d. généralement plus de 10 ans) aux États-Unis et au Canada sont celles pour lesquelles un grand nombre (c. à d. plus de 1 000) de saumons chinooks ont été observés au moins une fois et pour lesquelles les données étaient facilement accessibles. Les ensembles de données précis que nous avons décidé de ne pas utiliser sont détaillés dans Pestal *et al.* (2022) (voir le tableau 8, le tableau 9 et la section 4.1.1) avec une justification de leur exclusion. Les raisons les plus courantes pour lesquelles un ensemble de données n'a pas été intégré au sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte étaient les suivantes : données manquantes, méthodologie d'évaluation incohérente, séries chronologiques trop courtes ou données inaccessibles.

Il existe des biais connus et potentiels dans les sources de données que nous avons utilisées. L'annexe B présente un résumé des biais les plus probables ainsi qu'une analyse exploratoire de leurs répercussions potentielles sur l'estimation des points de référence biologiques.

2.3. MODÈLE INTÉGRÉ FONDÉ SUR LA RECONSTITUTION DE LA REMONTE ET L'ANALYSE DE LA RELATION GÉNITEURS-RECRUES

Le modèle d'espace d'état intégré fondé sur la reconstitution de la remonte (RR) et l'analyse de la relation géniteurs-recrues (ARGR) que nous avons élaboré pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne comprend deux composantes : (1) un sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte qui sépare les captures et les estimations de la taille de la remonte annuelle pour le complexe du cours inférieur, le complexe du cours moyen et le complexe canadien ; (2) un sous-modèle axé sur l'analyse de la relation géniteurs-recrues qui quantifie la relation entre le recrutement reconstitué et l'abondance des géniteurs pour le complexe canadien et qui estime les quantités d'intérêt pour la gestion en fonction des variables qualitatives de la relation stock-recrutement théorique. Nous décrivons ici chaque sous-modèle séparément ainsi que leurs points d'intégration. Les définitions des variables pour le modèle intégré sont fournies au tableau 1.

2.3.1. Structure du sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte

Le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte repose sur les méthodes décrites dans Hamazaki (2021), qui sont reproduites ci-dessous. Le sous-modèle s'appuie sur une vaste

gamme d'indices d'abondance des géniteurs et de passage dans le fleuve, ainsi que sur les captures et la composition génétique des données sur les captures pour estimer la taille de la remonte annuelle pour les complexes du cours inférieur, du cours moyen et canadien.

Par souci de simplicité, nous décrivons le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte en trois étapes. Tout d'abord, nous présentons un aperçu du cadre de reconstitution de la remonte d'un seul stock, les extensions nécessaires pour accueillir les données de plusieurs stocks et un modèle de reconstitution conceptuel pour plusieurs stocks. Ensuite, nous décrivons comment le modèle conceptuel pour plusieurs stocks a été appliqué au saumon chinook du fleuve Yukon en introduisant la progression de chaque complexe de stocks, de l'embouchure du fleuve jusqu'aux frayères. Cette progression des complexes de stocks dans le bassin versant correspond à la structure du sous-modèle et aux données disponibles. Enfin, nous décrivons le modèle d'observation et les modèles statistiques précis associés à l'évaluation de la remonte dans le fleuve, aux captures et aux échappées.

2.3.1.1. Modèle de reconstitution de la remonte d'un seul stock

Dans un cadre de modélisation de la reconstitution de la remonte d'un seul stock (p. ex., Bue *et al.* 2012 ; Bue et Hamazaki 2014), les quantités observées comprennent le total des captures (H_y) annuelles (y), les échappées ($e_{y,i}$) dans les affluents (i) et au moins quelques années d'estimation de la taille totale de la remonte (N_y).

Dans ce cadre, pour chaque année, les captures (H_y) sont modélisées comme une fraction (c.–à–d. le taux de capture) [U_y] de la taille totale de la remonte (N_y) :

$$H_y = U_y N_y \tag{1}$$

le total des échappées (E_y) est modélisé comme la taille de la remonte moins les captures :

$$E_y = N_y - H_y \tag{2}$$

et les échappées observées dans un sous-ensemble d'affluents surveillés ($e_{y,i}$) sont modélisées comme des scalaires invariables au fil du temps (K_i) des échappées à l'échelle du bassin versant :

$$e_{y,i} = \frac{E_y}{K_i} \tag{3}$$

Il est à noter que les échappées dans les affluents surveillés ne sont pas nécessaires pour calculer le total des échappées. Les quantités prévues de $\hat{N}_y$, $\hat{H}_y$ et $\hat{e}_{y,i}$ sont adaptées aux quantités observées de N_y^{obs}, H_y^{obs} et $e_{y,i}^{obs}$, respectivement, en utilisant les hypothèses de distribution log-normale appropriées (équation 4). Ainsi, les taux de capture annuels U_y et les fractions tributaires des échappées totales K_i peuvent être estimés.

La reconstitution complète de la remonte d'un seul stock est donc décrite par des distributions log-normales pour les échappées, les captures et la taille totale de la remonte ($q = 1$) ou l'indice de la remonte totale ($0 < q < 1$) :

$$\begin{aligned} ln(e_{y,i}^{obs}) &\sim N(ln(\hat{e}_{y,i}), (\sigma_i^{obs})^2) \\ ln(H_y^{obs}) &\sim N(ln(\hat{H}_y), (\sigma_{(H)y}^{obs})^2) \\ ln(N_y^{obs}) &\sim N(ln(q\hat{N}_y), (\sigma_{(N)y}^{obs})^2) \end{aligned} \tag{4}$$

où σ_i^{obs} est un écart type log-normal observé des échappées dans les affluents i, $\sigma_{(H)y}^{obs}$ est un écart type log-normal observé des captures dans l'ensemble du bassin versant pendant

l'année y et $\sigma^{obs}_{(N)y}$ est un écart type log-normal observé de la taille de la remonte à l'échelle du bassin versant pendant l'année y. Si l'on tient compte d'une sous-estimation systématique de la taille totale observée de la remonte, q estime la fraction de la taille totale réelle de la remonte observée au moyen de l'évaluation et se limite aux valeurs comprises entre 0 et 1.

2.3.1.2. Modèle de reconstitution de la remonte de plusieurs stocks

Dans un cadre de reconstitution de la remonte de plusieurs stocks, les quantités supplémentaires observées requises comprennent les échappées dans les affluents par stock, les captures totales par stock ou la proportion des captures associées à chaque stock, et au moins quelques années de données sur la remonte totale ou par stock et sur la proportion de la remonte associée à chaque stock. Dans ce cadre, la taille de la remonte, les échappées et les captures comprennent le total pour chaque stock (s) :

$$\begin{aligned} N_y &= \sum_s N_{y,s} \\ E_y &= \sum_s E_{y,s} \\ H_y &= \sum_s H_{y,s} \end{aligned} \tag{5}$$

Dans le cadre fondé sur plusieurs stocks, les proportions des captures (H) et de la remonte (R) propres aux stocks sont des quantités observées supplémentaires. La proportion des captures associées à un stock ($P_{(H)y,s}$) est modélisée comme une fraction par rapport au total des captures :

$$P_{(H)y,s} = \frac{H_{y,s}}{H_y} \tag{6}$$

La proportion de la taille de la remonte propre à un stock ($P_{(R)y,s}$) est modélisée comme une fraction par rapport à la taille totale de la remonte :

$$P_{(R)y,s} = \frac{N_{y,s}}{N_y} \tag{7}$$

Les proportions propres aux stocks estimées par le modèle ($\hat{P}_{(H)y,s}$ et $\hat{P}_{(R)y,s}$) sont ajustées aux proportions propres aux stocks observées ($P^{obs}_{(H)y,s}$ et $P^{obs}_{(R)y,s}$) que l'on suppose avoir une distribution multinomiale avec des tailles effectives de l'échantillon d'entrée de $n_{(H)y}$ et $n_{(R)y}$, respectivement (équation 8). Lorsqu'au moins une estimation de la taille de la remonte associée à un stock ($N_{y,s}$) est disponible, Hamazaki et DeCovich (2014) ont montré que la taille totale de la remonte (N_y) peut être estimée en appliquant des techniques de marquage-recapture fondées sur la génétique ($N_y = \frac{N_{y,s}}{P_{(R)y,s}}$). L'équation 8 (ci-dessous) correspond à l'ajustement simultané de la taille de la remonte propre à un stock observée ($L2$) et des proportions propres aux stocks ($L4$). De plus, la taille totale de la remonte peut être observée au moyen des méthodes de relevé annuel ($L6$).

Comme dans le modèle pour un seul stock, les données observées sont modélisées comme la réalisation de répartitions sous-jacentes dont les valeurs attendues correspondent aux valeurs prévues du modèle. Nous avons supposé une distribution log-normale des dénombrements d'échappées, de captures et de poissons dans le fleuve pour tenir compte de l'attente selon laquelle l'erreur d'estimation est proportionnelle à la moyenne. On suppose une distribution multinomiale pour les dénombrements des poissons de chaque stock effectués dans les programmes

de surveillance des captures et du passage pour modéliser l'attente selon laquelle chaque stock représente une proportion différente de la taille totale de la remonte annuelle.

$$
\begin{gathered}
\text{Échappées dans les affluents (L1)} \\
ln(e^{obs}_{y,s,i}) \sim N(ln(\hat{e}_{y,s,i}), (\sigma^{obs}_{y,s,i})^2) \\
\text{Taille de la remonte propre à un stock (L2)} \\
ln(N^{obs}_{y,s}) \sim N(ln(\hat{N}_{y,s}), (\sigma^{obs}_{(N)y,s})^2) \\
\text{Captures (L3)} \\
ln(H^{obs}_{y,s}) \sim N(ln(\hat{H}_{y,s}), (\sigma^{obs}_{(H)y,s})^2) \\
\text{Proportion de la taille de la remonte propre à un stock (L4)} \\
n_{(R)y}P^{obs}_{(R)y,s} \sim Multinomial(n_{(R)y}, \hat{P}_{(R),y,s}) \\
\text{Proportion des captures propres à un stock (L5)} \\
n_{(H)y}P^{obs}_{(H)y,s} \sim Multinomial(n_{(H)y}, \hat{P}_{(H),y,s}) \\
\text{Taille totale de la remonte (q = 1) ou indice de la remonte totale (0 < q < 1) (L6)} \\
ln(N^{obs}_{y}) \sim N(ln(q\hat{N}_{y}), (\sigma^{obs}_{(N)y})^2)
\end{gathered}
\tag{8}
$$

où $\sigma^{obs}_{y,s,i}$ est un écart type d'une échappée observée dans les affluents, $\sigma^{obs}_{(N)y,s}$ est un écart type d'une taille de la remonte propre à un stock, $\sigma^{obs}_{(H)y,s}$ est un écart type d'une capture propre à un stock et $\sigma^{obs}_{(N)y}$ est un écart type d'une taille totale de la remonte. Tel qu'il est décrit dans le cadre pour un seul stock, q permet une sous-estimation systématique de la taille totale observée de la remonte et se limite aux valeurs comprises entre 0 et 1.

Les principales hypothèses des modèles de reconstitution de la remonte d'un seul stock et de plusieurs stocks sont les suivantes :

1. les estimations de la taille de la remonte et des captures dans le fleuve sont exactes ou le degré de biais peut être estimé ;
2. les échappées dans les affluents, dans leur ensemble, sont des indices d'échappée à l'échelle du bassin versant ;
3. il n'y a pas de covariance dans les erreurs d'observation des estimations des échappées dans les affluents (autrement dit, les erreurs dans les évaluations pour les affluents sont indépendantes) ;
4. il n'y a pas de tendance temporelle (c.–à–d. autocorrélation) dans les erreurs d'observation dans les estimations des évaluations individuelles pour les affluents.

En outre, le modèle pour plusieurs stocks suppose :

1. des estimations exactes des proportions des captures propres aux stocks ;
2. des estimations exactes des proportions de la taille de la remonte propres aux stocks.

2.3.2. Sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte appliqué au saumon chinook du fleuve Yukon

La pêche au saumon chinook est pratiquée dans le cours principal du fleuve Yukon et dans bon nombre de ses affluents. En appliquant le modèle pour plusieurs stocks aux complexes de stocks de saumon chinook du fleuve Yukon (parties canadienne, moyenne et inférieure du fleuve), nous avons formulé les hypothèses simplificatrices suivantes.

1. Il y a trois complexes de stocks de saumon chinook du fleuve Yukon (parties canadienne, moyenne et inférieure du fleuve) dont les limites géographiques sont définies (figures 3 et 4).
2. Toutes les captures en aval du sonar de la station Pilot se produisent à l'embouchure du fleuve Yukon.
3. Les échappées du complexe du cours inférieur du fleuve Yukon en aval du site de surveillance par sonar de la station Pilot se composent uniquement de saumons de la rivière Andreafsky (figures 3 et 4). Les échappées dans d'autres affluents en aval de la station Pilot sont négligeables (Brown *et al.* 2017) et ont été présumées nulles.
4. Toutes les captures entre l'amont du site de surveillance par sonar de la station Pilot et l'aval de la frontière canado-américaine se produisent immédiatement en amont du site de surveillance par sonar de la station Pilot.
5. Les échappées du complexe canadien se composent uniquement de saumons des affluents en amont de la frontière canado-américaine dans le cours principal du fleuve (figures 3 et 4). Les échappées pour la fraie dans d'autres affluents au Canada, comme la rivière Porcupine, ont été considérées comme nulles.

2.3.2.1. Structure conceptuelle

Dans les équations suivantes, les trois principaux complexes de stocks de saumon chinook du fleuve Yukon (s) sont représentés comme suit : $s = c$ pour celui du Canada, $s = m$ pour celui du cours moyen du fleuve Yukon et $s = l$ pour celui du cours inférieur du fleuve Yukon. Conceptuellement, les trois complexes de stocks qui remontent chaque année le fleuve Yukon ($N_{y,s}$) suivent huit étapes, de l'entrée dans l'embouchure du fleuve jusqu'aux frayères (figure 4). Dans la description du modèle suivante, l'indice final est souvent utilisé pour désigner l'emplacement (L) (d : en aval de la station Pilot, pl : à la station Pilot, u : en amont de la station Pilot, b : à la frontière canado-américaine, c : au Canada).

1. Les poissons en montaison sont capturés à l'embouchure du fleuve en aval de la station Pilot ($H_{y,s,L=d}$).
2. Une partie du complexe du cours inférieur du fleuve Yukon se rend dans la rivière Andreafsky ($e_{y,s=l,i=ad}$) pour frayer.
3. La partie restante du complexe du cours inférieur du fleuve Yukon et la totalité des complexes du cours moyen du fleuve Yukon et du Canada sont surveillés à la station Pilot ($N_{y,L=pl}$), où l'abondance et les proportions propres aux complexes de stocks sont estimées.
4. Les poissons qui poursuivent leur route en amont de la station Pilot sont ciblés par les pêches ($H_{y,s,L=u}$) de l'Alaska (c.–à–d. les poissons se trouvant en amont de la station Pilot et en aval de la frontière canado-américaine).
5. Les parties restantes des complexes du cours inférieur et du cours moyen du fleuve Yukon se rendent dans des affluents en amont de la station Pilot pour frayer ($E_{y,s=l,L=u}$, $E_{y,s=m,L=u}$). Leurs échappées sont surveillées dans plusieurs affluents en Alaska ($e_{y,s,i}$ où $s = l, m$).
6. Le complexe du Canada poursuit sa route vers la frontière canado-américaine ($N_{y,s=c,L=b}$), où son abondance est estimée.
7. Une partie du complexe du Canada est capturée au Canada ($H_{y,s=c,L=c}$).
8. La partie restante du complexe du Canada se rend dans des affluents pour frayer ($E_{y,s=c,L=c}$). Ses échappées sont surveillées dans plusieurs affluents au Canada ($e_{y,s,i}$ où $s = c$).

Les expressions mathématiques décrivant les étapes ci-dessus sont les suivantes :

1. Captures à l'embouchure du fleuve ($H_{y,s,L=d}$)

Les captures à l'embouchure du fleuve sont une fraction ($U_{y,s,L=d}$: taux de capture) par rapport à la taille totale de la remonte :

$$\begin{aligned} H_{y,s,d} &= U_{y,s,d} N_{y,s} \\ U_{y,s,d} &= 1 - exp^{-F_{y,s,d}} \end{aligned} \tag{9}$$

où $F_{y,s,d}$ est un taux instantané de mortalité par pêche, par année et par complexe de stocks.

Le total des captures dans le cours inférieur du fleuve correspond alors à la somme des captures propres à chaque complexe, et la proportion des captures associées à un complexe dans le cours inférieur du fleuve ($P_{(H)y,s,L=d}$) est un rapport entre les captures associées à ce complexe et le total des captures :

$$\begin{aligned} H_{y,d} &= \sum_s H_{y,s,d} \\ &\text{and} \\ P_{(H)y,s,d} &= \frac{H_{y,s,d}}{H_{y,d}} \end{aligned} \tag{10}$$

2. Échappées dans la rivière Andreafsky pour la fraie ($e_{y,s=l,i=ad}$)

Les échappées dans la rivière Andreafsky ($e_{y,s=l,i=ad}$) ont été modélisées comme une fraction par rapport à la taille de la remonte du complexe du cours inférieur du fleuve Yukon ($N_{y,s=l}$) après les captures des pêches pratiquées dans le cours inférieur du fleuve ($H_{y,s=l,L=d}$) :

$$e_{y,l,ad} = \frac{N_{y,l} - H_{y,l,d}}{K_{ad}} \tag{11}$$

où K_{ad} est un paramètre estimé du modèle et $K_{ad} > 1$.

3. Passage et proportions propres aux complexes de stocks surveillés à la station Pilot

Le passage du complexe du cours moyen du fleuve Yukon et du complexe canadien à la station Pilot ($N_{y,s,L=pl}$) a été modélisé comme étant la taille de la remonte ($N_{y,s}$) moins les captures ayant eu lieu dans le cours inférieur du fleuve ($H_{y,s,L=pl}$). Pour le complexe du cours inférieur du fleuve Yukon, les échappées dans la rivière Andreafsky ont également été soustraites :

$$N_{y,s,pl} = \begin{cases} N_{y,s} - H_{y,s,d} & s = c, m \\ N_{y,s} - H_{y,s,d} - e_{y,s,ad} & s = l \end{cases} \tag{12}$$

Le total du passage à la station Pilot ($N_{y,L=pl}$) correspond alors à la somme du passage de chaque complexe, et la proportion du passage associé à un complexe ($P_{(R)y,s,L=pl}$) est un rapport entre le passage de ce complexe et le total du passage :

$$\begin{aligned} N_{y,pl} &= \sum_s N_{y,s,pl} \\ &\text{and} \\ P_{(R)y,s,pl} &= \frac{N_{y,s,pl}}{N_{y,pl}} \end{aligned} \tag{13}$$

4. Captures associées à un complexe en Alaska, en amont de la station Pilot ($H_{y,s,L=u}$)

Les captures associées à un complexe en amont de la station Pilot correspondent à une fraction ($U_{y,s,L=u}$: taux de capture) du passage de ce complexe surveillé à la station Pilot :

$$\begin{aligned} H_{y,s,u} &= U_{y,s,u} N_{y,s,pl} \\ U_{y,s,u} &= 1 - exp^{-F_{y,s,u}} \end{aligned} \tag{14}$$

Le total des captures effectuées aux États-Unis, en amont de la station Pilot, correspond à la somme des captures associées à chaque complexe :

$$H_{y,u} = \sum_{s} H_{y,s,u} \tag{15}$$

et la proportion d'un complexe dans ces captures ($P_{(H)y,s,L=u}$) est un rapport entre les captures associée à ce complexe et le total des captures :

$$P_{(H)y,s,u} = \frac{H_{y,s,u}}{H_{y,u}} \tag{16}$$

5. Les complexes du cours inférieur et du cours moyen du fleuve Yukon migrent vers des affluents en amont de la station Pilot pour frayer ($E_{y,s=l,L=u}$, $E_{y,s=m,L=u}$). Leurs échappées sont surveillées dans plusieurs affluents ($e_{y,s,i}$ où $s = l, m$).
6. Le complexe canadien franchit la frontière canado-américaine et est surveillé ($N_{y,s=c,L=b}$).

Les échappées des complexes des cours inférieur et moyen du fleuve Yukon en amont de la station Pilot ($E_{y,s=l,L=u}$, $E_{y,s=m,L=u}$) et l'abondance du complexe canadien qui franchit la frontière canado-américaine ($N_{y,s=c,L=b}$) ont été modélisées comme étant le passage propre à chaque complexe à la station Pilot ($N_{y,s,L=pl}$) moins les captures effectuées en Alaska, en amont de la station Pilot ($H_{y,s,L=u}$) :

$$\begin{aligned} E_{y,s,u} &= N_{y,s,pl} - H_{y,s,u} \quad s = l, m \\ N_{y,s,b} &= N_{y,s,pl} - H_{y,s,c} \qquad s = c \end{aligned} \tag{17}$$

Les échappées des complexes des cours inférieur et moyen du fleuve Yukon surveillées dans des affluents individuels (i) ($e_{y,s,i}$) sont modélisées comme une fraction par rapport aux échappées de chaque complexe ($E_{y,s}$) :

$$e_{y,s,i} = \frac{E_{y,s}}{K_i} \tag{18}$$

où K_i est un paramètre estimé du modèle et $K_i > 1$.

7. Le complexe canadien est ciblé par des pêches au Canada ($H_{y,s=c,L=c}$).

Les captures du complexe canadien au Canada sont modélisées comme une fraction ($U_{y,s=c,L=c}$, taux de capture) par rapport au passage à la frontière :

$$\begin{aligned} H_{y,c,c} &= U_{y,c,c} N_{y,c,b} \\ U_{y,c,c} &= 1 - exp^{-F_{y,c,c}} \end{aligned} \tag{19}$$

8. Le complexe canadien poursuit sa route vers des affluents au Canada pour frayer ($E_{y,s=c}$). Ses échappées sont surveillées dans plusieurs affluents.

Les échappées du complexe canadien ($E_{y,c,c}$) correspondent au passage à la frontière ($N_{y,s=c,L=b}$) moins les captures au Canada ($H_{y,s=c,L=b}$) :

$$E_{y,c,c} = N_{y,c,b} - H_{y,c,c} \tag{20}$$

Les échappées dans des affluents individuels (i) ($e_{y,s,i}$) sont modélisées comme une fraction par rapport aux échappées du complexe ($E_{y,s}$) (équation 18).

2.3.2.2. Modèle d'observation

Pour la reconstitution de la remonte du saumon chinook du fleuve Yukon, les données observées comprenaient des évaluations de la remonte dans le fleuve et les proportions de la remonte propres aux complexes, les échappées dans les affluents, les captures et les proportions des captures propres à chaque complexe. À l'intérieur de chaque complexe, des corrélations positives ont été observées entre les échappées dans les affluents (figures A1, A20 et A37 dans Pestal *et al.* 2022), à l'appui de l'hypothèse selon laquelle les échappées dans les affluents représentent des indices relatifs du total des échappées et des échappées propres à chaque complexe, et que les contributions individuelles des échappées dans les affluents au total des échappées sont approximativement constantes dans le temps (c.–à–d. paramètres invariables au fil du temps K_i). Toutefois, comme l'indique Hamazaki (2021), la corrélation positive des échappées dans les affluents ne justifie pas cette hypothèse de façon définitive ; elle fournit plutôt la preuve que l'hypothèse peut être raisonnable aux fins prévues de la reconstitution de la remonte. Néanmoins, les simulations suggèrent que les estimations de la taille totale de la remonte effectuées au moyen du sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte ne sont que modérément sensibles à la violation de l'hypothèse de dynamique synchrone dans les affluents (Schindler *et al.* 2019).

Évaluations de la remonte dans le fleuve

Les données des évaluations de la taille de la remonte dans le fleuve comprennent les estimations du passage du complexe canadien à la frontière canado-américaine, les estimations du passage de tous les complexes à la station Pilot et les estimations des proportions propres à chaque complexe à la station Pilot.

Le passage du complexe canadien à la frontière canado-américaine est estimé depuis 1982 à l'aide de diverses méthodes (j). De 1982 à 2008, le passage a été estimé à l'aide des données de marquage-recapture au filet rotatif de Petersen-Chapman (1982-1998, 2008) ou de méthodes analytiques de marquage-recapture avec stratification (1999-2007) par le MPO (Milligan *et al.* 1984 ; Johnson *et al.* 2002). Depuis 2005, le passage est estimé à l'aide d'un sonar par l'Alaska Department of Fish and Game et le MPO (p. ex., McDougall et Brodersen 2020). Pour les années 2002 à 2004, le passage a également été estimé par marquage-recapture fondé sur la radiotélémétrie (Spencer *et al.* 2009). Le CTM utilise les données de sonar et les estimations du passage par marquage-recapture fondé sur la radiotélémétrie comme base pour éclairer les recommandations relatives à l'objectif d'échappée (JTC 2020), et ces données ont donc été traitées comme étant exactes. Les estimations du passage par marquage-recapture au filet rotatif ont été traitées comme une sous-estimation du passage total à la frontière.

Les données observées sur le passage à la frontière canado-américaine ont été modélisées comme la réalisation de distributions log-normales :

Passage à la frontière canado-américaine selon le marquage-recapture fondé sur la radiotélémétrie et les sonars

$$ln(N^{obs}_{y,c,b}) \sim \mathcal{N}(ln(\hat{N}_{y,c,b}), (\sigma^{obs}_{(N)y,c,b,j})^2) \tag{21}$$

Passage à la frontière canado-américaine selon le marquage-recapture au filet rotatif

$$ln(N^{obs}_{y,c,b}) \sim \mathcal{N}(ln(q_{fw}\hat{N}_{y,c,b}), (\sigma^{obs}_{(N)y,c,b,j})^2)$$

où j = la méthode (sonar, marquage-recapture à l'aide de la radiotélémétrie, marquage-recapture au filet rotatif de Chapman-Petersen ou marquage-recapture au filet rotatif avec stratification), q_{fw} est un indice d'exactitude du relevé et $0 < q_{fw} < 1$, $(\sigma^{obs}_{(N)y,c,b,j})^2 = ln((CV^{obs}_{y,b,j})^2 + 1)$ pour

j = marquage-recapture par sonar et radiotélémétrie et $(\sigma^{obs}_{(N)y,c,b,j})^2 = ln((CV^{obs}_{y,b,j})^2 + 1) + \sigma^2_{add,c,b,j}$ pour j = estimations par marquage-recapture au filet rotatif de Chapman-Peterson et par marquage-recapture avec stratification. Compte tenu des écarts par rapport aux hypothèses fondées sur le marquage-recapture (voir la description du projet dans Pestal *et al.* 2022), nous avons estimé un terme de variance supplémentaire $\sigma^2_{add,c,b,j}$ pour chaque méthode de marquage-recapture (j) fondée sur l'utilisation de filets rotatifs. Le coefficient de variation (CV) observé a été jugé approprié pour les estimations tirées des méthodes de marquage-recapture fondées sur l'utilisation de la radiotélémétrie et d'un sonar. Les CV des estimations annuelles fondées sur les données de marquage-recapture étaient disponibles sur une base annuelle en utilisant les estimations de Chapman-Petersen, et supposés être de 0,20 autrement.

À la station Pilot, le passage total ($N^{obs}_{y,pl}$) a été surveillé à l'aide de diverses méthodes (j) : sonar (faisable : 1985-1994 ; opérationnel, mais avec un biais à la baisse : 1995-2001 ; opérationnel et sans biais : 2002-2019) ; marquage-recapture à l'aide d'étiquettes spaghetti (2000-2001) ; marquage-recapture à l'aide de la radiotélémétrie (2002-2004). Entre 1986 et 1994, le passage a été estimé au moyen d'un sonar dans le cadre d'une étude de faisabilité et considéré comme une sous-estimation. La surveillance complète du passage au moyen d'un sonar a commencé en 1995 (Pfisterer *et al.* 2017). Les estimations connexes ne sont pas toujours exactes. Par exemple, en 2001, le passage estimé au moyen d'un sonar était inférieur à la somme des captures et des échappées observées en amont de la station Pilot.

Des expériences de marquage-recapture ont été menées juste en amont de la station Pilot à l'aide d'étiquettes spaghetti (2000-2001) et de techniques de radiotélémétrie [2002-2004 ; Spencer *et al.* (2009)]. Les estimations fondées sur les données de marquage-recapture en amont de la station Pilot se rapportaient à de grands poissons (mesurant généralement plus de 650 mm du milieu de l'œil à la fourche de la queue), et le nombre de petits poissons a été estimé séparément à l'aide d'une approche proportionnelle fondée sur l'information sur les classes d'âge provenant des relevés menés dans les frayères (Spencer *et al.* 2009). Pour nos besoins, nous avons combiné les estimations sur les grands et petits poissons et les incertitudes pour représenter tous les poissons qui ont passé à la station Pilot. Cette étape était nécessaire pour que les estimations fondées sur les données de marquage-recapture soient directement comparables aux estimations fondées sur les données de tous les autres projets d'évaluation utilisés dans le modèle, qui ont indiqué le nombre total de poissons.

Au cours de la période de 2002 à 2004, les estimations fondées sur l'utilisation d'un sonar et de méthodes de marquage-recapture étaient semblables (Spencer *et al.* 2009), et les estimations du passage fondées sur l'utilisation d'un sonar depuis 2005 étaient semblables à celles fondées sur l'utilisation de méthodes de marquage-recapture axées sur la génétique (Pfisterer *et al.* 2017). À partir de ces comparaisons et de ces jugements sur l'exactitude des données, les estimations du passage fondées sur l'utilisation d'un sonar pour 1986-1994 et 1995-2001 ont été considérées comme une sous-estimation, mais probablement par des degrés différents. Les estimations fondées sur l'utilisation d'un sonar depuis 2002 ont été jugées exactes. Les estimations de l'abondance provenant du marquage-recapture fondé sur la radiotélémétrie (2002-2004) ont été jugées exactes ; toutefois, l'exactitude des expériences de marquage externes (2000-2001) est inconnue.

Les poissons ont été répartis entre les trois complexes de stocks ($P^{obs}_{(R)y,s,pl}$) par identification génétique des stocks (IGS) à l'aide d'allozymes (2002-2003) et de SNP (2005-2019) avec divers degrés d'exactitude et de précision.

Compte tenu de ces considérations relatives aux données, les observations du passage à la station Pilot et les proportions propres aux complexes de stocks ont été modélisées à partir de distributions log-normales et multinomiales, respectivement :

$$\begin{gathered}\text{Passage à la station Pilot (marquage-recapture)}\\ ln(N^{obs}_{y,pl,j}) \sim \mathcal{N}(ln(\hat{N}_{y,pl,j}), (\sigma^{obs}_{(N)y,pl,j})^2)\\ \text{Passage à la station Pilot (sonar)}\\ ln(N^{obs}_{y,pl,j}) \sim \mathcal{N}(ln(q_{pl}\hat{N}_{y,pl,j}), (\sigma^{obs}_{(N)y,pl,j})^2)\\ \text{Proportion propre à un complexe de stocks à la station Pilot}\\ n_{(R)y,pl}P^{obs}_{(R)y,s,pl} \sim Multinomial(n_{(R)y,pl}, \hat{P}_{(R)y,s,pl})\end{gathered} \tag{22}$$

où j = méthode (marquage-recapture à l'aide d'étiquettes spaghetti, marquage-recapture par radiotélémétrie ou périodes d'utilisation du sonar) et q_{pl} est un indice de l'exactitude du relevé ($0 < q_{pl} < 1$ [indiquant une sous-estimation] pour les périodes de 1986 à 1994 et de 1995 à 2001, q_{pl} = 1 [indiquant une estimation exacte] pour les périodes de 2002 à 2019).

Le terme de variance, $(\sigma^{obs}_{(N)y,pl,j})^2 = ln((CV^{obs}_{y,pl,j})^2 + 1) + \sigma^2_{add,pl,j}$, comprenait une variance ajoutée pour toutes les méthodes j, sauf la période d'utilisation du sonar DIDSON où l'erreur d'observation était jugée appropriée. Un coefficient de variance observé n'était pas disponible pour les estimations fondées sur l'utilisation d'un sonar entre 1986 et 1994 et était présumé être de 0,20.

La taille effective de l'échantillon ($n_{(R)y,pl}$) pour la pondération des données sur les proportions de la taille de la remonte propre aux complexes a été fixée à 200.

Échappées dans les affluents

À l'échelle du bassin versant du fleuve Yukon, les échappées de saumon chinook sont évaluées dans divers affluents à l'aide de diverses méthodes (figures 2 et 3). La modélisation de la plupart des relevés sur les échappées dans les affluents a suivi l'équation 18. Toutefois, plusieurs cas nécessitaient d'autres considérations de modélisation. Ces considérations sont (1) les dénombrements lors des relevés aériens effectués sur le même affluent où un relevé sur le terrain (p. ex., déversoir, tour ou sonar) était en cours, (2) rivière Nulato et (3) rivière Andreafsky.

Dans la rivière Big Salmon (Canada), les rivières Chena et Salcha (cours moyen du fleuve Yukon) et la rivière Gisasa (cours inférieur du fleuve Yukon), les échappées ont été évaluées au moyen de relevés sur le terrain (déversoir, tour ou sonar) et de relevés aériens (surveillance aérienne). Dans ces cas, le dénombrement annuel effectué au moyen de relevés aériens ($e^{obs}_{y,s,i,aer}$) a été modélisé comme une fraction par rapport au dénombrement effectué au moyen de relevés sur le terrain ($e^{obs}_{y,s,i}$) :

$$e^{obs}_{y,s,i,aer} = \frac{e^{obs}_{y,s,i}}{K_{i,aer}} \tag{23}$$

où $K_{i,aer}$ est un scalaire et $K_{i,aer} > 1$, indiquant que le relevé aérien a permis de dénombrer une fraction des échappées qui auraient été observées par un projet de relevé sur le terrain (déversoir, tour ou sonar).

La rivière Nulato (cours moyen du fleuve Yukon) (nlt) est composée des fourches Nord (N) et Sud (S). Une tour ($e^{obs}_{y,l,nlt}$) de dénombrement des échappées a été utilisée à la confluence avec le cours principal et des relevés aériens (aer) ont été effectués à chaque fourche ($e^{obs}_{y,l,nlt,aer,N}$ $e^{obs}_{y,l,nlt,aer,S}$). Les échappées dérivées du relevé sur le terrain dans toute la rivière Nulato ont

été modélisées à l'aide de l'équation 18. Les échappées à la fourche Nord ont été modélisées comme une fraction (p_N) par rapport au dénombrement effectué à la tour dans la rivière Nulato, et le reste ($1 - p_N$) a été attribué à la fourche Sud de sorte que les échappées à la fourche Nord étaient $p_N e^{obs}_{y,l,nlt}$ et que les échappées à la fourche Sud étaient $(1 - p_N)e^{obs}_{y,l,nlt}$. Ensuite, chaque dénombrement des échappées par relevé aérien a été modélisé comme une fraction par rapport aux échappées à chaque fourche.

$$e^{obs}_{y,l,nlt,aer,N} = \frac{p_N e^{obs}_{y,l,nlt}}{K_{nlt,aer}}$$
$$e^{obs}_{y,l,nlt,aer,S} = \frac{(1 - p_N)e^{obs}_{y,l,nlt}}{K_{nlt,aer}} \tag{24}$$

La rivière Andreafsky (cours inférieur du fleuve Yukon) est composée des fourches Ouest (W) et Est (E). Les échappées à la fourche Est sont surveillées par un déversoir ($e^{obs}_{y,l,ad,w,E}$) et un relevé aérien ($e^{obs}_{y,l,ad,aer,E}$). Les échappées à la fourche Ouest sont surveillées par un relevé aérien ($e^{obs}_{y,l,ad,aer,W}$).

Les échappées calculées au déversoir à la fourche Est sont modélisées comme une fraction (p_E) par rapport aux échappées totales dans la rivière Andreafsky :

$$e^{obs}_{y,l,ad,w,E} = p_E e^{obs}_{y,l,ad} \tag{25}$$

En appliquant l'équation 18, les échappées calculées par relevé aérien aux fourches Est ($e^{obs}_{y,l,ad,aer,E}$) et Ouest ($e^{obs}_{y,l,ad,aer,W}$) sont donc :

$$e^{obs}_{y,l,ad,aer,E} = \frac{p_E e^{obs}_{y,l,ad}}{K_{ad,aer}}$$
$$e^{obs}_{y,l,ad,aer,W} = \frac{(1 - p_E)e^{obs}_{y,l,ad}}{K_{ad,aer}} \tag{26}$$

Toutes les données sur les échappées dans les affluents ont été supposées être la réalisation de distributions log-normales sous-jacentes :

$$ln(e^{obs}_{y,s,i,j}) \sim \mathcal{N}(ln(\hat{e}_{y,s,i,j}), (\sigma^{obs}_{y,i,j})^2) \tag{27}$$

où $(\sigma^{obs}_{y,i,j})^2 = ln((CV^{obs}_{y,i,j})^2 + 1) + \sigma^2_{add,s,j}$ et j est la méthode de relevé (aérien, sur le terrain, tour, déversoir, sonar, passe à poissons).

Le cas échéant (figure 2), les CV annuels estimés ont été utilisés pour représenter la variabilité de l'erreur d'observation. Toutefois, ces données n'étaient pas disponibles dans de nombreux cas. D'après les CV observés et l'information fournie dans le rapport de données (Pestal *et al.* 2022), dans ces cas, on a supposé que le CV était de 0,25 pour les données obtenues à partir de relevés aériens ou sur le terrain et de passes à poissons, de 0,15 pour les données obtenues à partir d'un sonar et de 0,10 pour les données obtenues à partir de tours et de déversoirs. D'autres termes de variance ($\sigma^2_{add,s,j}$) pour chaque méthode de relevé ont été estimés par modèle pour tenir compte de l'erreur d'observation non estimée.

Captures

Notre examen des captures annuelles se limitait aux pêches effectuées dans le bassin versant du fleuve Yukon et ne tenait pas compte des prises accessoires dans les pêches en milieu marin. Voir l'annexe B pour la discussion sur les répercussions possibles de l'omission des prises accessoires dans les pêches en milieu marin pour l'estimation des points de référence biologiques.

Les captures effectuées dans le bassin versant du fleuve Yukon peuvent être séparées en trois zones géographiques (figure 4) : (1) captures américaines en aval, soit entre l'embouchure du fleuve Yukon et en aval de la station Pilot ; (2) captures américaines en amont, soit entre la station Pilot et la frontière canado-américaine ; (3) captures canadiennes. Notre modèle suppose que toutes les captures américaines en aval se produisent en aval de la confluence avec la rivière Andreafsky et que toutes les captures américaines en amont se produisent en aval de la confluence avec la rivière Koyukuk. Ces hypothèses étaient nécessaires pour veiller à ce que toutes les captures propres aux complexes de stocks soient prises en compte avant l'examen de l'information sur les échappées pour les complexes des cours inférieur et moyen ou des estimations du passage à la frontière pour le complexe canadien.

Les distributions log-normales et multinomiales ont modélisé les captures et les proportions propres aux complexes de stocks observées, respectivement :

$$\begin{gathered}\text{Captures}\\ ln(H^{obs}_{y,L}) \sim \mathcal{N}(ln(\sum_{s} \hat{H}_{y,s,L}), (\sigma^{obs}_{(H)L})^2)\\ \text{Proportion propre à un complexe de stocks}\\ n_{(H)y,s,L} P^{obs}_{(H)y,s,L} \sim Multinomial(n_{(H)y,s,L}, \hat{P}_{(H)y,s,L})\end{gathered} \tag{28}$$

où $(\sigma^{obs}_{(H)L})^2 = ln((CV^{obs}_{(H)L})^2 + 1)$ et L désigne le lieu de capture : en aval (d), en amont (u) et au Canada (c).

Le CV des captures annuelles est inconnu, mais considéré comme étant relativement précis. Les captures commerciales sont déclarées à l'aide de bordereaux de débarquement, et les captures de subsistance sont estimées à partir des enquêtes annuelles d'après-saison menées auprès des ménages. Les ménages individuels peuvent sous-déclarer ou surdéclarer leurs captures ou ne pas les déclarer du tout. Toutefois, on croit que les connaissances historiques sur les tendances liées aux captures des ménages et les vérifications faite par enquête (c.–à–d. la validation croisée des captures collectives par rapport aux captures des ménages), combinées aux méthodes d'échantillonnage avec stratification utilisées pour estimer les captures de subsistance aux États-Unis, donnent lieu à des estimations globales sans biais des captures. Dans le cadre du modèle intégré fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues, le CV total des captures a été fixé à 0,20 pour toutes les années. La précision des proportions des captures associées aux complexes de stocks n'est pas déclarée, de sorte que la taille effective de l'échantillon multinomial d'entrée ($n_{(H)y,L}$) a été fixé à 100 pour toutes les années, ce qui a fourni des ajustements précis aux compositions des captures selon le complexe tout en fournissant des ajustements généralement sans biais aux données sur les échappées dans les affluents. Voir l'annexe B pour la discussion sur les répercussions possibles des estimations biaisées des captures pour l'estimation des points de référence biologiques.

2.3.3. Sous-modèle axé sur l'analyse de la relation géniteurs-recrues

Le sous-modèle axé sur l'analyse de la relation géniteurs-recrues (ARGR) représente la dynamique sous-jacente réelle des populations (c.–à–d. sans erreur de mesure) et spécifie la productivité,

la dépendance à la densité et l'âge à la maturité par cohorte (c.–à–d. année d'éclosion, y). Les recrues adultes (R) de 1981 à 2019 ont été traitées comme des états non observés et modélisées comme une fonction de l'abondance des géniteurs canadiens (E_c) en supposant une relation géniteurs-recrues Ricker (1954) avec une variation log-normale autocorrélée périodiquement du processus :

$$ln(R_y) = ln(E_{y,s=c}) + ln(\alpha) - \beta E_{y,s=c} + \upsilon_y \tag{29}$$

où α est la productivité (taux de croissance intrinsèque), β est l'ampleur des effets dépendants de la densité à l'intérieur de l'année d'éclosion et υ est la variation interannuelle de la survie du stade de l'œuf jusqu'à l'âge adulte qui a été présumée corrélée au décalage de 1 (ϕ) au fil du temps (processus AR1) :

$$\upsilon_y = \phi\upsilon_{y-1} + \varepsilon_y, \varepsilon_y \sim N(0, \sigma_R) \tag{30}$$

où ε_y est un bruit blanc indépendant dans le temps. Au moins un âge au cours des sept premières années de montaison n'avait pas d'abondance de recrues liée à l'abondance de géniteurs (équation 29) et le recrutement au cours de ces années a donc été modélisé comme des tirages aléatoires à partir d'une distribution log-normale avec la moyenne $ln(R_0)$ et l'écart-type σ_{R_0}.

Le nombre de saumons chinooks en montaison durant l'année y et à l'âge a ($a \in 4 : 7$) était le produit du recrutement total durant l'année $y - a$ et de la proportion de poissons de l'année d'éclosion $y - a$ en montaison à l'âge a :

$$N^{SRA}_{y,a,s=c} = R_{y-a,a}p_{y-a,a} \tag{31}$$

où $p_{y,a}$ est la proportion de poissons qui ont frayé durant l'année d'éclosion y et qui ont atteint leur maturité à l'âge a, et l'exposant d'ARS différencie cette valeur de la taille totale de la remonte dans le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte (RR). Nous avons modélisé la variation de l'année d'éclosion dans l'âge au moment de la montaison sous la forme de vecteurs aléatoires de Dirichlet tirés d'une hyperdistribution commune caractérisée par un vecteur de probabilité d'âge à la maturité moyen (π) et un paramètre de dispersion inverse ($1/D^2$) :

$$p_{y,a} \overset{\text{iid}}{\sim} \mathcal{D}(\pi(\frac{1}{D^2})) \tag{32}$$

2.3.4. Modèle d'observation

Des séries chronologiques distinctes de données sur la composition selon l'âge étaient disponibles à partir (1) des captures en aval, (2) des capture en amont (p. ex., Larson *et al.* 2020) et (3) du passage à la frontière canadienne (Hamazaki 2018a). Ensemble, ces compositions selon l'âge fournissent les meilleures estimations disponibles de la composition totale selon l'âge du complexe de saumons chinooks d'origine canadienne en montaison au cours d'une année civile donnée. La moyenne des compositions annuelles selon l'âge de ces trois composantes du modèle a été pondérée par l'abondance du saumon chinook estimée pour chacune par le sous-modèle RR, de sorte que la taille totale de la remonte selon l'âge pour le complexe canadien a été calculée comme suit :

$$N^{obs}_{y,a} = (p^{obs}_{y,a,L=d}H_{y,s=c,L=d}) + (p^{obs}_{y,a,L=u}H_{y,s=c,L=u}) + (p^{obs}_{y,a,L=bp}N_{y,s=c,L=b}) \tag{33}$$

où $H_{y,s=c,L=d}$ correspond aux captures du complexe canadien effectuées en aval, $H_{y,s=c,L=u}$ correspond aux captures du complexe canadien effectuées en amont, et $N_{y,s=c,L=b}$ est l'abondance

du passage à la frontière canado-américaine. $p^{obs}_{y,a,L=d}$ représente les proportions observées de composition selon l'âge a, dans l'année y, provenant des captures en aval, tandis que $p^{obs}_{y,a,L=u}$ et $p^{obs}_{y,a,L=bp}$ sont les proportions observées de composition selon l'âge provenant des captures en amont et du passage à la frontière, respectivement. La composition totale de l'abondance selon l'âge a ensuite été convertie en proportions comme suit :

$$p^{obs}_{y,a} = \frac{N^{obs}_{y,a}}{\sum_a N^{obs}_{y,a}} \tag{34}$$

Le sous-modèle ARGR prévoyait la taille de la remonte par année civile et par âge ($N^{ARS}_{y,a,s=c}$) et a été utilisé pour calculer les proportions prévues par âge par année civile : $\tau^{age}_{y,a} = \frac{N^{SRA}_{y,a,s=c}}{\sum_a N^{SRA}_{y,a,s=c}}$. La différence entre la composition annuelle selon l'âge prévue par le sous-modèle RR ($p^{obs}_{y,a}$) et par le sous-modèle ARGR ($\tau^{age}_{y,a}$) a été réduite au minimum en reliant les deux au moyen d'une distribution multinomiale :

$$ESS_y p^{obs}_{y,a} \sim Multinomial(ESS_y, \tau^{age}_{y,a}) \tag{35}$$

avec une taille effective de l'échantillon multinomial variable dans le temps ESS_y de 50 avant 2007 et de 100 par la suite. Ces valeurs sont inférieures aux tailles d'échantillon vraisemblablement observées pour tenir compte de la non-indépendance de l'observation dans un événement d'échantillonnage donné (Maunder 2011) et ont été choisies pour refléter la confiance réduite dans les données sur la composition selon l'âge avant le programme d'échantillonnage des prises à Eagle, qui a été normalisé à compter de 2007.

Ensuite, la différence entre la taille de la remonte annuelle estimée du sous-modèle RR pour le saumon chinook d'origine canadienne ($N_{y,s=c}$) et l'estimation du sous-modèle ARGR ($N^{SRA}_{y,s=c} = \sum_a N^{SRA}_{y,a,s=c}$) a été réduite au minimum en ajustant la taille de la remonte annuelle prévue par le sous-modèle RR à une distribution log-normale dont l'espérance est égale à la taille de la remonte annuelle estimée par le sous-modèle ARGR :

$$ln(N_{y,s=c}) \sim \mathcal{N}(ln(N^{ARS}_{y,s=c}, \sigma^2_{RR-SRA}) \tag{36}$$

où σ_{RR-ARS} est l'écart type décrivant la différence résiduelle au cours des années civiles y entre les estimations des sous-modèles RR et ARGR de la taille de la remonte annuelle pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne. La distribution a priori présumée pour ce terme d'écart type résiduel était peu informative, spécifiée comme une distribution normale étendue avec une limite inférieure à zéro ($\sigma_{RR-ARS} \sim N(0, 20^2)$). La valeur de ce terme résiduel d'écart-type a été estimée librement de manière à accorder un poids égal aux données qui éclairent les sous-modèles RR et ARGR.

Nous avons choisi de jumeler les sous-modèles RR et ARGR de cette façon, plutôt que d'intégrer pleinement les deux en leur faisant partager une seule taille de la remonte chaque année ($N_{y,s=c}$), afin de gérer l'incertitude de la composition annuelle observée de la remonte selon l'âge (c.–à–d. $N_{y,a}$) en la dérivant dans le modèle (équation 34-35). Il existe deux solutions de rechange à cette approche. La première consiste à ignorer l'incertitude dans les données sur la composition selon l'âge en exécutant d'abord le sous-modèle RR, puis en calculant la composition selon l'âge observée à partir de ce sous-modèle, mais cela ne tient pas compte de l'incertitude en raison de l'incertitude dans la taille de la remonte. La deuxième consiste à modéliser directement la composition selon l'âge provenant des captures et des échappées et à ajuster le modèle visant à

séparer les séries chronologiques de l'observation dans les captures et les échappées. Toutefois, cette dernière approche exige de tenir compte de la sélectivité selon la taille (âge) dans les pêches, ce qui est difficile dans le fleuve Yukon parce que la sélectivité a énormément varié dans l'espace (selon la section du fleuve) et le temps (dans les années et entre les années) en raison des mesures de gestion (p. ex., fermetures spatio-temporelles, restrictions relatives au maillage des filets) et de la nature des pêches (p. ex., pêches commerciales par rapport aux pêches de subsistance).

2.4. AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE

Nous ajustons le modèle décrit à la section 2.3 dans un cadre d'estimation bayésien avec Stan (Carpenter *et al.* 2017 ; Stan Development Team 2020), qui met en œuvre l'algorithme hamiltonien de demi-tour interdit de la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCCM) (Hoffman et Gelman 2014) pour l'inférence statistique bayésienne afin de générer la distribution de probabilité a posteriori conjointe de toutes les inconnues du modèle. Lors de notre exécution principale du modèle, nous avons échantillonné 4 chaînes avec 10 000 itérations chacune et éliminé la première moitié comme rodage. Nous avons évalué la convergence des chaînes visuellement au moyen de tracés et en nous assurant que Rˆ [facteur de réduction d'échelle potentiel ; Vehtari et al. (2021)] était inférieur à 1,01 et que la taille effective de l'échantillon était supérieure à 200.

Les distributions a priori sont détaillées dans le tableau 2 et le tableau 3. Dans la plupart des cas, les paramètres de la reconstitution de la remonte ont été modélisés comme étant répartis de manière uniforme sur l'échelle logarithmique, conformément aux définitions des paramètres fournies dans Hamazaki (2021) où le modèle était compatible avec un cadre d'estimation du maximum de vraisemblance. Les limites étaient soit limitées à la fourchette de valeurs possibles pour le paramètre (p. ex., les proportions), soit légèrement informatives et construites à partir de l'intuition concernant des types de données spécifiques (p. ex., des termes de variance ajoutés). Après l'ajustement du modèle aux données, nous avons tracé des distributions a priori et a posteriori pour chaque paramètre lors de la reconstitution de la remonte afin de vérifier s'il y a eu une influence antérieure sur les estimations des paramètres du modèle, particulièrement en ce qui concerne les questions de délimitation.

Nous avons examiné l'ajustement relatif aux données de chaque indice du sous-modèle RR en calculant l'écart type normalisé de chacun, où l'écart type normalisé est l'écart-type divisé par la moyenne des données. Pour évaluer la pertinence de l'hypothèse selon laquelle les contributions des affluents aux échappées propres aux complexes sont invariables au fil du temps, nous avons vérifié les preuves de tendances temporelles des résidus standardisés de chaque ajustement d'indice. Nous avons également examiné l'importance de chaque indice pour les estimations reconstituées des échappées du complexe canadien en reproduisant le sous-modèle avec chaque indice supprimé à tour de rôle (c.–à–d. un contre tous) et en calculant l'écart type dans les estimations des échappées entre les modèles complets (tous les indices inclus) et réduits.

2.5. POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES ET PROFILS DE RENDEMENT ET DE RECRUTEMENT

Nous avons calculé les points de référence biologiques pour chaque échantillon MCCM, puis nous les avons résumés à l'échelle de tous les échantillons MCCM. L'abondance de géniteurs devant maximiser le rendement durable à long terme dans des conditions d'équilibre (S_{RMD}) a été calculée comme suit :

$$S_{RMD} = \frac{1 - W(e^{1-ln(\alpha)})}{\beta} \tag{37}$$

où W est la fonction de Lambert (Scheuerell 2016), et α et b sont respectivement la productivité intrinsèque et l'ampleur de la dépendance à la densité d'un complexe de stocks. Nous avons choisi d'appliquer cette solution exacte pour S_{RMD} au lieu de l'approximation de Hilborn (1985) habituellement appliquée, parce que cette approximation ne tient que pour $0 < ln(\alpha) \leq 3$ et qu'elle est donc peu fréquente, mais de grands échantillons a posteriori de α peuvent donner lieu à des estimations biaisées de la répartition a posteriori de S_{RMD}.

L'abondance de géniteurs devant maximiser le recrutement à long terme dans des conditions d'équilibre (S_{MSR}, aussi communément appelées S_{MAX}) a été estimée comme suit :

$$S_{MSR} = \frac{1}{\beta} \tag{38}$$

L'abondance des géniteurs à l'équilibre, où les recrues remplacent exactement les géniteurs, a été estimée comme suit :

$$S_{EQ} = \frac{ln(\alpha)}{\beta} \tag{39}$$

Nous n'avons pas estimé l'abondance des géniteurs nécessaire pour remonter à S_{RMD} au cours d'une génération dans des conditions d'équilibre en l'absence de pêche [S_{GEN} ;Holt *et al.* (2009)] parce qu'elle n'est pertinente qu'à titre de point de référence biologique à l'échelle d'une unité de conservation et non à l'échelle d'un complexe de stocks (ou d'unités de conservation).

Enfin, le taux de capture devant mener au rendement maximal durable (U_{RMD}) a été calculé selon la solution proposée par Scheuerell (2016) comme suit :

$$U_{RMD} = 1 - W\left(e^{-ln(\alpha)}\right) \tag{40}$$

Les points de référence ci-dessus se rapportent au recrutement et au rendement médians, mais en raison de l'hypothèse selon laquelle le recrutement suit une distribution log-normale, ils diffèrent du rendement et du recrutement attendus (c.–à–d. moyens). Par conséquent, pour tirer une inférence sur le rendement et le recrutement attendus, nous avons appliqué une correction du biais log-normal en substituant α' par α dans les équations 37-40, où :

$$ln(\alpha') = ln(\alpha) + \frac{\sigma_R}{2(1-\phi^2)} \tag{41}$$

L'application de cette correction du biais log-normal est courante au sein de l'Alaska Department of Fish and Game, dans les analyses des objectifs d'échappées transfrontalières (Bernard et Jones 2010 ; Eggers et Bernard 2011 ; Hamazaki *et al.* 2012 ; Fleischman *et al.* 2013 ; Pestal *et al.* 2016 ; Miller et Pestal 2020 ; Reimer et Decovich 2020) et dans les évaluations des stocks de poissons marins, mais elle n'est pas effectuée systématiquement dans les analyses canadiennes visant à estimer des points de référence biologiques. Pour le reste du texte principal, nous présentons les résultats fondés sur la correction du biais, mais nous présentons également les estimations des points de référence biologiques tirées des estimations non corrigées de α pour illustrer leur sensibilité à la correction du biais à l'annexe F.

La probabilité qu'une abondance de géniteurs donnée produise un rendement moyen ou un recrutement supérieur à X % de RMD et MSR, respectivement, a été obtenue en calculant le rendement et le recrutement à des valeurs progressives de l'abondance de géniteurs (de 0 à 150 000 par tranches de 15 000) pour chaque échantillon MCCM (en fonction du biais corrigé α'), puis en les comparant à X % de RMD et de MSR pour cet échantillon. La proportion résultante d'échantillons dans lesquels le rendement et le recrutement dépassaient X % de RMD

et de MSR a ensuite été tracée par rapport à l'étendue de l'abondance de géniteurs sous forme de profils probabilité de rendement ou recrutement optimal (Fleischman *et al.* 2013).

Nous avons également calculé l'inverse du profil de probabilité de rendement optimal lorsque l'abondance des géniteurs est inférieure à S_{RMD} , ce qui indique que le rendement serait inférieur à X % de RMD en fournissant trop peu de géniteurs. On a ainsi calculé le rendement en fonction des valeurs supplémentaires de l'abondance de géniteurs et calculé le nombre d'échantillons MCCM pour lesquels le rendement était inférieur à X % de RMD et l'abondance des géniteurs était inférieure à S_{RMD} . Un tracé de l'abondance des géniteurs par rapport à la fraction des échantillons MCCM dans lesquels cette condition a été remplie a été qualifié de profil de « surpêche » (Bernard et Jones 2010) même si nous constatons que l'abondance des géniteurs est inférieure à celle prévue pour optimiser le rendement peut se produire pour des raisons autres que la surpêche (p. ex., changement dans l'environnement).

2.6. QUALITÉ DES ÉCHAPPÉES

Notre analyse de référence a présumé que les caractéristiques démographiques des échappées de géniteurs n'ont pas changé au fil du temps, de sorte que l'efficacité de la reproduction est homogène chez les individus et est statique depuis 40 ans. Toutefois, des changements dans l'âge, le sexe et la longueur selon l'âge du saumon chinook en montaison, y compris dans le fleuve Yukon (Lewis *et al.* 2015 ; Ohlberger *et al.* 2018, 2020), ont été largement observés, ce qui suggère des baisses simultanées de l'efficacité de la reproduction par individu, car les petites femelles transportent disproportionnellement moins d'œufs d'une masse plus petite que les grandes femelles (autrement dit, la fécondité et la masse totale des œufs augmente de façon exponentielle avec la taille des femelles) (Ohlberger *et al.* 2020). Bien que les changements dans l'âge, le sexe et la longueur selon l'âge (c'est-à-dire la « qualité des échappées ») ne soient habituellement pas pris en compte pour établir des points de référence fondés sur la relation géniteurs-recrues et établir des objectifs d'échappée, des recherches récentes sur le saumon chinook de la rivière Kuskokwim, dans l'ouest de l'Alaska, laissent entendre que si l'on ne tient pas compte des baisses de la qualité des échappées, on pourrait sous-estimer les échappées nécessaires pour optimiser le rendement durable à long terme (Staton *et al.* 2021).

Pour évaluer les conséquences potentielles des changements dans la qualité des échappées au fil du temps (que nous avons opérationnalisées en tant que total d'œufs ou masse totale des œufs), nous avons converti les tendances temporelles du rapport des sexes, de la composition selon l'âge et de la taille selon l'âge en estimations annuelles de la production totale d'œufs ou de la masse totale des œufs. Nous réajustons ensuite notre modèle intégré à ces autres séries chronologiques, en remplaçant le terme d'abondance des géniteurs (E_y) dans l'équation 29 par :

$$Z_{m,y} = \sum_a E_y \cdot q_{y,a} \cdot w_{m,y,a} \tag{42}$$

où $Z_{m,y}$ est la reproduction propre à l'année m (nombre total d'œufs ou masse totale des œufs), E_y est l'abondance totale de géniteurs propre à l'année, $q_{y,a}$ est la proportion de femelles dans la population de géniteurs selon l'année et l'âge, et $w_{m,y,a}$ est la moyenne de chaque mesure de la reproduction (m) par individu pour chaque année (y) et chaque âge (a).

Pour chaque échantillon a posteriori conjoint de α' et de b (équation 41 et 29, respectivement), nous avons ensuite calculé l'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement et le recrutement pour un ensemble donné d'hypothèses sur l'âge, le sexe et la longueur selon l'âge des échappées. Les hypothèses particulières que nous avons examinées pour la composition de

la population de femelles selon l'âge, la proportion de femelles et la longueur des femelles selon l'âge étaient soit la moyenne à long terme, soit la moyenne pour la première (1982-1992) ou la dernière (2009-2019) décennie avec des données.

Pour modéliser les changements dans la qualité des échappées, nous avons dû examiner deux autres sources de données : (i) la composition annuelle selon l'âge et le sexe ainsi que la longueur moyenne tirée des projets d'évaluation à la frontière canado-américaine et (ii) les relations allométriques entre la taille des saumons chinooks femelles et le total des œufs, ou la masse totale des œufs, pour convertir la taille des femelles en capacité de reproduction prévue selon l'âge. Les estimations de la composition annuelle selon l'âge et le sexe et de la longueur moyenne ont été calculées à partir des données enregistrées sur les poissons individuels échantillonnés à l'aide de filets rotatifs (avant 2007) et, plus récemment, selon la pêche d'essai au filet maillant à maillages multiples, près de la frontière entre l'Alaska et le Yukon (AYK Database Management System de l'Alaska Department of Fish and Game). Ces données ont été corrigées pour la sélectivité selon la taille connue des filets rotatifs au moyen de la méthode de sélectivité de la longueur décrite dans Hamazaki (2018a). Les relations allométriques entre la taille des saumons chinooks femelles et le nombre total d'œufs, ou la masse totale des œufs, étaient fondées sur 140 échantillons de poissons femelles avec des mesures jumelées de la longueur (du milieu de l'œil à la fourche de la queue), du nombre d'œufs et de la masse des œufs (ovaires), d'après la pêche d'essai au filet maillant entre 2008 et 2010 (Ohlberger *et al.* 2020).

2.7. ANALYSES DE LA SENSIBILITÉ

2.7.1. Tailles effectives des échantillons pour la composition selon l'âge

Notre formulation de base du modèle intégré supposait une taille effective de l'échantillon (ESS) pour la composition selon l'âge pour les distributions multinomiales de 50 avant 2007 et de 100 par la suite. Comme ces valeurs n'étaient pas directement éclairées par des données, nous examinons la sensibilité de nos estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} à d'autres hypothèses de taille effective d'échantillon pour la composition selon l'âge. Plus précisément, nous ajustons trois modèles de rechange avec :

1. une ESS_y (équation 35) de 100 pour toutes les années afin de refléter la confiance égale dans la composition selon l'âge pour l'ensemble de la série chronologique ;
2. une ESS_y de 25 avant 2007 et de 100 par la suite pour refléter une confiance réduite dans la composition selon l'âge dans la première partie (avant 2007) de la série chronologique ;
3. une ESS_y de 25 avant 2007 et de 200 par la suite pour refléter une confiance réduite dans la composition selon l'âge dans la première partie (avant 2007) de la série chronologique et une confiance accrue par la suite.

Nous avons ensuite comparé les estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} pour chacune de ces autres pondérations des données et la formulation du modèle de base.

2.7.2. Tailles effectives des échantillons pour la composition selon le complexe de stocks

Dans notre modèle intégré de base, nous avons supposé une ESS constante de 200 pour la composition selon le complexes de stocks dans la modélisation de la distribution multinomiale à la station Pilot ($n_{(R)y,pl}$, équation 22). Comme cette valeur n'était pas directement éclairée par des données, nous avons testé la sensibilité des estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} à ce choix en réajustant le modèle à l'aide d'une taille effective de l'échantillon de 50 et de 400, en fixant des valeurs raisonnables pour ce paramètre.

Nous n'avons pas exploré d'autres options que le choix de ESS dans le modèle de composition des captures selon le complexe aux États-Unis ($n_{(H),y,s,L}$, équation 28) parce qu'il était tiré de la mortalité par pêche, qui était un paramètre libre (sans contrainte) et que son influence était donc considérée comme négligeable.

2.7.3. Pondération des indices pour la reconstitution de la remonte

La plupart des indices de passage et d'échappées inclus dans la reconstitution de la remonte ne comportaient pas d'estimations empiriques de l'incertitude (figure 2 ; Pestal *et al.* (2022)). Dans les cas où les valeurs étaient manquantes, des coefficients de variation ont été établis pour les estimations fondées sur le marquage-recapture (0,20), les relevés aériens et sur le terrain (0,25), les estimations fondées sur les passes à poissons (0,25), les estimations fondées sur les sonars (0,15) et les estimations fondées sur les déversoirs et les tours (0,10). Ces valeurs représentent la confiance relative dans la précision des estimations de l'abondance fondées sur diverses méthodes d'évaluation après l'examen des données. Nous avons réajusté la reconstitution de la remonte sans inclure les mesures d'incertitude observées ou affirmées, de sorte que les termes de variance supplémentaires estimés du modèle ($\sigma^2_{add,s,j}$, tableau 1) étaient la seule source de pondération de l'indice. Nous avons ensuite comparé les estimations de la taille de la remonte reconstituée du complexe canadien dans les deux conditions pour examiner la sensibilité du modèle aux poids affirmés.

2.7.4. Autre forme fonctionnelle pour la relation géniteurs-recrues

L'une des hypothèses centrales de l'analyse de la relation géniteurs-recrues est la forme fonctionnelle de la relation sous-jacente entre l'abondance des géniteurs et le recrutement prévu. Nos analyses de base supposaient une relation géniteurs-recrues de type Ricker (équation 29) qui affichait une surcompensation avec un recrutement total décroissant lors d'abondances élevées de géniteurs. Pour examiner la sensibilité de nos estimations de S_{RMD} par rapport à l'incertitude structurelle dans la forme fonctionnelle de la relation géniteurs-recrues, nous avons ajusté une autre version du modèle intégré qui supposait une relation géniteurs-recrues de type Beverton-Holt qui présente un comportement asymptotique à des niveaux élevés d'abondance de géniteurs (annexe F.5.).

3. RÉSULTATS

3.1. AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE

Nous avons estimé au total 148 paramètres du modèle. L'inspection visuelle des tracés a révélé que toutes les chaînes étaient bien mélangées pour les paramètres principaux, que tous les paramètres avaient $\hat{R}$ < 1,01 et que presque tous les paramètres avaient une taille effective de l'échantillon supérieure à 1 000, ce qui laisse supposer une convergence raisonnable du modèle. Les paramètres qui étaient les plus difficiles à estimer étaient (σ^2_{RR-SRA} ; équation 36), la variance de la différence résiduelle entre les estimations des sous-modèles RR et ARGR de la taille de la remonte annuelle et ($1/D^2$; équation 32), qui régissait la variabilité des vecteurs de proportion selon l'âge entre les cohortes (taille effective de l'échantillon = 706), qui nécessitaient un nombre relativement élevé d'itérations pour être bien mélangées et estimées de façon fiable.

Les tracés des distributions a priori et a posteriori des paramètres insérés dans la reconstitution de la remonte n'indiquent aucun problème important lié aux spécifications a priori (annexe C). Dans deux cas, le relevé aérien du ruisseau Tincup et le relevé aérien de la rivière Wolf, les estimations a posteriori des fractions tributaires invariables au fil du temps du total des échappées, K_i, approchent les limites supérieures des estimations a priori. Cependant, comme il s'agit d'un scalaire fractionnaire, de grandes valeurs de K_i indiquent que l'affluent contribue très peu au total des échappées propres au complexe. La limite supérieure de la valeur a priori équivaut à une contribution de l'affluent d'environ 0,25 % au total et l'augmentation des limites a posteriori ne permettrait que de diminuer cette contribution. Par conséquent, nous avons déterminé que cela n'était pas significatif pour les résultats globaux du modèle. Autrement, le scalaire fractionnaire pourrait être redéfini en proportion du total des échappées et la distribution a priori pourrait être spécifiée avec une distribution uniforme ou bêta strictement délimitée par 0 et 1. Nous avons choisi de maintenir la structure comme indiqué dans Hamazaki (2021), mais cela pourrait être envisagé ultérieurement.

L'examen visuel des tracés des valeurs observées et estimées pour chaque indice compris dans le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte (annexe C) n'a révélé aucun problème important d'ajustement. Toutefois, l'ajustement du modèle aux captures déclarées en amont était médiocre au cours des dernières années (2017 et 2019 ; figure C.7) en raison des conflits de données entre les projets d'évaluation par sonar à la station Pilot et à Eagle. Ces estimations contradictoires peuvent avoir été attribuables, du moins en partie, à la mortalité attribuable au stress thermique et sont examinées plus en détail à l'annexe E. L'examen des tracés résiduels n'a également révélé aucune tendance temporelle persistante du manque d'ajustement (annexe C), ce qui suggère que l'hypothèse d'une proportionnalité tributaire invariable au fil du temps aux échappées propres au complexe est raisonnable. L'écart type normalisé a indiqué que l'ajustement aux données sur le passage à la frontière entre les États-Unis et le Canada était précis (sonar < 0,001, marquage-recapture par radiotélémétrie = 0,156, marquage-recapture au filet rotatif = 0,137). Les estimations du passage à la station Pilot étaient moins bien ajustées par le modèle (marquage-recapture par radiotélémétrie = 0,236, sonar = 0,141). Parmi les projets d'évaluation relatifs à des affluents, les estimations du modèle des projets de tour, de déversoir et de sonars (écart type normalisé moyen = 0,386, n = 10) étaient plus précises que les estimations des données des relevés aériens et sur le terrain (écart type normalisé moyen = 0,478, n = 17), conformément aux poids *a priori* attribués aux différents types de projets d'évaluation.

L'abandon de tout projet d'évaluation relatif à un affluent au Canada, à l'exception du projet de sonar de la rivière Big Salmon, a eu plus d'impact (intervalle de l'écart type : 1 296 à 4 179 ;

annexe C) sur les estimations des échappées du complexe canadien que l'abandon des projets d'évaluation américains dans le cours inférieur et le cours moyen (écart type maximal : 629 [tour de la rivière Salcha] ; annexe C). Étant donné que le projet de marquage-recapture à l'aide de filets rotatifs était le seul projet d'évaluation dans le fleuve du passage à la frontière qui éclairait la reconstitution de la remonte du complexe canadien avant 2005, nous avons également examiné les conséquences de l'abandon de la reconstitution de la remonte. Cela a donné lieu à la variation la plus importante des estimations des échappées du complexe canadien par rapport au modèle complet (écart type : 6 148).

3.2. TAILLE DE LA REMONTE, ÉCHAPPÉES ET CAPTURES

Nous avons estimé la taille moyenne de la remonte à l'échelle du bassin versant à environ 288 000 poissons par an (fourchette des estimations médianes : de 98 000 en 2013 à 466 000 en 1995 ; figure 5a ; annexe D). Nous avons estimé que la partie canadienne du fleuve Yukon produisait la plus grande taille de remonte annuelle moyenne des trois complexes, soit environ 124 000, suivie du complexe du cours inférieur du fleuve, avec 85 000, puis du complexe du cours moyen du fleuve, avec 64 000 (figure 5a). La taille de la remonte annuelle était modérément corrélée entre les complexes (corrélation médiane par paire dans la taille de la remonte = 0,61).

Tous les complexes ont connu des tailles de la remonte relativement importantes de 1982 à 1995, suivies d'un fort déclin (en particulier pour le complexe canadien) avec les plus faibles tailles de remonte observées en 2000 et 2013. Au cours des dernières années (2015-2019), les tailles de la remonte ont atteint en moyenne la moitié de celle de 1982 à 1995 (bandes orange, figure 5). Contrairement à la taille de la remonte, les échappées de géniteurs pour les trois complexes ont été relativement constantes au fil du temps (bandes grises dans la figure 5a).

Le total des captures et les captures par complexe ont considérablement varié dans le temps et les taux de capture réalisés ont varié de 3 à 82 %, de 2 à 87 % et de 26 à 52 % pour les complexes canadien, du cours moyen et du cours inférieur, respectivement (figure 5b). Le complexe canadien a enregistré le taux de capture moyen le plus élevé (54 %) des trois complexes (figure 5b).

3.3. PRODUCTIVITÉ, CAPACITÉ, RENDEMENT ET RECRUTEMENT

Les moyennes, les médianes et les intervalles de crédibilité a posteriori pour les principaux paramètres de recrutement et les points de référence biologiques sont résumés au tableau 4. Nous avons constaté que le complexe de stocks de saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne est modérément productif, la productivité intrinsèque étant estimée à 4,92 recrues par géniteur (médiane a posteriori de α' ; IRC à 95 %) :2,73-9,36). Nous avons estimé que le recrutement était modérément corrélé positivement au fil du temps (ϕ= 0,39 ; CRI : -0,06 -0,85) et que les recrues par géniteur étaient supérieures à la moyenne dans les années 1980, variables dans les années 1990, inférieures à la moyenne dans les années 2000 avec plusieurs années de remplacement, et ont depuis augmenté vers la moyenne à long terme dans la dernière décennie (figure 6b).

La taille du stock à l'équilibre (S_{EQ}), qui est une fonction de la productivité intrinsèque (α') et la vigueur de la dépendance à la densité du stock (β), a été estimée à 110601 (CRI : 81708-234252 ; Table 4, Figure 7). En raison de la dépendance à la densité relativement faible, le rendement (c.–à–d. la production « excédentaire » au-dessus du point de remplacement) et le recrutement prévus étaient relativement stables dans une vaste gamme d'abondance des géniteurs (figure 6a). Néanmoins, l'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement durable à long terme (S_{RMD}) a été estimée à 43125 (CRI : 29874-93070) alors que l'abondance

des géniteurs devant maximiser le recrutement (S_{MSR}) a été estimée à 70447 (CRI : 41094-186200). Enfin, le taux de capture devant mener à un rendement maximal durable (U_{RMD}) a été estimé à 62% (CRI : 43 % - 77%), et le taux de récolte devant mener à un recrutement maximal (U_{MSR}) a été estimé à 45% (CRI : 4% - 71%).

Les estimations de la productivité intrinsèque étaient modérément sensibles à l'application ou non d'une correction du biais log-normale ; le fait de ne pas appliquer la correction du biais a donné lieu à une estimation médiane de la productivité intrinsèque qui était 12% plus faible que lors de l'application de la correction du biais (4,33 par opposition à 4,92 recrues par géniteur ; tableau F.1). Cela a donné lieu à de légères réductions des estimations de la taille du stock à l'équilibre (S_{EQ}), de S_{RMD} et de U_{RMD} (tableau F.1).

Une incertitude relativement importante a été constatée pour les paramètres principaux, la forme générale de la relation géniteurs-recrues et les points de référence biologiques associés, comme l'illustrent leurs intervalles de crédibilité importants (tableau 4). Il est vraisemblablement souhaitable d'établir un objectif d'échappée qui soit robuste face à cette incertitude plutôt que fondé uniquement sur l'estimation ponctuelle (p. ex., médiane) de la relation géniteurs-recrues. Par conséquent, nous avons généré des profils de rendement (figure 8) et de recrutement (figure 8) « optimaux », illustrant la probabilité attendue qu'un nombre donné de géniteurs atteigne un certain pourcentage du recrutement ou rendement maximal durable, respectivement. Ces profils s'intègrent à l'ensemble de l'incertitude entourant l'abondance réelle des géniteurs et la productivité intrinsèque du complexe, et peuvent être utilisés pour quantifier le rendement et le recrutement attendus en fonction d'objectifs d'échappée potentiels. Par exemple, selon le profil de rendement à la figure 8a, il existe une chance supérieure à 4 sur 5 (prob. > 0,8) que des échappées de 35 000 à 55 000 poissons produiront un rendement supérieur à 80 % du rendement maximal durable. De même, il y a plus de 4 chances sur 5 que des échappées de 40 000 à 90 000 poissons produisent un recrutement supérieur à 80 % du recrutement maximal (figure 8b). La figure 8 présente les profils pour une plage de seuils (70 %, 80 % et 90 %) qui pourraient définir le rendement et le recrutement optimaux, ainsi que le risque lié au rendement associé au fait de fournir trop peu de géniteurs.

3.4. QUALITÉ DES ÉCHAPPÉES

La composition selon l'âge des saumons chinooks femelles, telle que mesurée à la frontière entre l'Alaska et le Yukon, a diminué dans le temps. Dans les années 1980, en moyenne au moment de la montaison, environ 20 % des femelles étaient d'âge 7, 70 % étaient d'âge 6 et moins de 10 % étaient d'âge 5 (figure 9c). Dans les années 2010, en moyenne au moment de la montaison, 5 % des femelles étaient d'âge 7, 70 % étaient d'âge 6 et 25 % étaient d'âge 5. En outre, la proportion de femelles en montaison a diminué au fil du temps, passant d'une moyenne d'environ 53 % dans les années 1980 à 44 % dans les années 2010, avec une variation interannuelle importante (jusqu'à 59 % en 1989 et jusqu'à 32 % en 2016 ; figure 9a). Contrairement à ces changements dans l'âge et le sexe dans le temps, aucune preuve de changement directionnel dans la longueur selon l'âge des femelles n'a été constatée sur cette même période (figure 9b).

Collectivement, ces changements démographiques observés ont probablement entraîné une baisse de la production d'œufs et de la masse totale d'œufs par individu dans le temps, de sorte que pour le même nombre de géniteurs, les premières années ont produit un nombre d'œufs ou une masse totale d'œufs supérieurs à la moyenne, alors que les dernières années ont produit un nombre d'œufs et une masse totale d'œufs inférieurs à la moyenne (figure 9d). Ces changements se traduisent par des différences modestes dans la forme supposée de la

relation entre l'efficacité de la reproduction et le recrutement entre les trois mesures (c.–à–d. le total des géniteurs, le total d'œufs ou la masse totale des œufs ; la figure 10), ce qui se traduit par des estimations plus faibles de la productivité intrinsèque et des estimations plus faibles de la dépendance à la densité du complexe de stocks qui, à leur tour, se traduisent par des estimations légèrement plus élevées de l'abondance des géniteurs qui devraient maximiser le rendement durable à long terme (période intermédiaire dans le tableau 5, figure 11) ou le recrutement (période intermédiaire dans le tableau 6, figure 11). Nous constatons toutefois que ces autres mesures de l'efficacité de la reproduction n'expliquaient pas plus de variation d'une année à l'autre du recrutement que la simple prise en compte de l'abondance totale des géniteurs (R^2 de $ln(R/Z) \sim Z$ était de 0,28, 0,22 et 0,22 lorsque la valeur de Z était égale au total des géniteurs, au total d'œufs et à la masse totale des œufs, respectivement).

En raison de ces déclins observés dans le nombre total d'œufs et la masse d'œufs, l'abondance des géniteurs devant optimiser le rendement a été estimée à environ 10% de plus en moyenne au cours des dernières années (2009-2019) que dans les années 1980 et était légèrement supérieure lorsque l'on considérait la masse totale d'œufs (13%) comme unité de production reproductive au lieu du nombre total d'œufs (période historique par rapport à la période récente dans le tableau 5, figure 11). Les conséquences des déclins du nombre total d'œufs et de la masse d'œufs étaient plus prononcées pour les estimations de l'abondance des géniteurs associées au recrutement maximal, qui était estimé en moyenne à environ 19% de plus au cours des dernières années (2009-2019) que dans les années 1980, et qui était également légèrement plus élevé lorsque l'on considérait la masse totale d'œufs (23%) comme unité de production reproductive au lieu du nombre total d'œufs (période historique par rapport à la période récente dans le tableau 6, figure 11).

3.5. ANALYSES DE LA SENSIBILITÉ

3.5.1. Tailles effectives des échantillons pour la composition selon l'âge

Nous avons constaté que les correspondances avec les données sur les captures et la composition selon l'âge dans le cours inférieur du fleuve, ainsi que les estimations de S_{RMD} et de S_{MSR}, étaient modérément sensibles par rapport aux hypothèses sur la pondération des données sur la composition selon l'âge. Comme la confiance présumée à l'égard de la composition selon l'âge avant 2007 a diminué (ESS passant de 50 à 25), les ajustements aux captures dans le cours inférieur du fleuve se sont améliorés, mais au prix de l'ajustement plus faible à la composition selon l'âge (figures F.2 et F.3), et les estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} ont augmenté (figure F.6). Lorsque la confiance présumée après 2007 a augmenté (ESS passant de 100 à 200), les deux points de référence ont encore augmenté (figure F.6) sans grande influence sur l'ajustement pour réduire les captures dans le fleuve et la composition selon l'âge (figures F.3 et F.4). À l'inverse, lorsque la confiance dans la composition selon l'âge avant 2007 a augmenté (ESS passant de 50 à 100), les points de référence sont demeurés globalement inchangés (figure F.6), mais au prix d'ajustements plus faibles aux captures dans le cours inférieur du fleuve au début de la série chronologique (figures F.2 et F.5).

3.5.2. Tailles effectives des échantillons pour la composition selon le complexe de stocks

Nous avons constaté que les correspondances avec les données sur la composition selon le complexe de stocks et les estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} étaient robustes par rapport aux hypothèses de pondération des données de composition des complexes. Les estimations des proportions propres aux complexes dans le cours inférieur aux États-Unis étaient les plus

proches des données observées, peu importe la taille effective de l'échantillon indiquée dans le modèle (figure F.7, tableau F.4). Toutefois, parmi les options examinées ici, nous avons observé des changements minimes dans les estimations résultantes de S_{RMD} et de S_{MSR} (figure F.8, tableaux F.5 et F.6).

3.5.3. Pondération des indices pour la reconstitution de la remonte

Supprimer les mesures observées et présumées de l'incertitude des indices dans la reconstitution de la remonte et permettre aux termes de variance ajoutée estimés par le modèle d'être la seule mesure de l'incertitude de l'indice a eu peu d'effets sur les estimations de la taille de la remonte du complexe canadien (figure F.9). Les estimations ponctuelles des termes de variance ajoutés, $\sigma^2_{add,s,j}$, ajustées au type d'indice (déversoir, relevé aérien, etc.) et au complexe (tableau 1) ont augmenté pour compenser la perte de données sans augmentation connexe de l'incertitude des paramètres (figure F.10, tableau F.7). Toutefois, nous avons maintenu des estimations empiriques de l'incertitude des indices et des valeurs établies lorsque ces renseignements n'étaient pas disponibles dans le modèle intégré afin d'utiliser pleinement les données et de maintenir la souplesse du modèle.

3.5.4. Autre forme fonctionnelle pour la relation géniteurs-recrues

Les formules de Ricker et de Beverton-Holt dans le modèle intégré ont donné lieu à des estimations de l'abondance des géniteurs et du recrutement qui étaient largement cohérentes. Toutefois, la forme estimée de la relation stock-recrutement sous-jacente était nettement différente entre les deux formulations de modèle, la version de Beverton-Holt estimant une augmentation beaucoup plus rapide du recrutement à de faibles abondances de géniteurs (figure F.11). Ces attentes beaucoup plus optimistes à l'égard de la productivité de la population à des abondances faibles de géniteurs avec le modèle de Beverton-Holt ont donné lieu à des estimations nettement inférieures de l'abondance des géniteurs nécessaire pour produire un rendement maximal durable (S_{RMD}), comparativement au modèle de Ricker (figure F.12). Les estimations du rendement potentiel avec le modèle de Beverton-Holt étaient également plus faibles, comparativement au rendement potentiel estimé par le modèle de Ricker (figure F.13). Ces constatations n'étaient pas inattendues compte tenu de l'incertitude globale dans la relation stock-recrutement pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne et du comportement asymptotique du modèle de Beverton-Holt. Compte tenu de l'estimation de la productivité intrinsèque beaucoup trop élevée du modèle de Beverton-Holt, nous avons tenu compte de la version de Ricker du modèle intégré d'analyse du stock-recrutement comme une meilleure base pour calculer les estimations des points de référence biologiques.

4. SOMMAIRE DES PRINCIPALES CONSTATATIONS

Dans le présent document, nous décrivons un modèle d'espace d'état intégré fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues qui était compatible avec les données historiques provenant de divers projets d'évaluation qui estimaient le passage dans le cours principal, les captures, les échappées dans les affluents, les proportions propres à chaque complexe de stocks et la composition selon l'âge. À partir de ce modèle, nous avons estimé les points de référence biologiques et les profils de rendement et de recrutement connexes pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne, et nous avons examiné à quel point ils sont sensibles aux principales données et hypothèses méthodologiques ainsi qu'à la variation potentielle de la qualité des échappées (p. ex., fécondité totale de la cohorte de géniteurs et masse des œufs) au fil du temps.

Nous avons constaté que le complexe de stocks de saumon chinook du Yukon d'origine canadienne est modérément productif, avec un taux de survie en corrélation positive d'une année à l'autre, qui était supérieur à la moyenne dans les années 1980, variable dans les années 1990, inférieur à la moyenne dans les années 2000, et qui a depuis augmenté pour revenir à la moyenne à long terme au cours de la dernière décennie. La taille du stock à l'équilibre (S_{EQ}) a été estimée à 110601 (CI : 81708-234252 ; tous les points de référence déclarés ici sont fondés sur la correction log-normale du biais, le cas échéant), l'abondance de géniteurs devant maximiser le rendement durable à long terme (S_{RMD}) a été estimée à 43125 (CI : 29874-93070) et l'abondance de géniteurs devant maximiser le recrutement (S_{MSR}) a été estimée à 70447 (CI : 41094-186200). Malgré de grands intervalles de crédibilité, les estimations a posteriori combinées aux profils de probabilité (figure 8) démontrent qu'il y a suffisamment d'information pour évaluer les compromis et les résultats attendus sur une gamme d'abondances des géniteurs potentielles.

Nos estimations des points de référence biologiques étaient modérément sensibles à la pondération des données sur la composition selon l'âge lorsque la confiance réduite dans les données sur la composition selon l'âge avant 2007 ou la confiance accrue après 2006 ont donné lieu à des estimations accrues de S_{RMD} et de S_{MSR}. Les estimations de la taille de la remonte du complexe de stocks canadien et des points de référence biologiques étaient par ailleurs généralement robustes face aux hypothèses concernant les données sur la composition du complexe et la pondération des indices et aux éventuels biais dans les données sur lesquelles elles étaient fondées. Comme c'est inévitable avec toute analyse complexe, nous avons formulé un certain nombre d'hypothèses simplificatrices, et les analyses futures pourraient envisager d'élargir notre cadre d'analyse pour en examiner plus en détail les conséquences. Du point de vue de la reconstitution de la remonte, les considérations futures comprennent la possibilité de corrélation spatiale et temporelle dans les erreurs d'observation d'un projet d'évaluation à l'autre et à l'intérieur de ces projets, ainsi que la possibilité de contributions des affluents variables au fil du temps au total des échappées. Du point de vue de la relation géniteurs-recrues, les extensions futures pourraient inclure une productivité variable dans le temps (p. ex., comme une marche aléatoire) et l'intégration de covariables environnementales qui pourraient éclairer l'évaluation des états futurs de la nature et des points de référence les plus pertinents.

L'âge à maturité des saumons chinooks femelles et, dans une moindre mesure, la proportion de femelles dans la population de géniteurs, ont diminué au fil du temps. Ces changements démographiques ont probablement entraîné une baisse des mesures potentielles de la production reproductive par poisson, de sorte que pour le même nombre de géniteurs, les premières années (années 1980) ont produit un nombre d'œufs ou une masse totale d'œufs supérieurs à la moyenne, alors que les dernières années (années 2010) ont produit un nombre d'œufs et une masse

totale d'œufs inférieurs à la moyenne. Nos analyses exploratoires des conséquences de ces changements démographiques suggèrent que l'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement ou le recrutement est en moyenne 13% or 19% plus élevée, respectivement, ces dernières années que dans notre analyse de base qui n'a pas tenu compte des changements dans la qualité des échappées. Ces estimations sont généralement semblables à celles observées par Staton *et al.* (2021) pour le saumon chinook dans le bassin versant de la rivière Kuskokwim. Toutefois, l'ampleur de l'incidence de la prise en compte des changements démographiques sur les points de référence biologiques (c.–à–d. S_{RMD}) était plus faible pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne que pour le saumon chinook du fleuve Kuskokwim. Cela est probablement attribuable aux tendances temporelles moins exagérées dans le rapport des sexes et, en particulier, à la taille selon l'âge dans le fleuve Yukon et parce que notre analyse a supposé une fonction de sélectivité plate selon l'âge pour tous les calculs de points de référence. Lorsqu'on la compare à un sous-ensemble d'analyses sur le saumon chinook du fleuve Kuskokwim qui supposait une sélectivité plate et aucune tendance de la longueur selon l'âge, la variation en pourcentage de S_{RMD} est plus conforme entre les réseaux. Nous constatons toutefois que nos estimations doivent être considérées comme exploratoires, car la pertinence des données sur l'âge, le sexe et la longueur que nous avons utilisées et l'approche adoptée pour corriger la sélectivité selon la taille des filets rotatifs utilisés pour recueillir les données au cours de certaines années n'ont pas fait l'objet d'une évaluation rigoureuse.

Nos modèles axés sur la relation géniteurs-recrues, avec le total d'œufs ou la masse totale des œufs comme mesure de l'efficacité de la reproduction, supposaient implicitement que l'efficacité de la reproduction totale est limitée par les femelles et que l'abondance des mâles est toujours suffisante pour fertiliser tous les œufs (Staton *et al.* 2021). Nous croyons qu'il s'agissait d'une hypothèse raisonnable pour l'ensemble de l'abondance des géniteurs observée dans le complexe de stocks canadien, et à l'échelle à laquelle nous modélisons la dynamique géniteurs-recrues, bien qu'à très faible abondance et dans de petites populations, l'abondance des mâles limitera aussi probablement l'efficacité de la reproduction. Enfin, ces modèles supposent que seuls les œufs, ou leur masse, contribuent aux effets de la densité dans le complexe, tandis que le total des géniteurs (mâles et femelles) contribue aux effets de la densité dans le modèle de base.

5. CONCLUSIONS

5.1. ÉLÉMENTS À PRENDRE EN CONSIDÉRATION AU MOMENT DE RECOMMANDER UN OBJECTIF D'ÉCHAPPÉE

Nos analyses fournissent une base quantitative sur laquelle on peut s'appuyer pour recommander un objectif d'échappée pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne, mais elles n'en prescrivent pas. Nous décrivons ici trois éléments clés à prendre en considération au moment d'établir un objectif d'échappée en fonction des renseignements que nous fournissons.

Le **premier élément à considérer** consiste à définir les buts visés par l'objectif d'échappée et le contexte décisionnel dans lequel ils sont intégrés.

Le chapitre 8 du Traité sur le saumon du Pacifique, l'Accord sur le fleuve Yukon, qui définit les obligations internationales en vertu desquelles le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne est géré, ne précise pas d'objectif pour l'échappée de géniteurs au-delà de l'appel à « l'échappée de géniteurs optimale ». Toutefois, les politiques sur les pêches de l'Alaska et du Canada fournissent des cadres de référence institutionnels [c.–à–d. le critère appliqué à

l'information biologique ; Pestal *et al.* (2016)] qui peuvent être pris en compte lors de l'élaboration d'une recommandation concernant l'objectif d'échappée.

La politique sur la pêche durable du saumon de l'Alaska stipule que "les objectifs d'échappée du saumon" doivent être établis d'une manière compatible au rendement durable ; à moins d'indication contraire, le département gérera les pêches du saumon de l'Alaska, dans la mesure du possible, pour obtenir un rendement maximal durable » [traduction libre] (Alaska Board of Fisheries 2000). En vertu de cette politique, lorsque suffisamment de données sont disponibles, un objectif d'échappée biologique (BEG) est établi en fonction de la fourchette estimée d'échappées qui devrait maximiser le rendement (S_{RMD}), et lorsqu'un BEG ne peut pas être estimé (p. ex., en raison d'un manque de données sur les prises propres aux stocks), un objectif d'échappée durable (SEG) reconnu pour fournir un rendement durable sur une période de 5 à 10 ans peut être établi. Toutefois, dans la pratique, des objectifs d'échappée durables ont été établis pour de nombreuses pêches avec suffisamment de données pour estimer S_{RMD}, mais le rendement maximal n'était pas l'objectif privilégié (p. ex., les pêches de subsistance). On peut ensuite établir un objectif d'échappée optimal qui tient compte de considérations biologiques et d'allocation supplémentaires tout en assurant la durabilité. Bien qu'il ne soit pas directement lié à l'établissement d'objectifs d'échappée en soi, un seuil d'échappée durable peut être désigné comme étant le niveau en deçà duquel la durabilité est compromise (fixé sous l'extrémité inférieure de la fourchette de BEG).

En revanche, les politiques canadiennes sur les pêches (y compris la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage (Politique concernant le saumon sauvage, DFO 2005), le Cadre pour la pêche durable (DFO 2009) et la *Loi sur les pêches* (DFO 1985) sont moins normatives. La Politique concernant le saumon sauvage préconise "des populations de saumon sauvage saines, diversifiées et abondantes . . . des pêches durables pour répondre aux besoins des Premières Nations et contribuer à la prospérité actuelle et future de tous les Canadiens". En vertu de cette politique, l'état biologique des unités de conservation est évalué en fonction d'un ensemble de paramètres (p. ex., abondance relative, tendances à court et à long terme en matière d'abondance), ainsi que des repères biologiques supérieurs et inférieurs pour chaque paramètre afin de délimiter trois zones d'état (rouge, ambre et vert). Pour la mesure de l'abondance relative, le repère biologique est souvent fixé à 80 % de l'estimation ponctuelle de S_{RMD}, et le point de référence inférieur à S_{GEN} (Holt *et al.* 2009 ; Holt et Bradford 2011), bien que d'autres mesures comme les tendances au fil du temps et la répartition spatiale puissent être prises en compte. Fait important, toutefois, la Politique concernant le saumon sauvage s'applique aux unités de conservation et non aux complexes de stocks comme celui du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne qui est constitués de multiples unités de conservation.

Le Cadre pour la pêche durable et la *Loi sur les pêches* du Canada, qui sont des politiques plus générales concernant tous les poissons exploités sous la compétence du MPO, s'appuient sur la définition de points de référence biologiques qui définissent une cible d'abondance ou de biomasse (point de référence supérieur du stock ; PRS) ainsi qu'un seuil de faible abondance ou biomasse (point de référence limite ; PRL) à éviter avec une probabilité élevée. Des directives officielles sont en cours d'élaboration pour les PRL des saumons du Pacifique à l'échelle des complexes de stocks. Bien qu'un PRL soit fondé sur des considérations biologiques, le PRS peut être déterminé par des objectifs de productivité pour le stock, des considérations biologiques plus vastes et des objectifs sociaux et économiques. Dans la pratique, le PRS est souvent fixé à 80 % de S_{RMD} (ou B_{RMD} pour les pêches d'espèces autres que les salmonidés). La *Loi sur les pêches* exige que les stocks de poissons soient gérés à des niveaux durables, en particulier à des niveaux supérieurs au PRL. Les taux de récolte peuvent être élevés lorsqu'un stock est

à un niveau égal ou supérieur au PRS, mais il faut les réduire progressivement pour favoriser la croissance du stock à mesure que l'abondance diminue vers le PRL. Lorsqu'un stock se situe au niveau du PRL ou à un niveau inférieur, les mesures de gestion doivent favoriser la croissance, et les prélèvements de toutes sources doivent être maintenus au plus bas niveau possible jusqu'à ce que le stock sorte de la zone critique.

Les résumés ci-dessus soulignent que même si les politiques sur les pêches des deux administrations sont orientées par le concept d'utilisation durable, les particularités de sa définition et de sa mise en œuvre pour les saumons du Pacifique varient, d'où la nécessité d'énoncer clairement les buts visés par un objectif d'échappée avant d'essayer d'élaborer des recommandations à cet égard. Néanmoins, les deux administrations délimitent les fourchettes d'abondance des géniteurs en fonction de points de référence biologiques, y compris la détermination d'un seuil de préoccupation, et dans les deux cas S_{RMD} peut (mais pas nécessairement) servir de point d'ancrage commun.

Le **deuxième élément à considérer**, une fois que l'objectif d'échappée a été précisé, est l'ampleur du risque acceptable (c.–à–d. tolérance au risque) de ne pas atteindre cet objectif.
Les profils de rendement et de recrutement que nous fournissons (figure 8) ont une utilité à la fois descriptive et prescriptive. Par exemple, la probabilité de ne pas atteindre un objectif de rendement ou de recrutement peut être déterminée pour toute gamme d'objectifs d'échappée à l'étude (c.–à–d. descriptive). Les résultats permettent de déterminer si l'objectif d'échappée proposé est acceptable par rapport au rendement souhaité. À l'inverse, on pourrait préciser une tolérance explicite au risque et utiliser les profils pour déterminer les valeurs d'échappée supérieures et inférieures correspondantes comme base pour recommander une gamme d'objectifs (c.–à–d. prescriptive). De plus, il est souvent nécessaire de préciser la hiérarchie des buts visés (p. ex., maximiser le recrutement puis maximiser le rendement), ainsi que les tolérances au risque qui varient selon que l'on définit une limite supérieure ou inférieure à un objectif d'échappée.

Le **dernier élément à considérer** est les incertitudes supplémentaires qui doivent être prises en compte lors de l'élaboration d'une recommandation concernant un objectif d'échappée.
Ces incertitudes peuvent aider à établir le degré de précaution à prendre au moment d'établir un objectif d'échappée en cas d'information imparfaite. Bien que notre cadre de modélisation intégrée d'espace d'état tente de représenter et de propager plus complètement l'incertitude attribuable à l'erreur d'observation et à la variation réelle des processus sous-jacents des analyses traditionnelles de la relation géniteurs-recrues, d'autres incertitudes doivent être prises en considération. Il peut s'agir, entre autres, de la question de savoir si l'on s'attend à ce que le passé soit une bonne variable prédictive de l'avenir, si l'on tient compte des changements démographiques dans la population de géniteurs et s'il existe des risques associés au fait de ne pas tenir compte de la diversité biologique sous-jacente du complexe de stocks sur laquelle les recommandations relatives à l'objectif d'échappée sont fondées.

Les processus de population variables dans le temps (p. ex., survie) sont courants chez les saumons du Pacifique (Peterman et Dorner 2012 ; Dorner *et al.* 2018), et les changements rapides dans les milieux marins et dulcicoles utilisés par le saumon chinook du fleuve Yukon en raison des changements climatiques peuvent entraîner des conditions futures qui n'ont pas été observées récemment. Ces changements pourraient remettre en question les hypothèses selon lesquelles les conditions vécues au cours des 35 dernières années, sur lesquelles nos analyses reposent, se maintiendront pour les 35 prochaines années. En général, les baisses de la survie et par conséquent de la productivité intrinsèque (c.–à–d. les recrues produites par géniteur lorsque l'abondance des géniteurs est faible) entraînent une réduction de RMD et de MSR,

ainsi que des échappées qui leur sont associées, ce qui signifie que les objectifs d'échappée fondés sur une période de productivité relativement élevée doivent, toutes choses étant égales, faire l'objet d'une précaution sur le plan biologique dans les périodes où la productivité est en baisse ou en déclin. Toutefois, s'il y a des raisons de croire qu'il existe une grande incertitude quant aux conditions futures qui pourraient avoir une incidence sur un stock, il pourrait être important d'en tenir compte.

Outre les changements dans la survie, de nombreux éléments probants indiquent que les caractéristiques démographiques du saumon chinook évoluent au fil du temps (Ohlberger *et al.* 2018). Nos analyses suggèrent que les estimations des points de référence biologiques sont sensibles aux tendances temporelles des caractéristiques démographiques de la population de géniteurs, conformément aux recherches menées dans d'autres réseaux (p. ex. Staton *et al.* 2021). Plus précisément, à mesure que la proportion de femelles dans la population de géniteurs et que leur âge à la maturité diminuent (c.–à–d. maturité à un plus jeune âge), les échappées associées à RMD et à MSR augmentent. Par conséquent, il faut également tenir compte de la question de savoir si les tendances observées de la diminution de la qualité des échappées (c. à d. l'âge, le sexe et la longueur selon l'âge) devraient se poursuivre dans l'avenir au moment d'élaborer une recommandation relative à l'objectif d'échappée.

Enfin, nos analyses n'ont pas tenu explicitement compte de la diversité du saumon chinook à l'échelle fine dans la partie canadienne du fleuve Yukon. Par conséquent, il existe une grande incertitude au sujet des risques, s'il y en a, qu'un objectif d'échappée fondé sur la maximisation du rendement, par exemple, pourrait poser à des populations individuelles du complexe de stocks et aux collectivités qui en dépendent pour leur subsistance et leur culture. L'incertitude au sujet des risques pour les populations individuelles du complexe de stocks pourrait donc être prise en compte lors de l'élaboration d'une recommandation relative à l'objectif d'échappée.

En fonction des considérations ci-dessus, nous recommandons de suivre les étapes suivantes pour formuler une recommandation relative à l'objectif d'échappée.

1. Définir les buts visés par l'objectif d'échappée et documenter le contexte décisionnel dans lequel il est mis en œuvre.
2. Déterminer les principaux attributs nécessaires de l'objectif d'échappée. Par exemple :
   - une probabilité raisonnablement élevée d'atteindre les buts visés (p. ex., rendement et recrutement quasi-optimaux ; tolérance au risque énoncée) ;
   - une conformité aux objectifs d'échappée établis antérieurement de manière bilatérale ;
   - une prudence en ce qui concerne :
     - les faibles tailles de la remonte récentes ;
     - les incertitudes quant à la production future en raison de changements démographiques (qualité des échappées) et environnementaux (température de l'eau, conditions océaniques) ;
     - l'incertitude quant aux risques pour des populations individuelles du complexe de stocks.
3. Formuler et documenter une recommandation relative à l'objectif d'échappée qui répond aux principaux attributs définis à l'étape 2, ainsi qu'une recommandation sur la fréquence et la nature des examens futurs de l'objectif d'échappée recommandé.

5.2. RECOMMANDATIONS RELATIVES AUX TRAVAUX FUTURS

5.2.1. Qualité des échappées

Notre examen des conséquences des changements démographiques (p. ex., plus jeune âge au moment de la montaison) pour les attentes en matière de rendement et de recrutement était fondé sur des données facilement accessibles et sur un certain nombre d'hypothèses simplificatrices. Nous recommandons donc un examen plus approfondi des changements dans la qualité des échappées à l'avenir. Voici certains facteurs précis à considérer :

1. Effectuer un examen détaillé de toutes les données disponibles sur l'âge, le sexe et la longueur du saumon chinook du fleuve Yukon ainsi que sur l'efficacité de la reproduction (p. ex., relation entre la taille des femelles et le total d'œufs ou la masse des œufs). Cet examen pourrait s'appuyer sur plusieurs efforts récents de compilation et d'examen de ces données (Ohlberger *et al.* 2020) et suivre une approche semblable au processus suivi pour l'examen bilatéral des données effectué à l'appui du présent document (Pestal *et al.* 2022).
2. Réviser notre modèle intégré pour modéliser explicitement le rapport des sexes, la longueur selon l'âge et les relations entre la longueur des femelles et la fécondité et la masse des œufs comme étant observés à l'aide d'erreurs plutôt que d'intrants fixes afin de mieux propager l'incertitude et éventuellement les tendances temporelles dans ces dimensions de la qualité des échappées.
3. Tenir compte explicitement de la sélectivité des pêches en rendant le sous-modèle axé sur la relation géniteurs-recrues que nous décrivons dans le présent document fondé sur le sexe avec la capacité d'estimer la sélectivité selon l'âge et le sexe de plusieurs pêches (p. ex., pêches commerciales et pêches de subsistance) en utilisant différents engins et en produisant des taux d'exploitation différents (p. ex., Staton *et al.* 2021). Cela permettrait une meilleure représentation de l'incertitude dans la sélectivité selon l'âge et le sexe et permettrait de quantifier les conséquences des captures sélectives par taille sur l'estimation des points de référence biologiques.
4. Envisager un ensemble élargi de formes structurelles pour la relation géniteurs-recrues qui permettent d'intégrer d'autres hypothèses sur la façon dont les processus dépendants de la densité du stock influent sur la survie (p. ex., modèle qui tient compte ou pas des répercussions des mâles en plus de l'efficacité de reproduction des femelles, permettant l'anticompensation et d'autres échelles spatiales où se produit la dépendance à la densité) et le potentiel de sources d'information supplémentaires [p. ex., habitat de fraie accessible ; Liermann *et al.* (2010)] pour informer les distributions a posteriori des paramètres de dépendance à la densité. Cela devrait comprendre la quantification du soutien statistique associé aux autres formes structurelles pour la relation géniteurs-recrues prises en compte.

5.2.2. Compromis entre la diversité des populations et les pêches ciblant des stocks mixtes

La politique de gestion des pêches durables du saumon de l'Alaska et la Politique concernant le saumon sauvage du Canada reconnaissent toutes deux l'importance de tenir compte de la diversité des populations de saumon et de la protéger. Toutefois, nos analyses ont traité le saumon chinook qui frayait dans la partie canadienne du fleuve Yukon comme un seul complexe homogène. Le saumon chinook du fleuve Yukon fraie dans des centaines de cours d'eau du bassin versant (Brown *et al.* 2017) qui, à leur tour, abritent probablement au moins une douzaine de populations isolées qui ne s'accouplent pas entre elles. Ces populations ont probablement

des caractéristiques adaptées (p. ex., utilisation de l'habitat par les juvéniles, durée de résidence, temps de fraie des adultes et période de fraie) liées à des emplacements précis. Ces adaptations contribuent vraisemblablement à la variabilité de la productivité intrinsèque et des taux de captures durables entre les populations, tandis que la variation de la taille globale de l'habitat (p. ex., superficie des milieux de fraie ou de croissance) contribue à la variation de l'abondance des populations. Cette hétérogénéité de la productivité et de la taille des populations complique l'élaboration d'un objectif d'échappée parce que les taux de captures plus élevés qui peuvent être soutenus par les populations les plus productives risquent d'entraîner la surpêche et la disparition des populations moins productives (Ricker 1958 ; Walters *et al.* 2008 ; Hilborn et Walters 2013). De plus, une répartition inégale de ces populations dans un bassin versant peut entraîner des répercussions inégales de la gestion des complexes sur les collectivités qui dépendent du saumon pour leurs besoins de subsistance et culturels (Connors *et al.* 2020).

L'analyse moléculaire d'échantillons à l'échelle de plusieurs décennies recueillis à la frontière entre l'Alaska et le Yukon, combinée à des sous-modèles axés sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues au niveau de la population, suggère que la productivité intrinsèque et la capacité de charge varient d'environ deux et trois fois respectivement parmi les populations de saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne (Connors *et al.* 2019). Cette hétérogénéité donne lieu à des compromis entre les taux de captures et les objectifs d'échappée, qui devraient maximiser le rendement global et le risque pour les populations individuelles faibles (moins productives) qui pourraient être officiellement prises en compte à l'avenir dans la formulation de recommandations sur l'objectif d'échappée. Cela pourrait se faire en élargissant le cadre de modélisation intégrée que nous décrivons dans le présent document pour modéliser séparément les populations reproductrices qui ne s'accouplent pas entre elles dans la partie canadienne du fleuve Yukon.

5.2.3. Évaluation des stratégies de gestion

Nos analyses comportent plusieurs limites qui étaient inévitables compte tenu de l'approche que nous avons adoptée pour reconstruire la dynamique des stocks et estimer la relation géniteurs-recrues pour le saumon chinook d'origine canadienne. Ces limites sont les suivantes.

- Nous avons supposé des conditions d'équilibre à long terme, ce qui suppose implicitement que le passé est une bonne variable prédictive de l'avenir. Les changements rapides dans le milieu dulcicole (p. ex., changements dans le débit et la température du fleuve) et le milieu marin (p. ex., moment de la débâcle dans la mer de Béring et changement dans la production primaire et la structure du réseau trophique) provoqués par les changements climatiques peuvent entraîner des conditions à l'avenir qui n'ont pas été observées dans le passé récent et qui pourraient remettre en question les hypothèses selon lesquelles les conditions vécues au cours des 35 dernières années se maintiendront pendant les 35 prochaines années.
- Nous n'avons tenu compte que d'un éventail restreint d'objectifs potentiels (c.–à–d. rendement et recrutement) qui peuvent avoir de l'importance pour les gestionnaires, les Premières Nations, les participants à la pêche de subsistance et les intervenants. D'autres objectifs pourraient inclure les chances d'atteindre les captures ciblées à court et à long terme, la stabilité des captures d'une année à l'autre, les chances de croissance des stocks, l'équité entre les participants à la pêche de subsistance et les Autochtones dans l'accès aux poissons, ou d'autres valeurs culturelles.

- Nous n'avons pas tenu compte de toutes les sources d'incertitude courantes dans les systèmes de pêche du saumon. Bien que nos analyses aient explicitement tenu compte de l'incertitude découlant de l'erreur de mesure et de la variation dans les processus, et dans une moindre mesure des incertitudes structurelles (changement démographique, dépendance à la densité à une abondance élevée de géniteurs), elles n'ont pas tenu compte des conséquences d'un contrôle de gestion incomplet dans le système (aussi appelé « incertitude des résultats » selon Holt et Peterman (2006), ce qui peut entraîner des résultats réalisés qui s'écartent des objectifs de gestion. L'incertitude liée aux résultats peut être importante dans les systèmes de pêche du saumon ; elle peut augmenter en fonction de la diminution de l'abondance du saumon et avoir une incidence sur la capacité réelle d'un objectif d'échappée et la stratégie de gestion dans laquelle il est intégré pour atteindre les objectifs.

Toutes ces limites pourraient être prises en compte en évaluant quantitativement le rendement d'autres stratégies de gestion (p. ex., objectifs d'échappée ou objectifs de récolte à l'intérieur d'un objectif d'échappée ou autres mesures de gestion) au moyen d'une simulation en boucle fermée dans le cadre d'une évaluation des stratégies de gestion. La modélisation par simulation en boucle fermée est largement considérée comme la norme de référence pour quantifier les compromis entre les objectifs et évaluer la capacité d'autres stratégies de gestion à atteindre les objectifs malgré de multiples sources d'incertitude (Punt *et al.* 2016). Lorsqu'elles sont élaborées et interprétées dans le cadre d'un processus de collaboration avec les participants aux pêches, les détenteurs du savoir traditionnel et les gestionnaires des ressources, ces simulations constituent un élément clé d'une évaluation générale des stratégies de gestion.

Notre travail fournit une base sur laquelle des simulations en boucle fermée du système pourraient être élaborées pour évaluer quantitativement comment d'autres stratégies de gestion (p. ex., objectifs d'échappée au niveau du complexe et politiques de récolte) ont des répercussions sur la capacité du système à atteindre une plus grande diversité d'objectifs de conservation et socioéconomiques (p. ex., Cunningham *et al.* 2019 ; Connors *et al.* 2020 ; Freshwater *et al.* 2020) tout en tenant compte explicitement de toutes les principales sources d'incertitude. Les principales étapes de l'élaboration et de l'application d'une évaluation des stratégies de gestion sont les suivantes (adaptation de Punt *et al.* 2016 ; Anderson et Keppel 2021).

1. **Définir le contexte décisionnel** en précisant a) la ou les décisions à prendre, par qui et pendant quelle période ; b) les rôles et responsabilités précis des parties concernées ; c) comment les décisions finales seront prises et comment le processus sera régi.
2. **Déterminer les objectifs et les indicateurs de rendement connexes**, qui peuvent être exprimés sous forme d'indicateur, de probabilité de réussite souhaitée et de délai pour atteindre l'objectif. Il peut être nécessaire d'établir l'ordre de priorité de ces objectifs à cette étape en fonction, par exemple, des exigences juridiques (p. ex., le stock ne peut pas être surexploité).
3. **Élaborer un ensemble de "modèles opérationnels"** qui fournissent une représentation mathématique du système à l'étude, y compris les composantes biologiques du réseau, les pêches qui ciblent la population modélisée, la façon dont les données sont recueillies et leur lien avec la population modélisée (y compris l'effet de l'erreur de mesure et de l'incertitude des résultats). Ces modèles opérationnels devraient saisir les principaux axes d'incertitude représentant des hypothèses sur le mode de fonctionnement du système (p. ex., modèles de la dynamique de plusieurs populations avec tendances temporelles en matière de qualité

des échappées) et sur ce à quoi pourraient ressembler les conditions futures et devraient être conditionnés par les données observées.

4. **Déterminer les procédures de gestion proposées** qui constituent les autres stratégies de gestion à évaluer.
5. **Simuler** chaque procédure de gestion pour chaque modèle opérationnel sur la période définie à l'étape 1.
6. **Résumer les résultats**, y compris une visualisation des compromis entre les objectifs (p. ex., captures à court ou à long terme, captures au niveau du complexe en fonction du risque biologique pour des populations individuelles) et, en fonction du rendement des procédures de gestion relatives à la hiérarchie des objectifs, **sélectionner la procédure de gestion privilégiée**.

6. REMERCIEMENTS

Nous sommes reconnaissants envers les nombreux techniciens, biologistes, membres des Premières Nations et autres personnes qui ont contribué à la collecte des différents ensembles de données utilisés dans le présent document ; sans leurs efforts au cours des 40 dernières années, nos analyses n'auraient pas été possibles. Les résultats des discussions tenues avec les membres du Comité technique mixte du fleuve Yukon ainsi que Michael Folkes, Vesta Mather, Gottfried Pestal, Steve Smith et Fred West, et les commentaires qu'ils ont alors formulé ont été intégrés au document. Nous remercions Rich Brenner, Dylan Glaser, James Hasbrouck, Andrew Munro, Adam Reimer et James Savereide pour l'examen détaillé et réfléchi d'une version antérieure du document. Enfin, nous remercions Ben Staton, Joel Harding et Matt Catalano pour leurs révisions officielles perspicaces et détaillées qui ont grandement amélioré ce document. Les contributions au présent document ont été financées en partie par le ministère des Pêches et des Océans du Canada, l'Alaska Department of Fish and Game, le United States Fish and Wildlife Service et la Bering Sea Fishermen's Association.

7. FIGURES

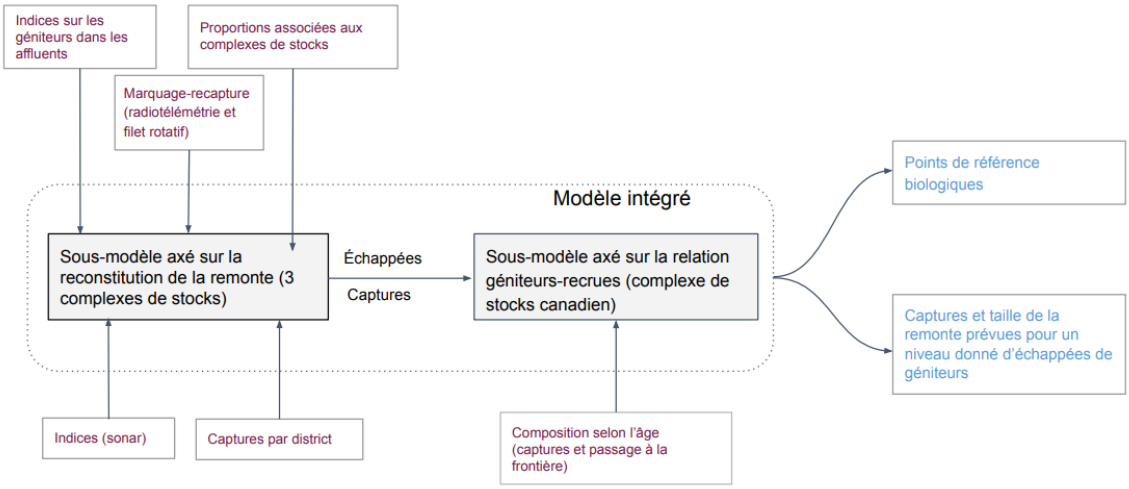

Figure 1. Schéma du modèle intégré illustrant les principales entrées de données, les composants du modèle et les sorties inférentielles.

Figure 2. Données, par type et année, auxquelles le modèle intégré était adapté. Les carrés bleus foncés représentent les années où les estimations comprenaient des mesures de l'incertitude qui ont été prises en compte. Les cercles bleus clairs représentent les années où seules des estimations ponctuelles étaient disponibles. Les années pour lesquelles des données existent, mais n'ont pas été utilisées en raison de préoccupations relatives aux données, sont marquées d'un " x " rouge. Autres ensembles de données non illustrés dans la figure : composition des captures selon l'âge (disponible toutes les années comme estimations ponctuelles), composition des captures selon le complexe de stocks (disponible toutes les années comme estimations ponctuelles) et échantillonnage selon l'âge, le sexe et la longueur à la frontière (disponible toutes les années comme estimations ponctuelles, sauf pour 1981 et 1984).

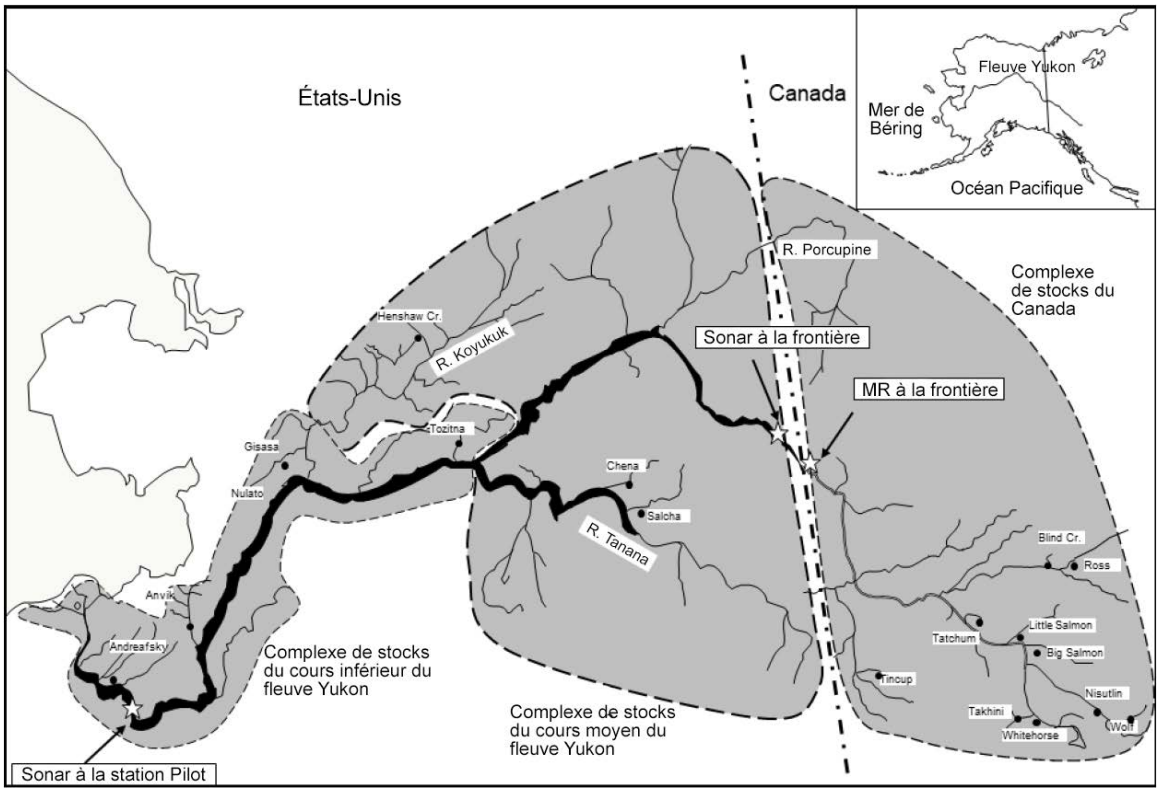

Figure 3. Bassin versant du fleuve Yukon, emplacements des projets de surveillance dans le cours principal (étoiles), emplacements des projets de surveillance des échappées (points noirs) et complexes de stocks de saumon chinook (en gris). Reproduit de Hamazaki (2021).

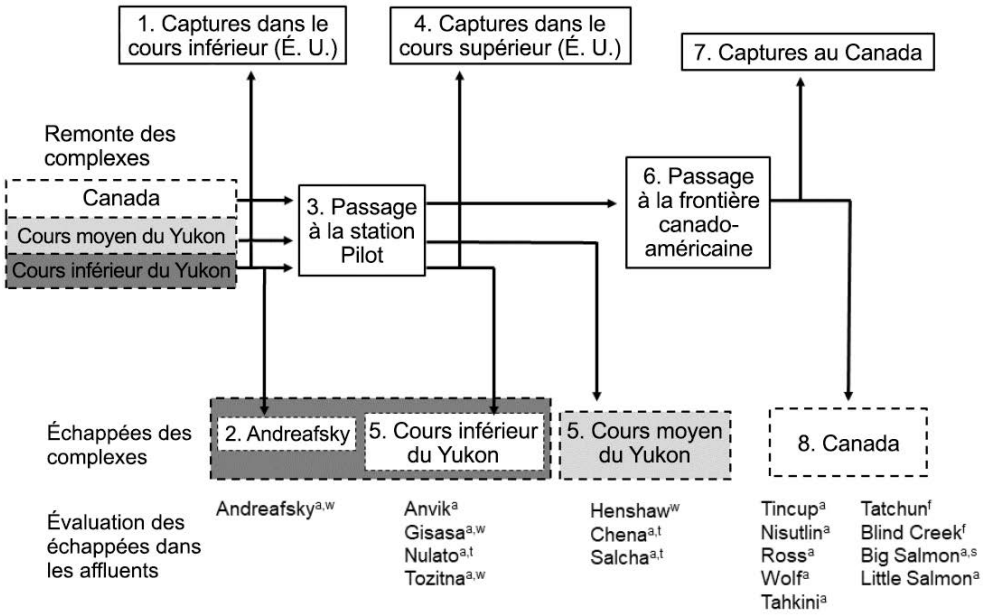

Figure 4. Schéma de la structure du modèle de reconstitution de la remonte de plusieurs stocks et principales sources de données (ra : relevé aérien ; rt : relevé sur le terrain ; t : tour ; s : sonar ; d : déversoir). Les chiffres dans les cases correspondent aux huit étapes du sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte. Adapté de Hamazaki (2021).

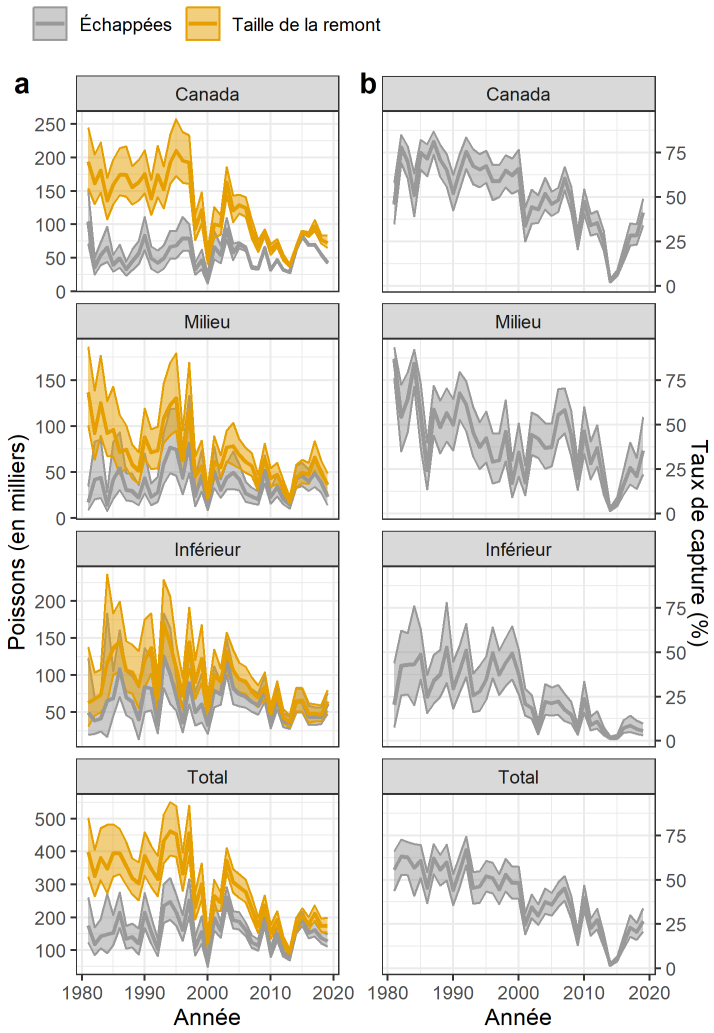

Figure 5. Reconstitution (a) de la taille totale de la remonte (orange) et du total des échappées de géniteurs (gris), et (b) des taux de capture du saumon chinook du fleuve Yukon par complexe et pour l'ensemble des complexes. Les lignes épaisses sont les médianes et les zones ombrées indiquent des intervalles de crédibilité de 95 %.

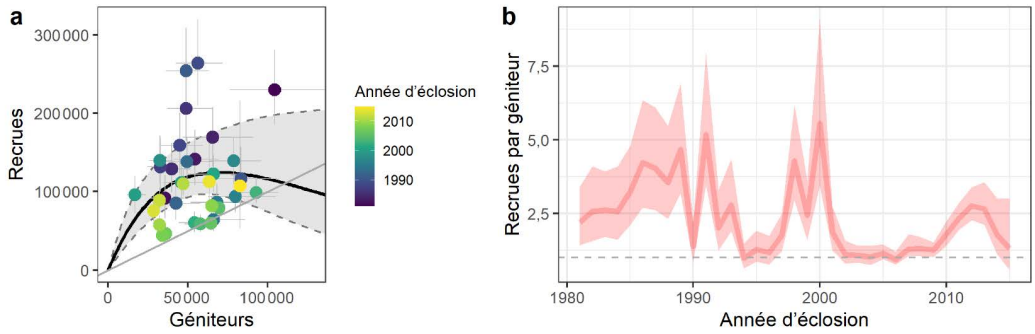

Figure 6. Relation géniteurs-recrues et productivité dans le temps. (a) Relation entre le recrutement et l'abondance des géniteurs pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne de 1982 à 2019. Les barres d'erreur et la bande grise représentent les intervalles de crédibilité à 90 %, la ligne noire épaisse représente la relation attendue. (b) Recrues produites par géniteur dans le temps (médiane et intervalles de crédibilité à 95 %) ; la ligne pointillée représente le remplacement.

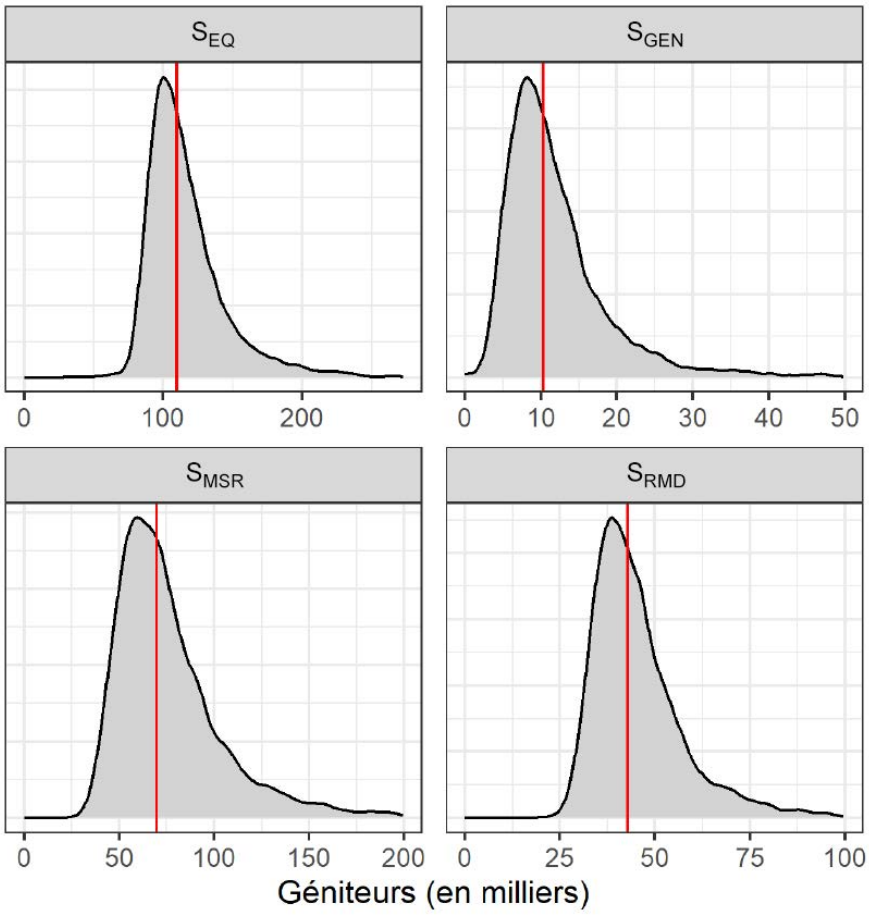

Figure 7. Distributions a posteriori des points de référence, soit l'abondance des géniteurs à l'équilibre (S_{EQ}), l'abondance des géniteurs devant maximiser le recrutement (S_{MSR}) et l'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement durable (S_{RMD}). Les lignes rouges verticales indiquent les moyennes a posteriori.

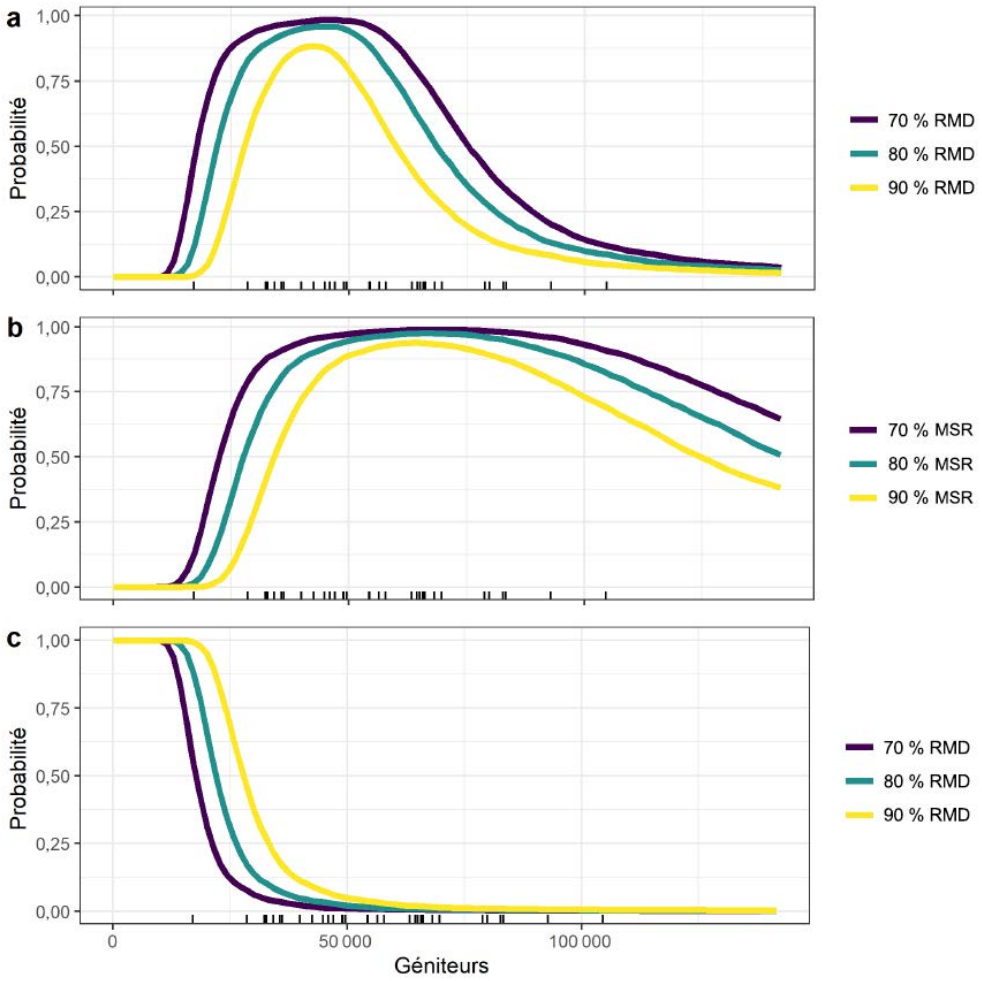

Figure 8. Profils de probabilité pour le rendement optimal, le recrutement optimal et la " surpêche ". (a) Profil de rendement optimal montrant la probabilité qu'une abondance des géniteurs donnée atteigne 70 %, 80 % ou 90 % du rendement maximal durable (RMD). (b) Profil de recrutement optimal montrant la probabilité qu'une abondance des géniteurs donnée atteigne 70 %, 80 % ou 90 % du recrutement maximal durable (S_{MSR}). Les échappées de géniteurs historiques sont indiquées le long de l'axe des x.(c) Le profil de surpêche, calculé comme 1 – P(SY > X% de RMD) à $S < S_{RMD}$, et 0 à $S > S_{RMD}$, montre la probabilité qu'à une abondance des géniteurs donnée, le rendement durable (SY) soit réduit à moins d'un pourcentage (70 %, 80 % ou 90 %) de RMD en fournissant trop peu de géniteurs.

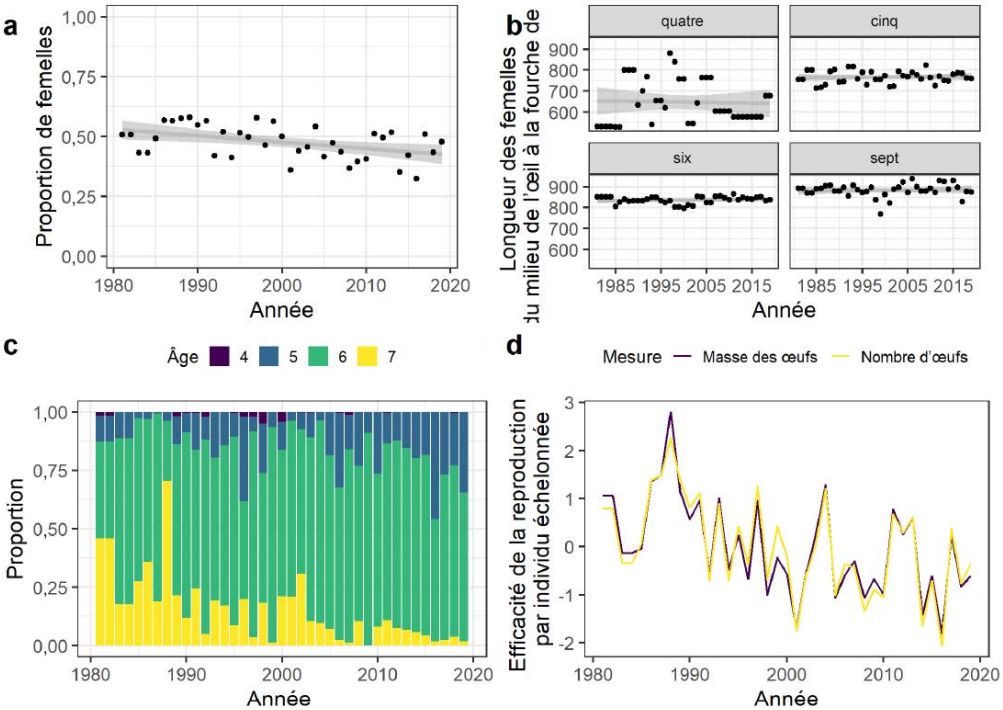

Figure 9. Composition selon l'âge, le sexe et la taille des saumons chinooks femelles dans le temps et répercussions sur la production reproductive. (a) Proportion de saumons chinooks en montaison qui sont des femelles. (b) Longueur moyenne des femelles selon l'âge avec les estimations de la longueur de la dernière année avec données utilisées pour les années sans données. (c) Proportion de femelles en montaison pour la fraie entre les âges 4 et 7. (d) Production reproductive normalisée pour deux mesures distinctes (total d'œufs et masse des œufs) selon l'information sur l'âge, le sexe et la longueur fournie dans les graphiques a à c, les relations longueur-fécondité/masse des œufs et les estimations du total des échappées de géniteurs selon le modèle de base fondé sur la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues. Remarque : les individus d'âge 3 et 8 ont été combinés avec les individus d'âge 4 et 7, respectivement, et les longueurs des femelles d'âge 4 sont fondées sur des échantillons de très petite taille la plupart des années et doivent donc être interprétées avec prudence. Cependant, étant donné que les femelles d'âge 4 représentent une faible proportion de la population de géniteurs, ces estimations ont peu d'influence sur les séries chronologiques de la production reproductive.

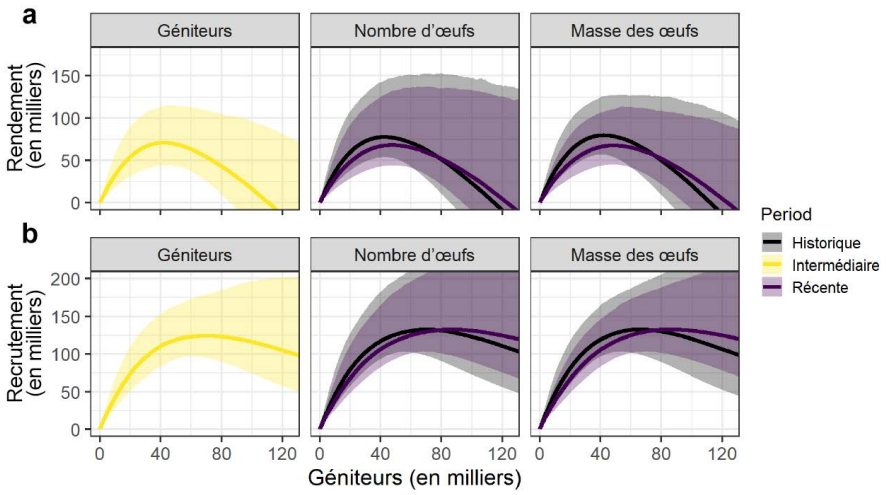

Figure 10. (a) Le rendement (c.–à–d. la production excédentaire) et (b) le recrutement prévus selon une gamme d'abondances de géniteurs reposant sur des modèles axés sur la relation géniteurs-recrues adaptés à trois autres mesures de l'efficacité de la reproduction (masse totale des œufs, nombre total d'œufs ou nombre total de géniteurs). Les intervalles de crédibilité médians sont de +/- 90 %. La période représente les années qui ont été utilisées pour calculer les qualités démographiques moyennes (rapport des sexes, âge des femelles et longueur selon l'âge des femelles) utilisées dans les calculs d'équilibre ; la période récente correspond à 2009-2019 et la période historique correspond à 1982-1992.

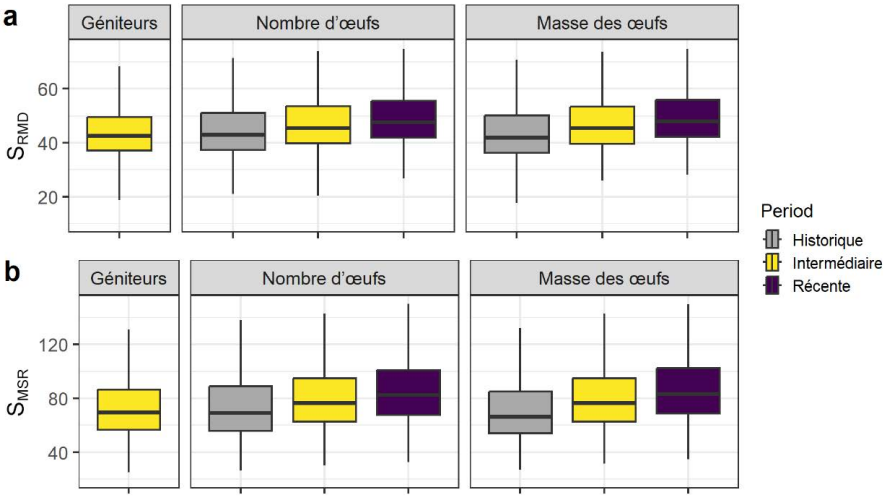

Figure 11. L'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement durable à long terme (S_{RMD}) et le recrutement (S_{MSR}) selon les modèles axés sur la relation géniteurs-recrues adaptés à trois autres mesures de l'efficacité de la reproduction (masse totale des œufs, nombre total d'œufs ou nombre total de géniteurs). Les diagrammes de quartiles présentent la médiane et les 25e et 75e quartiles avec des moustaches allant jusqu'à la valeur la plus basse ou la plus élevée jusqu'à 1,5 fois l'intervalle interquartile. La période représente les années qui ont été utilisées pour calculer les qualités démographiques moyennes (rapport des sexes, âge des femelles et longueur selon l'âge des femelles) utilisées dans les calculs d'équilibre ; la période récente correspond à 2009-2019 et la période historique correspond à 1982-1992.

8. TABLEAUX

Tableau 1. Variables dans le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte. Les complexes de stocks (s) sont les suivants : cours inférieur du fleuve Yukon (l), cours moyen du fleuve Yukon (m) et Canada (c). Les emplacements (L) sont les suivants : en aval de la station Pilot (d), à la station Pilot (pl), en amont de la station Pilot (u), à la frontière canado-américaine (b) et au Canada (c). La méthode (j) fait référence à diverses méthodes d'évaluation utilisées aux emplacements et dans des affluents à l'échelle du bassin versant du fleuve Yukon. Les méthodes peuvent changer au fil du temps et plus d'une méthode peut être utilisée à un endroit.

Variable	Description
$H_{y,s,L}$	Récolte totale dans l'année y, course s, emplacement L
$e_{y,s,i,f}$	Échappement en année y, stock s, affluent i, en utilisant la méthode j
$N_{y,s,L}$	Taille totale de la remontée en année y, stock s, emplacement L
$U_{y,s,L}$	Taux de récolte par an y, stock s, emplacement L
$E_{y,s,L}$	Total des échappées au cours de l'année y, stock s, emplacement L
K_i	Fraction invariante dans le temps de l'échappée totale dans l'affluent i
$\sigma_{y,i,j}$	Écart-type log-normal observé de l'affluent i au cours de l'année y, en utilisant la méthode j
$\sigma_{(H)L}$	Écart-type log-normal affirmé invariant dans le temps de la récolte á l'emplacement L
$\sigma_{(N)y,s,L,j}$	Écart-type log-normal observé de la série totale en année y, stock s, emplacement L, en utilisant la méthode j
$P_{(H)y,s,L}$	Proportions de récolte observées du stock s au cours de l'année y, emplacement L
$P_{(R)y,s,L}$	Proportions de montaison observées du stock s dans l'année y, emplacement L
$n_{(H)y,L}$	Taille effective d'échantillons affirmée pour la probabilité des proportions de stocks de récolte en année y, emplacement L
$n_{(R)y,L}$	Taille effective des échantillons affirmée pour la probabilité des proportions du stock de montaison dans l'année y, emplacement L
R_y	Recrutement total en année y
$p_{y,a}$	Proportion de poissons pondus au cours de l'année de ponte y qui ont atteint la maturité á l'âge a, ou $a \in$ 4 :7
$N^{SRA}_{y,a,s}$	Nombre de saumons quinnat qui, selon les prévisions du sous-modéle de recrutement de géniteurs, retourneront dans le stock s au cours de l'année y et á l'âge a
$p^{obs}_{y,k,a}$	Proportion observée de la composition par âge de la récolte pour l'âge a, dans le troncon de riviére k et l'année y
$\tau^{age}_{y,a}$	Proportions prévues d'âge de montaison (a) pour l'année y
$q + y, a$	Rapport de masculinité des femelles dans l'échappée de géniteurs en année y et âge a
$w_{j,y,a}$	Rendement reproductif par habitant pour la métrique j en année y et á l'âge a
$Z_{j,y}$	Rendement reproductif total pour la métrique j dans l'année y

Tableau 2. Distributions des probabilités a priori pour les paramètres du sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte. Les distributions normales sont en unités d'écart type.

Paramétre	Prior	Bornes	Description
$F_{y,s,L}$	$\sim N(0,2)$	$[0, \inf]$	Taux instantané de mortalité par pêche : Bas-Yukon, Haut-Yukon, Yukon canadien
$N_{y,s}$	$ln(N_{y,s}) \sim U(9,13)$		Tailles de stock (espace logarithmique naturel)
K_i	$ln(K_i) \sim U(0,6)$		Scalaires de fraction d'échappement (espace logarithmique naturel)
q_{pl}	$ln(q_{pl}) \sim U(-10,1)$		Captabilité du sonar de la station pilote
q_{fw}	$ln(q_{fw}) \sim U(-5,0)$		Capturabilité du relevé pour le marquage-recapture de la roue á poissons
p_N	$ln(p_N) \sim U(-5,0)$		Proportion de l'échappée de la riviére Nulato á North Fork
p_E	$ln(p_E) \sim U(-5,0)$		Proportion d'échappement d'Andreafsky á East Fork
$\sigma_{add,s=c,j}$	$ln(\sigma_{add,s=c,j}) \sim U(-5,5)$		Variance d'échappée supplémentaire pour les projets d'affluents canadiens
$\sigma_{add,s=c,L=b,j}$	$ln(\sigma_{add,s=c,L=b,j}) \sim U(-15,2)$		Variance d'échappée supplémentaire pour le projet de marquage-recapture de la roue á poisson frontaliére
$\sigma_{add,s=l,m,j}$	$ln(\sigma_{add,s=l,m,j}) \sim U(-5,1)$		Variance d'échappement supplémentaire pour les projets de déversoirs et de tours aux états-Unis
$\sigma_{add,s=l,m,j}$	$ln(\sigma_{add,s=l,m,j}) \sim U(-10,1)$		Variance d'échappée supplémentaire pour les relevés aériens américains
$\sigma_{add,pl,j}$	$ln(\sigma_{add,pl,j}) \sim U(-10,10)$		Écart supplémentaire pour le sonar de la station pilote et le marquage-recapture

Tableau 3. Distributions des probabilités a priori pour les paramètres du sous-modèle axé sur la relation géniteurs-recrues.

Paramétre	Prior	Bornes	Description
$ln(\alpha)$	$\sim N(0,3)$	$[0, \inf]$	Log naturel du taux de croissance intrinséque
β	$\sim N(0,1)$	$[0, \inf]$	Ampleur de la densité-dépendance au cours de l'année de progéniture
ϕ	$\sim U(-1,1)$		Corrélation décalage un dans la variation interannuelle de la survie
σ_R	$\sim N(0,2)$	$[0, \inf]$	Écart-type du processus de bruit blanc en survie.
$ln(R_0)$	$\sim N(0,20)$	$[0, \inf]$	Logarithme naturel du recrutement non observé au cours des sept premiéres années du modéle de processus.
σ_{R_0}	$\sim Inv - Gamma(2,0)$	$[0, \inf]$	Écart-type du recrutement non observé au cours des sept premi<e8>res années du modéle de processus. Sur la base d'une méta-analyse d'autres stocks AK Chinook (Fleischman *et al.* 2013), des a priori moins informatifs ont entrainé des transitions divergentes dans l'échantillonneur lors des premiéres tentatives de codage du modéle dans Stan.
π	$\sim Dir(0{,}25, 0{,}25, 0{,}25, 0{,}25)$		Probabilité moyenne de maturation selon l'âge pour les âges 4 :7.
D	$\sim beta(1,1)$		Paramétre de dispersion qui régit la variabilité des probabilités de maturation selon l'âge entre les cohortes.

Tableau 4. Moyennes, médianes et intervalles de crédibilité a posteriori pour les principaux paramètres du sous-modèle axé sur de la relation géniteurs-recrues et points de référence biologiques associés. Sont également illustrées des estimations de la taille effective de l'échantillon (n_{eff}) et du facteur de réduction d'échelle potentielle ($\hat{R}$) pour les paramètres et les points de référence estimés par le modèle.

Variable	Moyenne	Median	p2,5	p97,5	n_{eff}	$\hat{R}$
$ln(\alpha)$	1,848	1,594	1,003	2,236	3 348	1,001
β	1,440E-05	1,420E-05	5,371E-06	2,433E-05	3 882	0,9999
σ_R	0,441	0,435	0,314	0,602	4 531	1,0016
ϕ	0,389	0,393	-0,055	0,850	1 898	1,0005
S_{MSR}	82 918	70 447	41 094	186 200	2 893	1,0006
S_{EQ}	146 576	110 601	81 708	234 252	3 855	1,0009
S_{RMD}	48 443	43 125	29 874	93 070	3 089	1,0006
U_{RMD}	62 %	62 %	43 %	77 %	4 529	1,0001
U_{MSR}	43 %	45 %	4 %	71 %		

Tableau 5. Moyennes, médianes et intervalles de crédibilité a posteriori pour l'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement durable à long terme (S_{RMD}) selon trois mesures différentes de la production de reproduction (nombre total de géniteurs, nombre total d'œufs et masse totale des œufs) et trois périodes. La période récente correspond à 2009-2019 et la période historique correspond à 1982-1992. Il convient de noter que les différences mineures dans les estimations pour le nombre total des géniteurs entre ce tableau et le tableau 4 sont attribuables à l'algorithme de recherche itératif utilisé pour calculer les estimations présentées dans ce tableau.

Variable[1]	Moyenne	Median	p2,5	p97,5
Total de géniteurs - moyenne	47 253	42 946	29 987	93 882
œufs - moyenne	53 536	46 995	32 795	126 958
œufs - historique	50 020	44 070	30 075	117 038
œufs - récente	56 213	49 224	34 659	133 485
masse d'œufs - moyenne	51 981	46 568	32 226	105 004
masse d'œufs - historique	47 885	42 891	29 090	97 942
masse d'œufs - récente	55 162	49 479	34 616	111 093

[1] Erratum mars 2025 : Les noms des variables ont été ajoutés à la colonne.

Tableau 6. Moyennes, médianes et intervalles de crédibilité a posteriori pour l'abondance des géniteurs devant maximiser le recrutement durable à long terme (S_{MSR}) selon trois mesures différentes de la production de reproduction (nombre total de géniteurs, nombre total d'œufs et masse totale des œufs) et trois périodes. La période récente correspond à 2009-2019 et la période historique correspond à 1982-1992. Il convient de noter que les différences mineures dans les estimations pour le nombre total de géniteurs entre ce tableau et le tableau 4 sont attribuables à l'algorithme de recherche itératif utilisé pour calculer les estimations présentées dans ce tableau.

Variable[1]	Moyenne	Median	p2,5	p97,5
Total de géniteurs - moyenne	77 096	69 919	41 285	150 537
œufs - moyenne	86 927	78 945	46 319	168 878
œufs - historique	76 560	69 529	40 794	148 736
œufs - récente	94 801	86 096	50 514	184 175
masse d'œufs - moyenne	86 796	78 086	46 209	176 888
masse d'œufs - historique	73 514	66 137	39 138	149 820
masse d'œufs - récente	95 867	86 246	51 039	195 374

9. RÉFÉRENCES CITÉES

Alaska Board of Fisheries. 2000. Policy for the Management of Sustainable Salmon Fisheries. 5 AAC 39.222.

Alaska Board of Fisheries. 2001. Policy for Statewide Salmon Escapement Goals. 5 AAC 39.223.

Anderson, S.C., Forrest, R.E., Huynh, Q.C., et Keppel, E.A. 2021. Un Cadre des procédures de gestion pour le poisson de fond en Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/007. vi + 150 p.

Bernard, D.R., et Jones, E.L. 2010. Optimum escapement goals for Chinook salmon in the transboundary Alsek River. Alaska Department of Fish & Game, Fishery Manuscript Series No. 10-02, Anchorage.

Biela, V.R. von, Bowen, L., McCormick, S.D., Carey, M.P., Donnelly, D.S., Waters, S., Regish, A.M., Laske, S.M., Brown, R.J., Larson, S., Zuray, S., et Zimmerman, C.E. 2020. Evidence of prevalent heat stress in Yukon River Chinook salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 77(12) : 1878-1892.

Biela, V.R. von, Sergeant, C.J., Carey, M.P., Liller, Z., Russell, C., Quinn-Davidson, S., Rand, P., Westley, P.A.H., et Zimmerman, C.E. In press. Premature mortality observations among Alaska's Pacific Salmon during record heat and drought in 2019. Fisheries.

Bradford, M.J., Finster, A. von, et Milligan, P.A. 2009. Freshwater life history, habitat, and the production of Chinook Salmon from the upper Yukon basin. *Dans* American Fisheries Society Symposium. p. 19-38.

Bromaghin, J.F., Evenson, D.F., McLain, T.H., et Flannery, B.G. 2011. Using a genetic mixture model to study phenotypic traits : differential fecundity among Yukon River Chinook salmon. Transactions of the American Fisheries Society 140(2) : 235-249. Taylor & Francis.

Brown, C.L., et Deena, M.J. 2019. 2019 Pilot inseason monitoring of subsistence salmon harvests in the Yukon River drainage. Alaska Department of Fish and Game Division of Subsistence, Technical Paper 448.

Brown, R.J., Finster, A. von, Henszey, R.J., et Eiler, J.H. 2017. Catalog of Chinook Salmon Spawning Areas in Yukon River Basin in Canada and United States. Journal of Fish and Wildlife Management 8(2) : 558-586.

Bue, B.G., et Hamazaki, T. 2014. Yukon River Chinook salmon run reconstruction. Final Report to the US Fish and Wildlife Service Office of Subsistence Management Study : 10-200.

Bue, B., Schaberg, K.L., Liller, Z.W., et Molyneaux, D.B. 2012. Estimates of the historic run and escapement for the Chinook salmon stock returning to the Kuskokwim River, 1976-2011. Alaska Department of Fish ; Game, Fishery Data Series No. 12-49, Anchorage.

Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M.D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., et Riddell, A. 2017. *Stan* : A Probabilistic Programming Language. J. Stat. Soft. 76(1).

Connors, B.M., Siegle, M.R., et Harding, J. 2019. Yukon harvest-population diversity trade-offs. Arctic-Yukon-Kuskokwim sustainable salmon initiative project final report : 85 p.

Connors, B.M., Staton, B., Coggins, L., Walters, C., Jones, M., Gwinn, D., Catalano, M., et Fleischman, S. 2020. Incorporating harvest–population diversity trade-offs into harvest policy analyses of salmon management in large river basins. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77(6) : 1076-1089.

Cunningham, C.J., Anderson, C.M., Wang, J.Y.-L., Link, M., et Hilborn, R. 2019. A management strategy evaluation of the commercial sockeye salmon fishery in Bristol Bay, Alaska. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 76(9) : 1669-1683.

DFO. 1985. *Loi sur les pêches* (L.R.C. (1985), ch. F-14).

DFO. 2005. Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique.

DFO. 2009. Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution.

Dorner, B., Catalano, M.J., et 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.

Eggers, D.M., et Bernard, D.R. 2011. Run reconstruction and escapement goals for Alsek River sockeye salmon. Alaska Department of Fish ; Game, Fishery Manuscript Series No. 11-01, Anchorage.

Fleischman, S.J., Catalano, M.J., Clark, R.A., et Bernard, D.R. 2013. An age-structured state-space stock–recruit model for Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(3) : 401-414.

Freshwater, C., Holt, K.R., Huang, A.-M., et Holt, C.A. 2020. Benefits and limitations of increasing the stock-selectivity of Pacific salmon fisheries. Fisheries Research 226 : 105509.

Gilbert, C.H. 1922. The salmon of the Yukon River. US Government Printing Office.

Hamazaki, T. 2018a. Estimation of U.S.-Canada border age-composition of Yukon River Chinook salmon, 1982 - 2006. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series 18-21.

Hamazaki, T. 2018b. Estimation of US-Canada Border Age-composition of Yukon River Chinook Salmon, 1982-2006. Alaska Department of Fish ; Game, Fishery Data Series No. 18-21, Anchorage.

Hamazaki, T. 2021. Stock-specific run and escapement of Yukon River Chinook salmon 1981–2019. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series No. 21-15, Anchorage.

Hamazaki, T., et DeCovich, N. 2014. Application of the Genetic Mark–Recapture Technique for Run Size Estimation of Yukon River Chinook Salmon. North American Journal of Fisheries Management 34(2) : 276-286.

Hamazaki, T., Evenson, M., Fleischman, S., et Schaberg, K. 2012. Spawner–recruit analysis and escapement goal recommendation for Chinook salmon in the Kuskokwim River drainage. Fishery Manuscript (12).

Hilborn, R. 1985. Simplified calculation of optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment curve. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42(11) : 1833-1834. NRC Research Press Ottawa, Canada.

Hilborn, R., et Walters, C.J. 2013. Quantitative fisheries stock assessment : choice, dynamics and uncertainty. Springer Science & Business Media.

Hoffman, M.D., et Gelman, A. 2014. The No-U-Turn sampler : adaptively setting path lengths in Hamiltonian Monte Carlo. J. Mach. Learn. Res. 15(1) : 1593-1623.

Holt, C.A., et Bradford, M.J. 2011. Evaluating Benchmarks of Population Status for Pacific Salmon. North American Journal of Fisheries Management 31(2) : 363-378.

Holt, C.A., Cass, A., Holtby, B., et Riddell, B. 2009. Indicators of status and benchmarks for Conservation Units in Canada's Wild Salmon Policy. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/058. viii + 74 p.

Holt, C.A., et Peterman, R.M. 2006. Missing the target: uncertainties in achieving management goals in fisheries on Fraser River, British Columbia, sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63(12) : 2722-2733.

Holtby, L.B., et Ciruna, K.A. 2007. Conservation Units for Pacific Salmon under the Wild Salmon Policy. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/070. vii + 350 p.

Ianelli, J.N., et Stram, D.L. 2018. Chinook Bycatch Mortality Update. Discussion paper presented to the North Pacific Fishery Management Council, April 2018.

Johnson, Y., Boyce, I., et Waugh, B. 2002. Estimation of the Abundance of Chinook Salmon, *Oncorhynchus Tshawytscha*, in the Upper Yukon River Basin Using Mark-recapture Methods, 1990-95. Fisheries & Oceans Canada, Pacific Region, Science Branch.

JTC. 1985a. Yukon River Technical Report, October 1985. U.S./Canada Yukon River Joint Technical Committee, Joint Technical Report.

JTC. 1985b. Yukon River Technical Report, November, 1990. U.S./Canada Yukon River Joint Technical Committee, Joint Technical Report.

JTC. 1987a. Yukon River Technical Report, April 1987. U.S./Canada Yukon River Joint Technical Committee, Joint Technical Report.

JTC. 1987b. Yukon River Technical Report, October 1987. U.S./Canada Yukon River Joint Technical Committee, Joint Technical Report.

JTC. 2002. Yukon River salmon season review for 2002 and technical committee report. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Regional Information Report 3A02-44.

JTC. 2010. Yukon River salmon 2009 season summary and 2010 season outlook. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Regional Information Report 3A10-01.

JTC. 2011. Yukon River salmon 2010 season summary and 2011 season outlook. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Regional Information Report 3A11-01.

JTC. 2020. Yukon River salmon 2019 season summary and 2020 season outlook. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Regional Information Report 3A20-01.

JTC. 2021. Yukon River salmon 2020 season summary and 2021 season outlook. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Regional Information Report 3A21-01.

Larson, S., DuBois, L., et Wood, E. 2020. Origins of Chinook salmon in Yukon Area fisheries, 2015. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series, Anchorage No. 20-21.

Lewis, B., Grant, W.S., Brenner, R.E., et Hamazaki, T. 2015. Changes in Size and Age of Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha* Returning to Alaska. PLoS ONE 10(6) : e0130184.

Liermann, M., Sharma, R., et Parken, C. 2010. Using accessible watershed size to predict management parameters for Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, populations with little or no spawner-recruit data : a Bayesian hierarchical modelling approach. Fisheries Management and Ecology 17(1) : 40-51. Wiley Online Library.

Maunder, M.N. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. Fisheries Research 109(2) : 311-319.

McCullough, D.A. 1999. A review and synthesis of effects of alterations to the water temperature regime on freshwater life stages of salmonids, with special reference to Chinook salmon. US Environmental Protection Agency, Region 10.

McDougall, M.J., et Brodersen, N.B. 2020. Sonar estimation of Chinook and fall chum salmon passage in the Yukon River near Eagle, Alaska. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series 20-26.

Miller, S.E., et Pestal, G. 2020. Estimates of a Biologically-Based Spawning Goal and Management Benchmarks for the Canadian-Origin Taku River Sockeye Salmon Stock Aggregate.

Milligan, P., Rublee, W., Cornett, D., et Johnston, R. 1984. The Distribution and Abundance of Chinook Salmon (*Oncorhynchus Tshawytscha*) in the Upper Yukon River Basin as Determined by a Radio-tagging and Spaghetti Tagging Program, 1982-1983. Department of Fisheries & Oceans.

Ohlberger, J., Schindler, D.E., Brown, R.J., Harding, J.M.S., Adkison, M.D., Munro, A.R., Horstmann, L., et Spaeder, J. 2020. The reproductive value of large females: consequences of shifts in demographic structure for population reproductive potential in Chinook salmon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77(8) : 1292-1301.

Ohlberger, J., Ward, E.J., Schindler, D.E., et Lewis, B. 2018. Demographic changes in Chinook salmon across the Northeast Pacific Ocean. Fish Fish 19(3) : 533-546.

Pestal, G., Etherton, P., Boyce, I., Richards, P., et Jaecks, T. 2016. Exploration of data and methods for developing estimates of a biologically-based spawning goal and biological benchmarks for Little Tahltan Chinook (Stikine River drainage). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/110. x + 141 p.

Pestal, G., Mather, V., West, F., Liller, Z., et Smith, S. 2022. Review of available abundance, age, and stock composition data useful for reconstructing historical stock specific runs, harvest, and escapement of Yukon River Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), 1981-2019. Pacific Salmon Commission Technical Report 48 : iii + 347 p.

Peterman, R.M., et 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.

Pfisterer, C.T., McIntosh, B.C., et Hamazaki, T. 2017. Updated passage estimates for the Pilot Station sonar project, 1995-2015. Alaska Department of Fish ; Game, Division of Sport Fish, Research ; Technical Services.

Punt, A.E., Butterworth, D.S., Moor, C.L. de, De Oliveira, J.A.A., et Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. Fish Fish 17(2) : 303-334.

Reimer, A.M., et Decovich, N.A. 2020. Susitna River Chinook Salmon Run Reconstruction and Escapement Goal Analysis. Alaska Department of Fish ; Game, Fishery Manuscript No. 20-01.

Ricker, W. 1958. Maximum sustained yields from fluctuating environments and mixed stocks. Journal of the Fisheries Board of Canada 15(5) : 991-1006.

Ricker, W.E. 1954. Stock and recruitment. Journal of the Fisheries Board of Canada 11(5) : 559-623.

Scheuerell, M.D. 2016. An explicit solution for calculating optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment model. PeerJ 4 : e1623.

Schindler, D.E., Walsworth, T.E., Adkison, M.D., Peterman, R.M., et Punt, A.E. 2019. Kuskokwim River Chinook salmon run-reconstruction and stock recruitment models : a review by an independent expert panel. Arctic-Yukon Kuskokwim Sustainable Salmon Initiative, Anchorage.

Spencer, T.R., Eiler, J.H., et Hamazaki, T. 2009. Mark–recapture abundance estimates for Yukon River Chinook salmon in 2000–2004. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series 09-32.

Stan Development Team. 2020. RStan: the R interface to Stan.

Staton, B.A., Catalano, M.J., et Fleischman, S.J. 2017. From sequential to integrated Bayesian analyses : Exploring the continuum with a Pacific salmon spawner-recruit model. Fisheries Research 186 : 237-247.

Staton, B.A., Catalano, M.J., Fleischman, S.J., et Ohlberger, J. 2021. Incorporating demographic information into spawner–recruit analyses alters biological reference point estimates for a western Alaska salmon population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 78(12) : 1755-1769.

Vehtari, A., Gelman, A., Simpson, D., Carpenter, B., et Burkner, P.-C. 2021. Rank-normalization, folding, and localization : An improved $\hat{R}$ for assessing convergence of MCMC (with Discussion). Bayesian analysis 16(2) : 667-718. International Society for Bayesian Analysis.

Walters, C.J., Lichatowich, J., Peterman, R.M., et Reynolds, J.D. 2008. Report of the Skeena independent science review panel. A report to the Canadian Department of Fisheries and Oceans and the British Columbia Ministry of the Environment.

ANNEXE A. HISTORIQUE DES TRAVAUX D'ANALYSE LIES AUX OBJECTIFS D'ÉCHAPPÉE POUR LE SAUMON CHINOOK DU FLEUVE YUKON D'ORIGINE CANADIENNE

Le résumé qui suit donne un bref historique des objectifs d'échappée du saumon chinook d'origine canadienne et des travaux d'analyse menés par le Comité technique mixte (CTM) du fleuve Yukon, les organismes associés et les chercheurs universitaires qui se sont intéressés aux discussions antérieures sur les objectifs d'échappée. Les lecteurs doivent consulter l'annexe A9 de JTC (2021) pour obtenir un relevé complet des objectifs d'échappée recommandés par le Comité du fleuve Yukon (CFY) pour ce complexe de stocks. Le tableau A.1 énumère les principaux travaux d'analyse par ordre chronologique.

Depuis 1985, les États-Unis et le Canada ont convenu bilatéralement d'atteindre des objectifs d'échappée annuels pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne sur la base des recommandations du CTM. Les recommandations relatives aux objectifs reposent en partie sur cinq sources d'information clés : 1) les indices d'échappée dans les affluents au Canada, 2) les estimations du passage à la frontière entre les États-Unis et le Canada, 3) les captures au Canada, 4) les captures de poissons d'origine canadienne dans les pêches américaines qui ont lieu dans le fleuve en Alaska et 5) les tableaux de géniteurs structurés selon l'âge.

La quantité, la qualité et les méthodes utilisées pour évaluer le saumon chinook du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne ont changé au fil du temps. De 1982 à 2007, le passage à la frontière a été estimé par marquage-recapture à l'aide de filets rotatifs aux emplacements de marquage et de recapture au Canada. À partir de 2008, le CTM a commencé à utiliser les estimations par sonar d'un projet situé en aval de la communauté d'Eagle en Alaska, et le passage à la frontière a été estimé en soustrayant les captures américaines ayant eu lieu entre l'emplacement du sonar et la frontière canado-américaine. Les captures de saumon chinook d'origine canadienne dans toute la partie située en Alaska du bassin versant a été évaluée à l'aide des bordereaux de débarquement des pêches commerciales, des sondages d'après-saison sur les captures de subsistance et de techniques de séparation des complexes de stocks fondées sur des analyses des tendances à l'échelle (1981-2004) ou une analyse génétique (2005 à aujourd'hui). Les captures au Canada étaient déclarées chaque année au moyen de documents sur les pêches commerciales et de rapports des Premières Nations. Les échappées au Canada ont été surveillées au moyen de relevés aériens, de relevés sur le terrain, de déversoirs et de sonars, mais divers indices dérivés de relevés aériens ont été utilisés abondamment pour éclairer les analyses des objectifs d'échappée. À partir de ces sources d'information, le CTM estime chaque année la taille de la remonte du saumon chinook d'origine canadienne en additionnant les estimations du passage à la frontière et des captures américaines de poissons d'origine canadienne. Le CTM a évalué les échappées du saumon chinook d'origine canadienne en soustrayant les captures canadiennes estimées du passage à la frontière (p. ex., JTC 2021).

En 1985, le CTM a entrepris des efforts bilatéraux pour recommander un objectif d'échappée pour le complexe de stocks de saumon chinook du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne (c.–à–d. excluant la rivière Porcupine). Une analyse fondée sur le ratio moyen d'indice annuel fondé sur les dénombrements dans trois secteurs (passe à poissons de Whitehorse, rivière Big Salmon et rivière Nisutlin) par rapport au nombre total d'échappées a été utilisée pour proposer une cible d'échappée de 55 000 individus (JTC 1985a). L'analyse a utilisé des données limitées sur les échappées de 1980 à 1984 et s'est appuyée sur l'indice dérivé des dénombrements dans trois secteurs pour les années 1980, 1981 et 1984, car on a supposé que ces années représentaient des échappées supérieures à la moyenne. L'indice moyen des

échappées sur trois ans (4 735) a été élargi à l'ensemble du complexe canadien en divisant la valeur de l'indice par un ratio des échappées de 0,0881. Le ratio des échappées a été fondé sur la valeur moyenne des indices dans trois secteurs divisée par le total des échappées pour les années 1982 et 1983. Le résultat (4 735/0,0881 = 53 746) a été arrondi à 55 000, mais n'a pas été mis en œuvre comme objectif officiel de gestion.

En 1987, après deux ans de discussion, le CTM a recommandé la première fourchette d'objectifs d'échappée pour le saumon chinook du cours principal d'origine canadienne. Il a été déterminé que l'analyse de 1985 utilisait des données non normalisées pour les rivières Big Salmon et Nisutlin, et que les indices dans les trois secteurs pour les années 1980, 1981 et 1984 n'étaient pas comparables. L'analyse a été refaite à l'aide des indices normalisés dérivés des dénombrements dans trois secteurs et d'un facteur d'expansion mis à jour qui comprenait les données de 1985 nouvellement disponibles. Il en a résulté un objectif d'échappée amélioré pour le complexe canadien, soit 37 912 individus. D'autres valeurs de l'indice d'échappée dans les affluents ont été explorées, ce qui a donné lieu à une fourchette d'objectifs d'échappée de 31 979 à 37 912 individus.

En fin de compte, le CTM a convenu qu'un objectif d'échappée pour ce complexe devrait être représenté comme une fourchette pour tenir compte des différentes interprétations des données limitées et pour mieux répondre aux besoins en matière de gestion. Le CTM a recommandé une fourchette de 33 000 à 43 000 individus s'appuyant sur la gamme d'analyses mises à jour et le désir d'évaluer la taille des remontes futures à la suite d'échappées élevées. Tous s'entendent pour dire que la fourchette d'objectifs recommandée est juste sur le plan biologique, mais qu'elle devrait être considérée comme un objectif provisoire jusqu'à ce que des renseignements supplémentaires soient disponibles pour préciser l'objectif (JTC 1987a).

L'évaluation de l'objectif d'échappée nouvellement établi était fondée sur une évaluation annuelle au moyen des techniques de marquage-recapture fondées sur l'utilisation de filets rotatifs mises en œuvre au Canada près du site de Bio-Island en amont de la frontière canado-américaine. Le programme fondé sur l'utilisation de filets rotatifs a fourni les renseignements les plus complets et les plus pertinents sur l'abondance annuelle du saumon chinook du cours principal du fleuve Yukon qui entre au Canada. Le total annuel des échappées a été estimé annuellement en soustrayant les captures canadiennes de l'estimation par marquage-recapture du passage à la frontière.

Au cours de la période 1987-1989, les échappées estimées de géniteurs canadiens étaient bien inférieures à la fourchette d'objectifs d'échappée de 33 000 à 43 000 individus (JTC 1985b). Toutefois, la productivité moyenne des dernières années a été estimée à 4,39 recrues par géniteur, d'après les estimations pour les années d'éclosion de 1978 à 1983 (voir le tableau 4 dans JTC 1985b). Les biologistes estimaient que la production des dernières années était adéquate pour soutenir la population et poursuivre la pêche de façon limitée.

De 1990 à 2001, le CFY a mis en œuvre des objectifs d'échappée minimaux qui étaient inférieurs à la limite inférieure de la fourchette d'objectifs d'échappée de 33 000 à 43 000 individus. Un " objectif de stabilisation des échappées " de 18 000 individus a été recommandé en 1990 dans le cadre d'un plan de rétablissement, et cet objectif est demeuré en place jusqu'en 1995. En 1996, le CFY a établi un objectif d'échappées minimal de 28 000 individus dans le cadre d'un plan de rétablissement qui a été en vigueur jusqu'en 2001.

En 2002, l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon (ASFY) a été ratifié par les États-Unis et le Canada et inclus dans le chapitre 8 du Traité sur le saumon du Pacifique. L'objectif d'échappées provisoire de 33 000 à 43 000 saumons chinooks a été intégré à l'annexe II de l'ASFY. Selon des termes précis, 33 000 à 43 000 représente " l'objectif d'échappée de géniteurs pour le stock de

saumon chinook rétabli dans le cours principal du fleuve Yukon “. Bien que l’ASFY ne mentionne pas cette fourchette d’objectifs comme objectif provisoire, le CTM a recommandé que cette fourchette d’objectifs soit prise en compte en tant qu’objectif d’échappée conforme à la gestion provisoire (OEGP) lorsqu’elle a été établie en 1987.

Après la signature de l’ASFY, le CTM a discuté de la possibilité d’établir un objectif d’échappée fondé sur la biologie et a déterminé que les données disponibles étaient inadéquates à ce moment-là, conformément aux normes du comité technique sur le saumon chinook. Les lacunes dans les données ont été répertoriées en tant que courtes séries chronologiques, avec un faible contraste dans les échappées, et sans échappée n’ayant un ratio de recrues par géniteur inférieur à 1 :1 (JTC 2002). L’objectif de rétablissement de 28 000 individus est demeuré en place comme objectif annuel de gestion jusqu’en 2006.

La nécessité de réviser l’objectif d’échappée est devenue de plus en plus évidente entre 2002 et 2007. Après des décennies d’utilisation du programme de marquage-recapture à la frontière du MPO comme seul moyen d’estimer le passage à la frontière entre les États-Unis et le Canada sur le fleuve Yukon, le projet coopératif de radiotélémétrie à l’échelle du bassin versant entre l’Alaska Department of Fish and Game (ADFG) et la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) et le projet de sonar entre l’ADFG et le MPO (exploité près d’Eagle, en Alaska) ont fourni des estimations indépendantes du passage de la frontière pour 2002-2004 et 2005-2007, respectivement. Les différences notables et variables entre les estimations annuelles du programme de marquage-recapture du MPO et les estimations tirées des projets de radiotélémétrie et de sonar suggèrent fortement que les résultats du programme de marquage-recapture du MPO étaient des sous-estimations. Un objectif révisé était nécessaire.

En 2008, le CTM et le CFY ont entrepris une transition de l’évaluation du passage à la frontière à l’aide par marquage-recapture à l’aide de filets rotatifs à l’évaluation du passage à l’aide d’un sonar exploité près d’Eagle, en Alaska. Cette transition a nécessité que les séries chronologiques des échappées fondées sur les données biaisées de marquage-recapture et l’objectif bilatéral d’échappée soient rééchelonnées pour correspondre aux dénombrements obtenus par le sonar d’Eagle. Le CTM a formé un groupe de travail sur les objectifs d’échappée pour se pencher sur le changement de l’évaluation. Même si les membres pouvaient justifier une fourchette d’OEGP allant de 45 000 à 50 000 saumons chinooks, un consensus a été atteint et un nouvel OEGP de 45 000 saumons chinooks a été établi (CTM 2008). Cet objectif a été recommandé pour un an, compte tenu de la nécessité d’une analyse plus poussée pour établir un objectif d’échappée fondé sur des données biologiques, mais ce nouvel OEGP est demeuré en place en 2008 et en 2009 (JTC 2010).

À partir de 2008, une analyse exploratoire a été effectuée afin de déterminer une méthode statistiquement valable pour corriger le biais dans les estimations fondées sur le marquage-recapture de 1982-2001 (Sandone 2010). Sandone a proposé une approche fondée sur les indices dérivés de dénombrements dans trois secteurs (rivières Little Salmon, Big Salmon et Nisutlin) pour reconstituer la série chronologique des échappées. Dans cette approche, un modèle de régression linéaire a été construit entre l’estimation des échappées totales de géniteurs (sonar d’Eagle : 2005-2007 et marquage-recapture par radiotélémétrie : 2002-2004). Le modèle a été appliqué à l’indice des relevés aériens dans trois secteurs pour estimer les estimations historiques des échappées de géniteurs remontant à 1982. Sandone a présenté les résultats de ses travaux au CFY, qui a pris la décision d’adopter les estimations révisées du passage à la frontière. Le CTM n’a pas examiné ou approuvé l’ensemble de données révisé avant son

adoption par le CFY, mais il a commencé à utiliser les séries chronologiques actualisées des estimations des échappées (voir l'annexe D à JTC 2021).

En 2010, à la suite de la révision de la série chronologique historique pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne, le CTM a recommandé un nouvel OEGP pour ce complexe de stocks. Dans le cadre de ses travaux antérieurs, Sandone a effectué une analyse de Ricker sur le la relation géniteurs-recrues et a déterminé une fourchette biologique d'objectifs d'échappée en fonction d'un rendement maximal durable (S_{RMD}) de 23 000 à 41 000 poissons. Il a finalement recommandé une limite inférieure plus prudente, fondée sur le nombre maximum de recrues par géniteur (S_{MSR}), de 40 000 poissons et une limite supérieure de 60 000 poissons, au-dessus de laquelle les données indiquaient un faible recrutement. Le CTM s'est entendu sur le fait que l'OEGP devrait être établi en tant que fourchette pour tenir compte de l'incertitude des renseignements provenant des projets d'évaluation. Il est parvenu à un consensus pour une limite supérieure de 55 000 individus. Le CTM n'a pas réussi à parvenir à un consensus sur la limite inférieure et a présenté deux options au CFY, soit 40 000 et 45 000 individus (JTC 2010). Après avoir consulté le CFY, le CTM s'est entendu sur une fourchette recommandée d'objectifs d'échappées de 42 500 à 55 000 saumons chinooks d'origine canadienne (JTC 2011).

Depuis 2010, le CTM n'a formulé aucune recommandation officielle en vue de modifier l'OEGP du saumon chinook d'origine canadienne de 42 500 à 55 000 individus ; toutefois, de nouveaux renseignements importants ont été élaborés indépendamment des activités du CTM. En 2014, Bue et Hamazaki (avec le financement du United States Fish and Wildlife Service en 2010) ont élaboré un modèle de reconstitution de la remonte et une analyse de la relations géniteurs-recrues pour le complexe de stocks de saumon chinook d'origine canadienne à l'échelle du bassin. Ce nouveau modèle repose sur des techniques de modélisation de la reconstitution de la remonte élaborées pour le saumon chinook de la rivière Kuskokwim (Bue *et al.* 2012). Également en 2014, Hamazaki et DeCovich ont élaboré une approche d'utilisation de l'analyse génétique des stocks mixtes de saumon chinook du fleuve Yukon et des données sur le passage à la frontière pour estimer la taille totale de la remonte par complexe en appliquant des techniques de marquage-recapture fondées sur la génétique. Fleischman (employé à la retraite de l'ADFG, données inédites) s'est penché sur les méthodes et a élaboré une approche d'espace d'état qui combinait simultanément la reconstitution de la remonte et l'analyse de la relation géniteurs-recrues dans un seul cadre de modélisation. Jones et ses collaborateurs (2018) ont élargi le modèle non publié de Fleishman et élaboré une simulation en boucle fermée pour évaluer le rendement d'autres stratégies de récolte qui intègrent également la qualité des échappées (c.–à–d. l'évaluation des stratégies de gestion). En 2018, Hamazaki a corrigé la composition historique selon l'âge et le sexe à la frontière pour tenir compte du biais de sélectivité associé à l'échantillonnage par filet rotatif. En 2019, le CTM a accepté d'utiliser les estimations révisées de la composition selon l'âge présentées par Hamazaki (2018b) pour des analyses de production subséquentes, mais n'a pas approuvé l'utilisation de la composition révisée selon le sexe (voir l'annexe D1 dans JTC 2020). En 2020, Ohlberger *et al.* (2018) a utilisé les données disponibles sur l'âge, le sexe, la taille et la fécondité pour étudier les conséquences des baisses de la taille du corps du saumon chinook du fleuve Yukon pour la production et a conclu que les changements dans la qualité des géniteurs devaient être pris en compte lors de l'élaboration des points de référence utilisés pour la gestion. En 2021, Hamazaki (2021) a élaboré des méthodes pour tenir compte d'un éventail diversifié de données sur le passage dans le cours principal, les échappées dans les affluents, les captures et la séparation des complexes de stocks afin d'estimer simultanément la taille totale de la remonte annuelle pour tous les principaux complexes de stocks du fleuve Yukon.

Tableau A.1. Brève chronologie des travaux d'analyse liés aux objectifs d'échappée du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne.

Année	Description	Plage d'objectifs d'échappée	Citation
1982	L'évaluation du passage frontalier par marquage-recapture de la roue ápoisson a commencé.		Milligan *et al.* 1984
1985	Premier objectif d'échappée proposé. Basé sur l'indice élargi de 3 riviéres (passage ápoissons de Whitehorse, Big Salmon, relevé aérien de Nisutlin).	55 000 (fish wheel MR)	JTC 1985
1987	Objectif d'échappée bilatérale établi.	33 000-43 000 (fish wheel MR)	JTC 1987
1990	Premiére table de ponte pour le saumon quinnat d'origine canadienne (présumée composition par âge fixe).		JTC 1990
1996	Table des couvées révisée pour incorporer les estimations annuelles de la composition par âge.		JTC 1997
2001	Tableau de ponte pour le saumon quinnat d'origine canadienne mis ájour jusqu'ál'année de ponte 1997. Le JTC a conclu qu'un objectif d'échappée biologique complet ne pouvait pas <ea>tre élaboré sur la base des lignes directrices de la Commission du saumon du Pacifique et du Comité technique du chinook (1999).		JTC 2001
2005	Passage de la frontiére d'abord estimé par sonar exploité áEagle (Eagle Sonar).		Carroll *et al.* 2007
2008	L'évaluation du passage frontalier est passée de la recapture des marques de la roue ápoisson au Eagle Sonar.		JTC 2008
2008	L'indice du relevé aérien á3 zones (Big salmon, Little Salmon, Nisutlin) a été utilisé pour reconstruire et normaliser l'échappée historique afin qu'elle soit équivalente au comptage Eagle Sonar.		Sandone 2010
2008	Analyses de reproducteurs et de recrutement effectuées.		Sandone 2010
2010	Une plage d'objectifs provisoires d'échappée de gestion (IMEG) a été établie.	45 000-50 000 (Eagle Sonar)	JTC 2010
2010	Élaboration d'un modéle de reconstruction du tracé ál'échelle du bassin versant et d'origine canadienne.		Bue et Hamazaki 2014
2011	Élaboration d'un modéle d'espace d'état de reconstruction d'origine canadienne.		Fleischman non publié
2014	Méthode de marquage-recapture génétique mise au point pour estimer la migration ál'échelle du bassin versant et spécifique au stock.		Hamazaki et DeCovich 2014

Année	Description	Plage d'objectifs d'échappée	Citation
2018	élaboration d'un modéle canadien d'évaluation de la stratégie de gestion de l'origine (MSE).		Jones *et al.* 2018
2018	Composition âge-sexe ála frontiére 1982-2006 révisée.		Hamazaki 2018
2019	Tableau des couvées pour le saumon quinnat d'origine canadienne mis ájour pour inclure les données révisées sur la composition par âge de la frontiére.		JTC 2020
2020	Évaluation des conséquences des variations de la qualité des échappées sur la productivité du saumon quinnat du fleuve Yukon		Ohlberger *et al.* 2020
2021	Élaboration d'un modéle de reconstruction de parcours ál'échelle du bassin versant et spécifique au stock.		Hamazaki 2021

ANNEXE B. REPERCUSSIONS DES BIAIS CONNUS OU POTENTIELS DANS LES DONNÉES UTILISEES POUR ESTIMER LA TAILLE DE LA REMONTE, LES CAPTURES ET LES ÉCHAPPÉES DU SAUMON CHINOOK DU FLEUVE YUKON D'ORIGINE CANADIENNE

Nous avons dû composer avec plusieurs limites liées aux données qui ont probablement entraîné des biais relativement mineurs dans l'estimation de la taille de la remonte des saumons chinooks d'origine canadienne et qui peuvent avoir des répercussions sur l'estimation des points de référence biologiques.

1. Depuis 1984, des écloseries de petite taille mènent des activités à l'appui d'une vaste gamme d'efforts de rétablissement des stocks dans la portion canadienne du bassin du fleuve Yukon. Par conséquent, une portion inconnue des poissons en montaison proviennent de ces écloseries.
2. Les saumons chinooks de la partie canadienne du fleuve Yukon ne peuvent pas être différenciés des saumons chinooks de la partie canadienne de la rivière Porcupine dans les captures américaines à l'aide d'un modèle d'échelle conventionnel et de méthodes génétiques d'alignement multiple de séquences (AMS). Par conséquent, un nombre inconnu de poissons de la rivière Porcupine sont pêchés aux États-Unis et attribués incorrectement au complexe de stocks du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne.
3. Avant 2004, on supposait à tort que tous les saumons chinooks récoltés dans le district de pêche 5 de l'Alaska (c.–à–d. la partie du bassin versant du cours principal du fleuve Yukon en Alaska, en amont de la confluence avec la rivière Tanana) étaient d'origine canadienne. Par conséquent, un nombre inconnu de poissons d'origine américaine a été attribué incorrectement au complexe de stocks d'origine canadienne.
4. Des saumons chinooks d'origine canadienne sont récoltés comme prises accessoires dans les pêches ciblant les poissons de fond dans la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes, mais ces saumons n'ont pas été pris en compte dans notre modèle de reconstitution de la remonte. Par conséquent, le nombre total de recrues par année d'éclosion était biaisé à la baisse.
5. Le saumon chinook d'origine canadienne est soumis à une vaste gamme de facteurs de stress cumulatifs pouvant entraîner une mortalité naturelle prématurée à tout moment pendant sa montaison entre l'embouchure du fleuve Yukon et les frayères au Canada. La mortalité naturelle n'est pas surveillée dans les programmes d'évaluation américains et canadiens. Par conséquent, les pertes non liées aux pêches n'étaient pas pris en compte dans nos modèles.
6. Incertitude liée aux captures au Canada ou aux États-Unis.

Les répercussions cumulatives de ces limites liées aux données font en sorte que notre reconstitution du complexe canadien peut être biaisée par rapport à l'abondance réelle du saumon chinook sauvage d'origine canadienne dans le cours principal. La direction du biais et son degré ne sont pas connus avec certitude, mais ils peuvent être généralisés à partir des données limitées disponibles. Le texte qui suit traite plus en détail des sources potentielles de biais les plus probables, puis des résultats d'une analyse exploratoire visant à examiner les répercussions des biais possibles sur les estimations des points de référence biologiques.

B.1. PRODUCTION EN ÉCLOSERIE PAR OPPOSITION À PRODUCTION NATURELLE

À l'heure actuelle, il n'existe aucun programme d'évaluation annuelle permettant d'estimer avec exactitude la contribution des poissons d'écloserie à la taille totale de la remonte du complexe canadien, mais les données du programme de marquage par micromarque magnétisée codée (MMC) de l'écloserie de Whitehorse donnent un aperçu de la proportion de la taille totale de la remonte provenant des écloseries. Depuis 1985, l'écloserie de Whitehorse a lâché environ 7 800 000 saumons chinooks au stade d'alevin (moyenne de 140 000 par année, fourchette de 83 000 à 441 000), dont environ 85 % portaient une MMC. La contribution moyenne des poissons portant une MMC de l'écloserie de Whitehorse aux pêches du Yukon a fait l'objet d'une étude informelle en 2007 à la demande du CTM. En supposant qu'il n'y ait pas de mortalité liée à l'errance ou en cours de montaison des poissons d'écloserie, tous les poissons adultes portant une MMC en montaison seraient rencontrés dans les pêches ou comptés comme échappées à l'échelle à poissons de l'écloserie de Whitehorse. L'étude a déterminé que les programmes d'échantillonnage des captures n'étaient pas assez robustes pour estimer de façon fiable la proportion de poissons d'écloserie, particulièrement dans les pêches de subsistance de l'Alaska et au Canada. Toutefois, des estimations approximatives de la contribution des poissons d'écloserie de 1 à 2 % à chaque pêche dans le fleuve Yukon ont été avancées et appuyées par les MMC récupérées dans le district de pêche 1 de l'Alaska. On a supposé une estimation approximative de 2 % comme étant la contribution moyenne des poissons d'écloserie au-delà de la frontière canado-américaine. Compte tenu de l'information limitée, nous avons déterminé que le biais lié aux poissons d'écloserie dans les estimations des captures et du passage à la frontière du complexe canadien utilisées dans notre modèle de reconstitution de la remonte de stocks multiples était probablement faible et que le temps requis pour approfondir cette question n'était pas justifié pour le moment. En outre, l'examen de l'influence des données liées au barrage de Whitehorse sur la reconstitution de la remonte au moyen de l'analyse de sensibilité selon une approche " un contre tous " (annexe C) a révélé que les données avaient peu d'influence sur les prévisions des échappées du complexe canadien, même si le projet était l'un des rares à avoir accès aux données tout au long de la période de reconstitution. Nous avons conclu qu'il était acceptable d'inclure les poissons d'écloserie dans nos analyses étant donné que les adultes en montaison provenant des écloseries font partie du total des poissons en montaison faisant l'objet de pêches, que les lâchers d'écloserie devraient se poursuivre à l'avenir et que les poissons d'écloserie ne peuvent pas être géré séparément des poissons sauvages dans le contexte de l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon.

B.2. STOCKS DU COURS PRINCIPAL DU FLEUVE YUKON PAR OPPOSITION À CEUX DE LA RIVIÈRE PORCUPINE

Les méthodes de séparation des stocks qui étaient disponibles de 1981 à 2019 n'étaient pas en mesure de différencier les saumons chinooks provenant de la partie canadienne du cours principal du fleuve Yukon de ceux provenant de la partie canadienne de la rivière Porcupine. En supposant que les captures des stocks du cours principal du fleuve Yukon et de la rivière Porcupine sont proportionnelles à l'abondance de ces stocks, les estimations des échappées tirées du sonar de la rivière Porcupine et les estimations du passage tirées du sonar à Eagle donnent un aperçu de l'ampleur de la mauvaise attribution des captures américaines. Il y a six années d'observations jumelées entre les deux projets d'évaluation (2014-2019, Pestal *et al.* 2022), et le passage du saumon de la rivière Porcupine estimé par sonar a représenté de

2 à 9 % (moyenne de 6 %) du passage total du saumon chinook estimé par les deux projets combinés. En moyenne (1981-2019), les pêches commerciales et de subsistance aux États-Unis étaient composées respectivement de 43 % et 59 % de saumons canadiens (stocks du cours principal du fleuve Yukon et de la rivière Porcupine combinés). Compte tenu de ces moyennes, il est raisonnable de supposer que les proportions du complexe canadien utilisées pour répartir les captures aux États-Unis pourraient être surestimées de 2,5 à 3,5 % en moyenne par rapport aux proportions réelles du complexe canadien dans le cours principal du fleuve Yukon. L'ADFG a apporté des révisions à la base génétique du saumon chinook du fleuve Yukon en 2021 (projet no 163-19 du Fonds de rétablissement et de mise en valeur), et la nouvelle base de référence peut distinguer avec précision les saumons de la rivière Porcupine des saumons du cours principal du fleuve Yukon au Canada. Un financement externe serait nécessaire pour réanalyser les échantillons de captures historiques afin de pouvoir répartir les captures américaines entre les stocks de la partie canadienne du cours principal du fleuve Yukon et les stocks de la partie canadienne de la rivière Porcupine. Nous avons donc choisi de ne pas tenir compte de la faible contribution probable du saumon chinook de la rivière Porcupine aux estimations des captures américaines provenant du complexe du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne.

B.3. ATTRIBUTION DES CAPTURES AMÉRICAINES DANS LE DISTRICT DE PÊCHE 5

Avant 2004, il n'existait aucun programme américain d'échantillonnage des prises effectuées dans la partie du cours principal qui se trouve dans le district 5, et tous les saumons chinooks capturés dans les pêches locales étaient considérés comme étant d'origine canadienne. Étant donné le manque de données, cette hypothèse simplificatrice était probablement raisonnable aux fins de l'attribution générale des captures associées au complexe canadien ; toutefois, on savait que cette hypothèse était erronée dans une certaine mesure. Plusieurs affluents américains se jettent dans les eaux du district 5, deux sont connus pour soutenir un grand nombre de saumons chinooks (c.–à–d., rivières Teedriinjik et Sheenjek) et 12 sont connus pour produire un petit nombre de saumons chinooks (Brown *et al.* 2017). De plus, la possibilité pour les poissons des complexes du cours inférieur et du cours moyen de se rendre dans le district 5 avant d'en ressortir pour localiser la confluence avec leur cours d'eau natal en aval est conforme au comportement migratoire du saumon chinook dans les grandes rivières. De 2006 à 2018, des poissons capturés à des fins de subsistance dans le district 5, en aval de Fort Yukon, ont été échantillonnés et environ 25 % d'entre eux n'étaient pas d'origine canadienne. Le caractère erroné de l'hypothèse historique était moindre en amont, et quatre années d'échantillonnage ont indiqué que plus de 90 % des captures de subsistance près de Fort Yukon étaient d'origine canadienne (Pestal *et al.* 2022). La majeure partie des captures effectuées dans le district 5 sont destinées à des fins personnelles et de subsistance, et environ la moitié de ces captures ont lieu en aval de Fort Yukon, où l'on a supposé que le caractère erroné de l'hypothèse historique était le plus important. Toutefois, l'incidence de cette hypothèse sur les estimations des captures totales associées au complexe canadien est probablement faible. Pour les années visées (1981-2003), les captures de subsistance dans le district 5, en aval de Fort Yukon, représentaient environ 17 % du total des captures de subsistance effectuées dans le fleuve Yukon en Alaska. Compte tenu de l'information disponible, il est raisonnable de soupçonner que le nombre annuel de poissons capturés à des fins de subsistance aux États-Unis qui ont été incorrectement attribués au complexe canadien de 1981 à 2003 est surestimé d'environ 5 % en moyenne. Toutefois, étant

donné l'absence de données empiriques sur une période plus longue, nous avons déterminé qu'une analyse rétrospective pour corriger les estimations historiques n'était pas possible.

B.4. PRISES ACCESSOIRES DANS LA MER DE BÉRING ET PRÈS DES ÎLES ALÉOUTIENNES

Des saumons de la partie canadienne du fleuve Yukon sont capturés comme prises accessoires dans le cadre des pêches ciblant les poissons de fond dans la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes avec d'autres saumons de l'Alaska, de la côte ouest du Canada et des États-Unis, de l'Asie de l'Est et de la Russie. Le nombre de saumons capturés comme prises accessoires chaque année est toujours supérieur au nombre de saumons adultes qui seraient retournés dans la partie canadienne du bassin versant du fleuve Yukon cette année-là pour deux raisons. Premièrement, les prises accessoires sont composées de plusieurs stocks, et le stock canadien représente un pourcentage relativement faible (2 à 5 %) du total des prises par année [2011-2016 ; Ianelli et Stram (2018)]. Deuxièmement, les saumons sont principalement capturés comme prises accessoires lors des premiers stades de leur cycle de vie et passeront une ou plusieurs années supplémentaires dans l'océan avant de retourner dans des cours d'eau douce. Le nombre de saumons immatures d'origine canadienne capturés en tant que prises accessoires nécessite un ajustement en fonction de la mortalité naturelle avant qu'une évaluation précise des répercussions puisse être effectuée. Les estimations des prises accessoires qui sont ajustées en fonction de la mortalité naturelle sont appelées prises accessoires d'équivalents adultes. Les répercussions sur le saumon chinook d'origine canadienne des prises accessoires lors de la pêche du goberge dans la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes sont estimées par année de montaison. 2017 est l'année de montaison la plus récente pour laquelle des estimations de l'incidence des prises accessoires sont disponibles pour le saumon chinook d'origine canadienne. Le taux d'incidence moyen (1994-2017) des prises accessoires lors de la pêche du goberge sur la taille de la remonte du saumon chinook d'origine canadienne est estimé à 1,0 % avec un taux d'incidence annuel inférieur à 3,1 % (Ianelli et Stram 2018).

B.5. MORTALITÉ PRÉMATURÉE

Les facteurs de stress environnementaux et biologiques sont des causes possibles de la mortalité naturelle prématurée du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne ; ils peuvent entraîner des pertes pendant la montaison dans le cours principal du fleuve Yukon ou avant la fraie dans les affluents. La mortalité prématurée n'est évaluée par aucun programme de recherche ou de surveillance dans les parties américaine et canadienne du bassin versant du fleuve Yukon. L'ampleur de la mortalité prématurée observée annuellement chez le saumon chinook de la partie canadienne du fleuve Yukon n'est donc pas connue et varie probablement considérablement dans l'espace et au fil du temps. La mortalité prématurée du saumon chinook canadien peut survenir pendant qu'il se trouve dans la partie américaine ou canadienne du bassin versant, et l'incapacité de tenir compte de ces " prélèvements " du réseau a des répercussions différentes sur l'estimation selon l'endroit où la mortalité s'est produite. Les mortalités non comptabilisées aux États-Unis pourraient entraîner des différences inexpliquées dans les indices de la taille de la remonte d'un projet à l'autre, mais il est peu probable qu'elles aient une incidence importante sur les estimations de la taille totale de la remonte. Les mortalités non comptabilisées au Canada entraîneraient une surestimation des échappées et une sous-estimation de la production d'une quantité inconnue.

Les températures élevées de l'eau et la maladie causée par le parasite *Ichthyophonus hoferi* sont deux facteurs de stress relativement courants qui peuvent entraîner la mortalité prématurée du saumon chinook dans la partie américaine ou canadienne du bassin versant du fleuve Yukon. Des expériences sur le terrain ont démontré que le saumon chinook du fleuve Yukon présente des signes de stress thermique lorsque la température de l'eau est supérieure à 18 ° C (Biela *et al.* 2020). Des portions du cours principal du fleuve Yukon en Alaska ont enregistré des températures de l'eau supérieures à 18 ° C dans 85 % des années (1996-2019), ce qui laisse croire à un stress thermique courant pouvant être lié à une diminution de la production et de la taille de la remonte sur une période semblable. L'*ichthyophonus hoferi* est un parasite qui infecte le saumon chinook du fleuve Yukon lors de son alimentation dans le milieu marin et qui peut causer une maladie soupçonnée de pouvoir causer la mortalité pendant la montaison (voir JTC 2011 pour un résumé des travaux pertinents). L'*ichthyophonus hoferi* a été étudié en profondeur de la fin des années 1990 jusqu'en 2011 environ. La prévalence des infections est cyclique et a atteint un sommet en 2003 et 2004, avant de diminuer à des niveaux relativement faibles. On sait que la progression de la maladie est liée à la température de l'eau, ce qui pourrait avoir un effet synergique sur le poisson hôte.

B.6. INCERTITUDE LIÉE AUX CAPTURES

Des erreurs dans l'estimation des captures aux États-Unis et au Canada sont possibles, mais l'ampleur de ces erreurs n'est pas connue. Les rapports exigés concernant les pêches commerciales, sportives et à des fins personnelles aux États-Unis ainsi que les pêches commerciales, récréatives et à des fins personnelles au Canada sont probablement très exacts. Les estimations des captures de subsistance et des Premières Nations sont plus difficiles à quantifier, mais elles sont généralement considérées comme non biaisées. Bien qu'il n'y ait pas eu d'évaluation officielle du biais de réponse dans les estimations des pêches de subsistance aux États-Unis (Alaska), plusieurs enquêtes exhaustives et indépendantes sur les pêches de subsistance ont été menées par la Division of Subsistence qui appuient l'exactitude des estimations des captures utilisées dans le modèle avec des CV des captures annuelles d'environ 0,1 (p. ex., Brown et Deena 2019). Bien que les estimations des captures des Premières Nations au Canada soient considérées comme non biaisées, aucune évaluation systématique de cette hypothèse n'a été effectuée.

B.7. RÉPERCUSSIONS DES BIAIS POTENTIELS SUR LES ESTIMATIONS DES POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES

Nous avons effectué une analyse exploratoire pour généraliser les répercussions possibles de chacun des biais connus ou potentiels des données pour les estimations des points de référence biologiques (figure B.1). Pour chaque scénario, nous avons supposé une ampleur de biais un peu plus grande que ce que nous pensions être le plus probable. Cet ensemble de données " ajustées pour tenir compte du biais " a ensuite été utilisé pour établir une relation géniteurs-recrues (RR) et estimer les points de référence connexes. Ces résultats alternatifs ont été comparés visuellement aux estimations originales du modèle de base.

Le scénario A suppose qu'il y a 15 % de pertes non comptabilisées en amont de la frontière canado-américaine, mais avant la fraie, en raison de la mortalité naturelle prématurée ou des captures non documentées. Si le scénario A était vrai, les estimations de notre modèle de base de l'abondance des géniteurs seraient des surestimations, mais il n'y aurait aucun biais associé

à nos estimations de la taille de la remonte ou du recrutement. Pour corriger cette situation, tous les points RR seraient déplacés vers la gauche, et les estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} seraient plus faibles que celles de notre modèle de base. Si les recommandations relatives à l'objectif d'échappée étaient fondées sur des estimations ajustées en fonction du biais, la recommandation viserait probablement un objectif plus faible que si des données non corrigées avaient été utilisées.

Le scénario B suppose une sous-estimation de 10 % des captures américaines appartenant au complexe canadien en raison de captures non documentées ou d'erreurs dans l'attribution des captures au complexe. Si le scénario B était vrai, les estimations de notre modèle de base de la taille de la remonte annuelle et du recrutement par année d'éclosion seraient des sous-estimations, mais il n'y aurait aucun biais associé à nos estimations des échappées. Pour corriger cette situation, tous les points RR seraient déplacés vers le haut et il y aurait peu ou pas de changement dans les estimations de S_{RMD} et de S_{MSR}. Les captures américaines appartenant au complexe canadien pourraient également être surestimées en raison de l'hypothèse erronée d'avant 2004 selon laquelle tous les saumons chinooks capturés dans le district 5 étaient d'origine canadienne. Dans ce cas (non illustré), tous les points RR seraient déplacés vers le bas et il y aurait peu ou pas de changement dans les estimations des points de référence biologiques.

Le scénario C suppose que les prises accessoires lors de la pêche du goberge dans la mer Béring et la région des îles Aléoutiennes réduisent la taille totale de la remonte de 5 % par année. Si le scénario C était vrai, les estimations de notre modèle de base concernant la taille de la remonte et le recrutement par année d'éclosion seraient des sous-estimations. Comme pour le scénario B, il n'y aurait pas d'incidences corrélatives pour les estimations des points de référence biologiques.

Le scénario D suppose que 7 % de la taille de la remonte annuelle du complexe canadien provient de la rivière Porcupine. Si le scénario D était vrai, nos estimations de la taille de la remonte dans la partie canadienne du cours principal utilisées dans notre modèle de base seraient des surestimations, mais les estimations des échappées demeureraient sans biais. Pour corriger cette situation, tous les points RR seraient déplacés vers le bas. Si ce scénario était vrai, nos estimations de S_{RMD} et de S_{MSR} changeraient peu ou pas du tout.

Le scénario E suppose que les saumons chinooks d'écloserie représentent 3 % de la taille totale de la remonte annuelle du complexe canadien. Si le scénario E était vrai, nos estimations de la taille de la remonte et des échappées du saumon chinook sauvage utilisées dans notre modèle de base seraient des surestimations. Pour corriger cette situation, les points RR seraient déplacés vers le bas et vers la gauche, ce qui donnerait des estimations plus faibles de S_{RMD} et de S_{MSR}. Comme pour le scénario A, une recommandation d'objectif d'échappée centrée sur des points de référence plus faibles entraînerait un objectif inférieur.

Cet exemple fournit certaines assurances que les données utilisées dans notre modèle de base ont probablement donné lieu à des estimations raisonnables et possiblement plus élevées (c.–à–d. prudentes) des points de référence biologiques sans égard à notre incapacité de traiter entièrement toutes les sources potentielles de biais. Ces scénarios fournissent également un cadre général pour la réflexion sur les autres biais qui ne sont pas examinés ici. Il est peu probable que les erreurs qui ont une incidence sur les estimations de la taille de la remonte et le recrutement par année d'éclosion entraînent des changements significatifs dans les estimations des points de référence biologiques. Toutefois, les erreurs dans la taille de la remonte auront des répercussions sur les prévisions du modèle concernant le recrutement et le rendement qui seraient attendus d'une gamme d'abondances des géniteurs. Les erreurs ayant une incidence

sur les échappées de géniteurs sont beaucoup plus susceptibles d'entraîner des changements significatifs dans les estimations des points de référence biologiques, ce qui pourrait avoir des répercussions sur l'établissement d'un objectif d'échappée. Notre modèle de base suppose que la taille de la remonte moins les captures équivaut aux échappées, et que les échappées au Canada sont attribuables presque exclusivement aux estimations du passage à la frontière et des captures au Canada. Par conséquent, les pertes non comptabilisées au Canada en raison d'une mortalité naturelle prématurée ou de captures non documentées devraient avoir des répercussions plus importantes sur les estimations des points de référence biologiques que les erreurs de données associées aux captures américaines ou au calcul de la taille de la remonte.

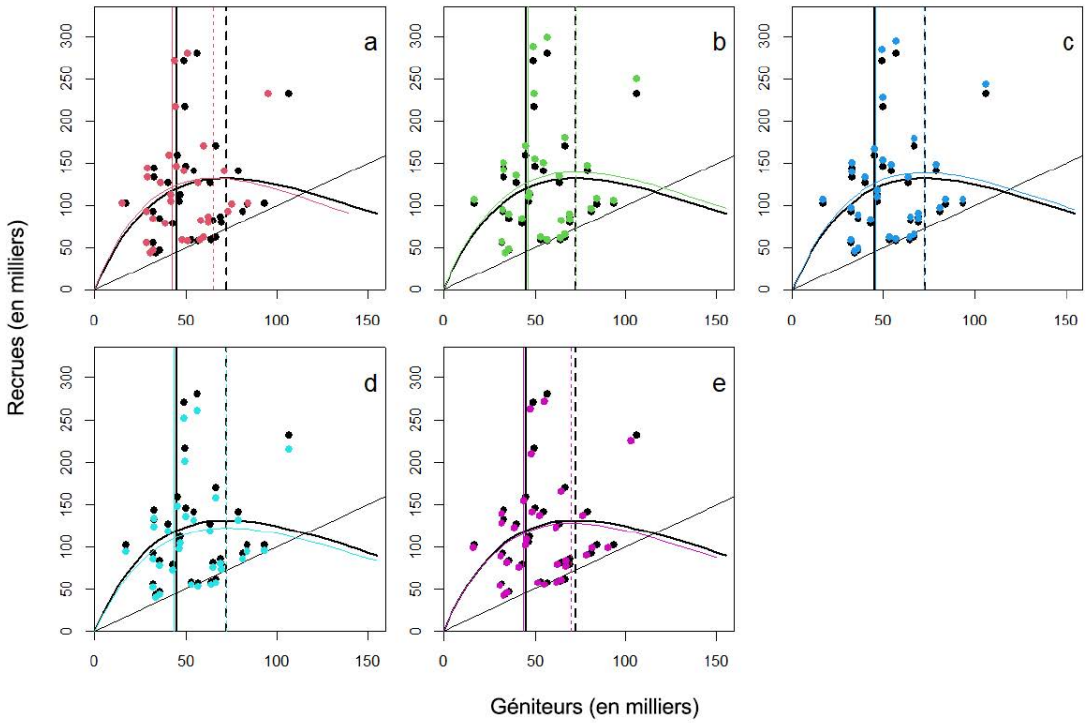

Figure B.1. Répercussions des biais possibles dans les données sur les estimations des points de référence biologiques attribuables a) à 15 % de pertes non comptabilisées au Canada ; b) à une sous-estimation de 10 % des captures aux États-Unis ; c) à une réduction de 5 % de la taille totale de la remonte attribuable aux prises accessoires lors de la pêche du goberge dans la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes ; d) à une surestimation de 7 % de la taille de la remonte attribuable à l'incapacité de séparer les saumons du cours principal du fleuve Yukon des saumons de la rivière Porcupine ; e) à une surestimation de 3 % de la taille de la remonte et des échappées attribuable à l'incapacité de séparer les poissons sauvages des poissons d'écloserie. Dans chaque tableau, les lignes et les points noirs représentent le modèle de base et les lignes et les points colorés représentent les données ajustées pour tenir compte du biais. Les lignes verticales pleines et tiretées représentent les estimations médianes de S_{RMD} *et de* S_{MSR}*, respectivement.*

ANNEXE C. AJUSTEMENT ET DIAGNOSTIC DU MODÈLE

C.1. AJUSTEMENT DU MODÈLE AUX DONNÉES SUR LE PASSAGE ET LES ÉCHAPPÉES

Nous avons examiné l'ajustement aux données observées sur le passage et les échappées dans la reconstitution de la remonte. L'écart type normalisé a été calculé pour chaque ajustement. Les valeurs de l'écart type normalisé sont comparables d'un projet à l'autre, de sorte que les valeurs de l'écart type normalisé faibles indiquent que les données conviennent mieux au modèle que les données ayant des valeurs de l'écart type normalisé élevées. Nous avons également examiné les graphiques des résidus normalisés pour chaque ajustement afin de vérifier les tendances temporelles. Les projets sont présentés en ordre spatial, de la partie la plus en aval (cours inférieur du fleuve Yukon, rivière Andreafsky) à la partie la plus en amont (Canada, passe migratoire de Whitehorse).

C.1.1. Cours Inférieur due fleuve Yukon

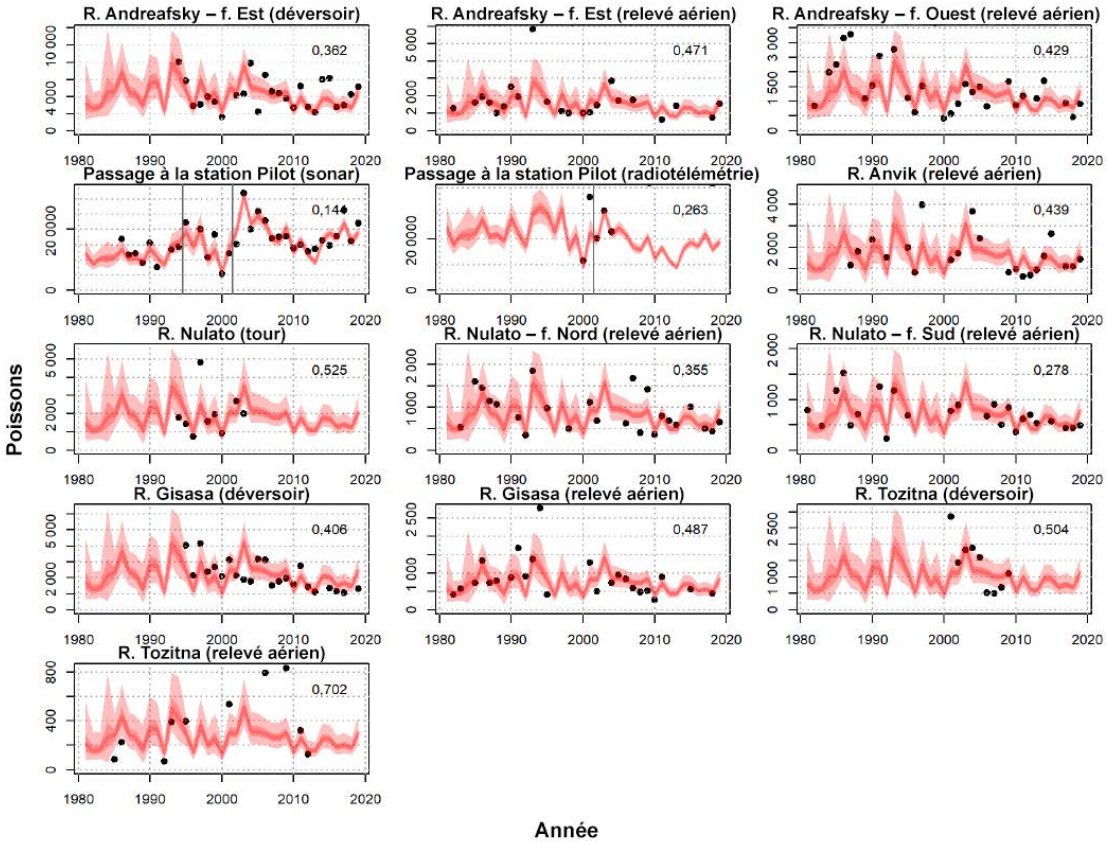

Figure C.1. Données observées (points noirs) provenant des projets relatifs au passage et aux échappées dans le cours inférieur du fleuve Yukon utilisées pour la reconstitution de la remonte. Le nombre estimatif de poissons (ligne rouge), les intervalles de crédibilité de 50 % (zones ombrées rouge foncé) et les intervalles de crédibilité de 95 % (zones ombrées rouge clair) sont présentés pour chaque projet. L'écart type normalisé pour chaque ajustement se trouve dans le coin supérieur droit. Il convient de souligner que les lignes noires dans les graphiques des projets de sonar et de radiotélémétrie à la station Pilot divisent les données en périodes où des degrés différents de biais ou de variance ont été autorisés pour leur intégration dans la reconstitution de la remonte.

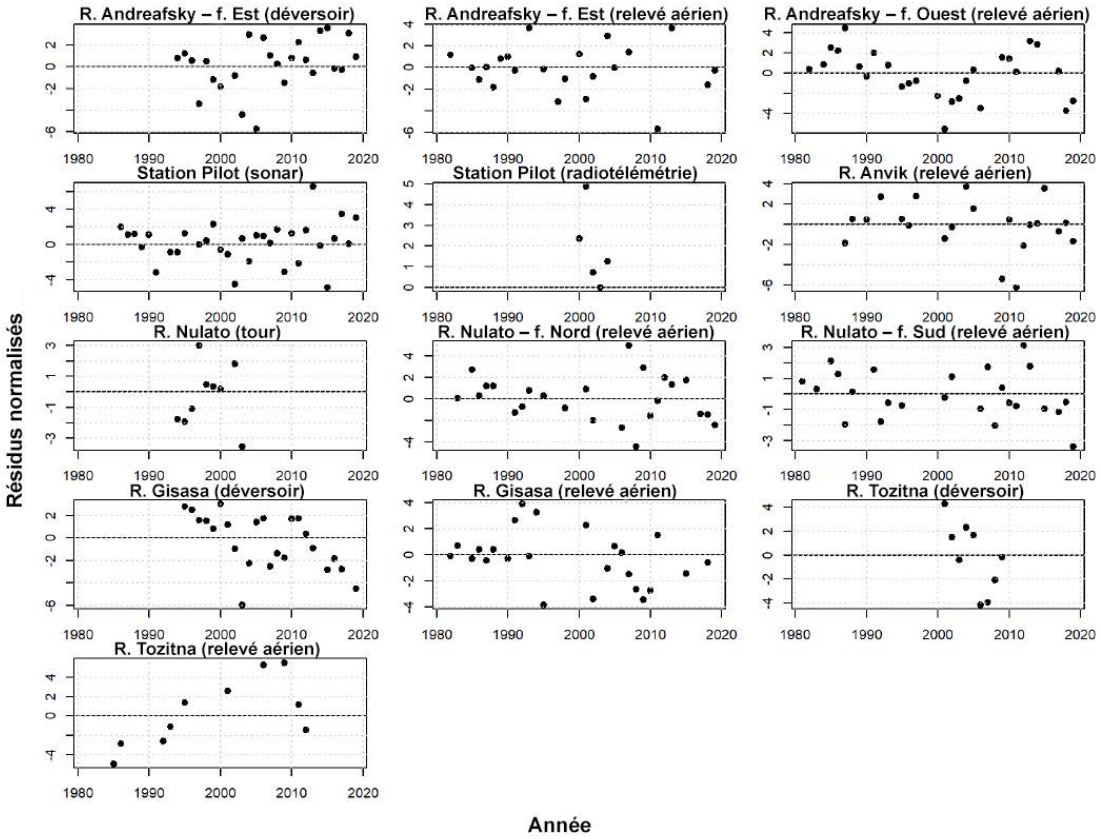

Figure C.2. Résidus normalisés de l'ajustement du modèle aux données des projets relatifs au passage et aux échappées dans le cours inférieur du fleuve Yukon utilisées pour la reconstitution de la remonte (échelle logarithmique).

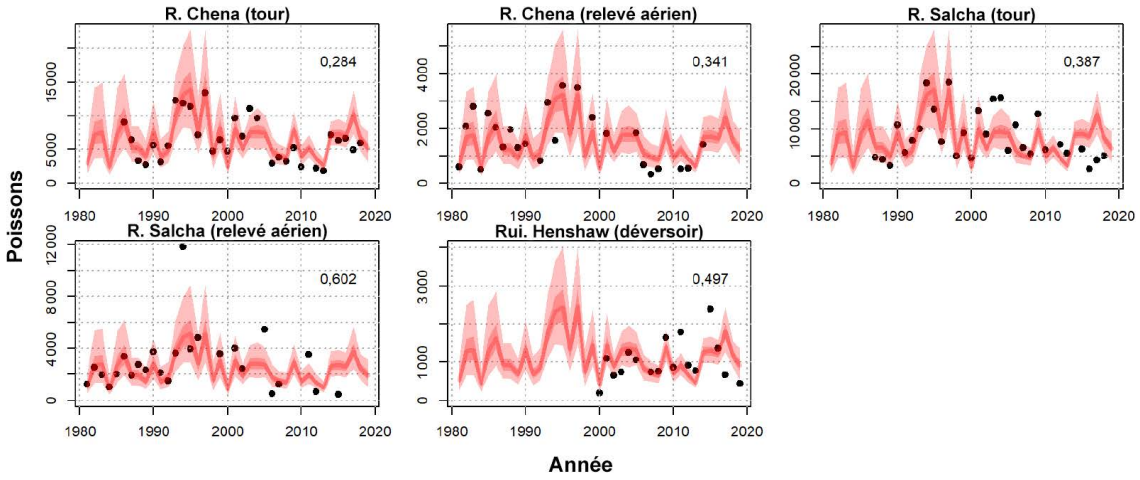

Figure C.3. Données observées (points noirs) provenant des projets relatifs au passage et aux échappées dans le cours moyen du fleuve Yukon utilisées pour la reconstitution de la remonte. Le nombre estimatif de poissons (ligne rouge), les intervalles de crédibilité de 50 % (zones ombrées rouge foncé) et les intervalles de crédibilité de 95 % (zones ombrées rouge clair) sont présentés pour chaque projet. L'écart type normalisé pour chaque ajustement se trouve dans le coin supérieur droit.

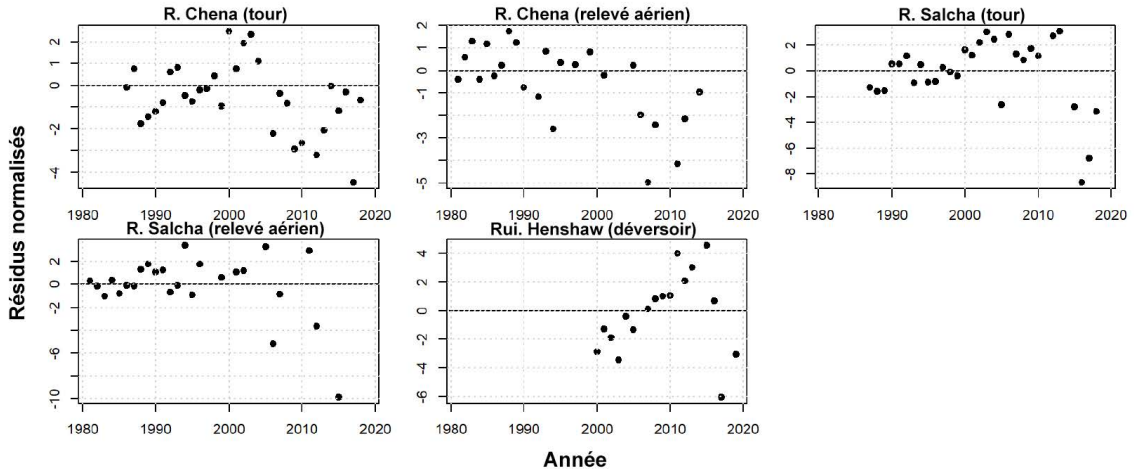

Figure C.4. Résidus normalisés de l'ajustement du modèle aux données des projets relatifs au passage et aux échappées dans le cours moyen du fleuve Yukon utilisées pour la reconstitution de la remonte (échelle logarithmique).

C.1.2. Canada

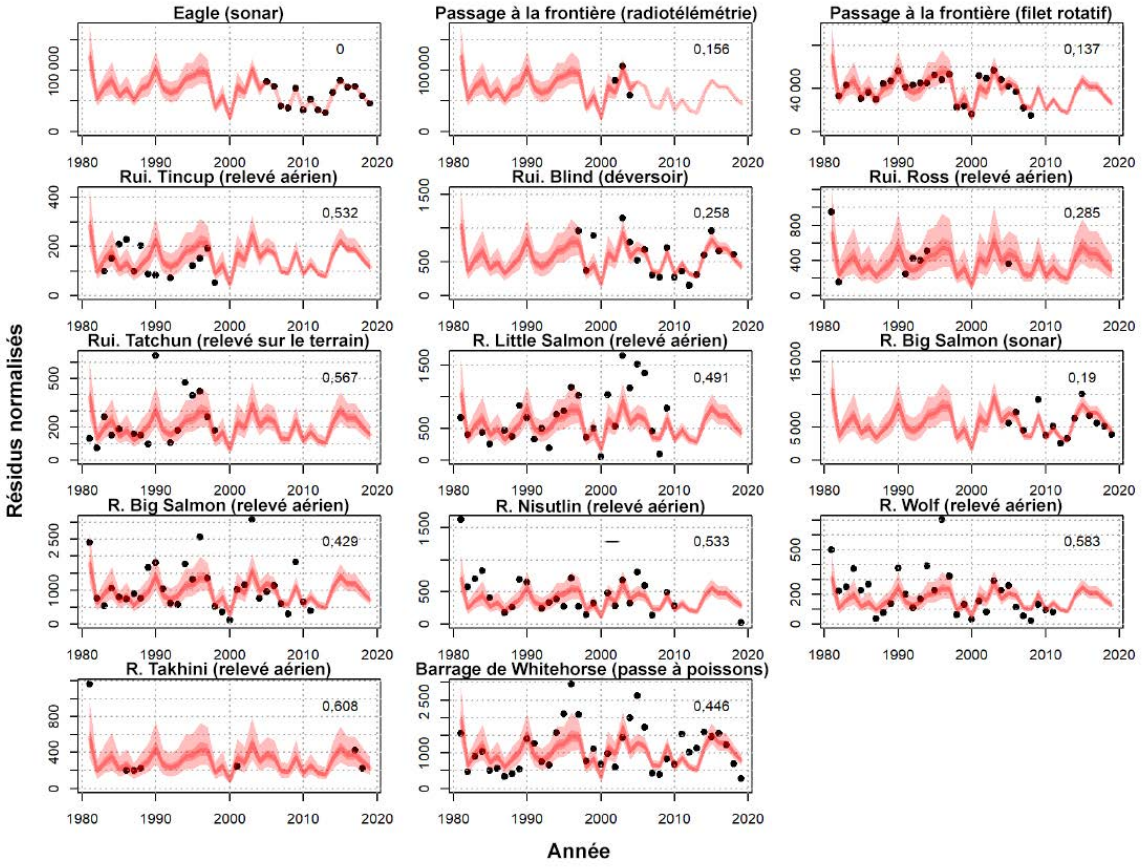

Figure C.5. Données observées (points noirs) provenant des projets relatifs au passage et aux échappées au Canada utilisées pour la reconstitution de la remonte. Le nombre estimatif de poissons (ligne rouge), les intervalles de crédibilité de 50 % (zones ombrées rouge foncé) et les intervalles de crédibilité de 95 % (zones ombrées rouge clair) sont présentés pour chaque projet. L'écart type normalisé pour chaque ajustement se trouve dans le coin supérieur droit.

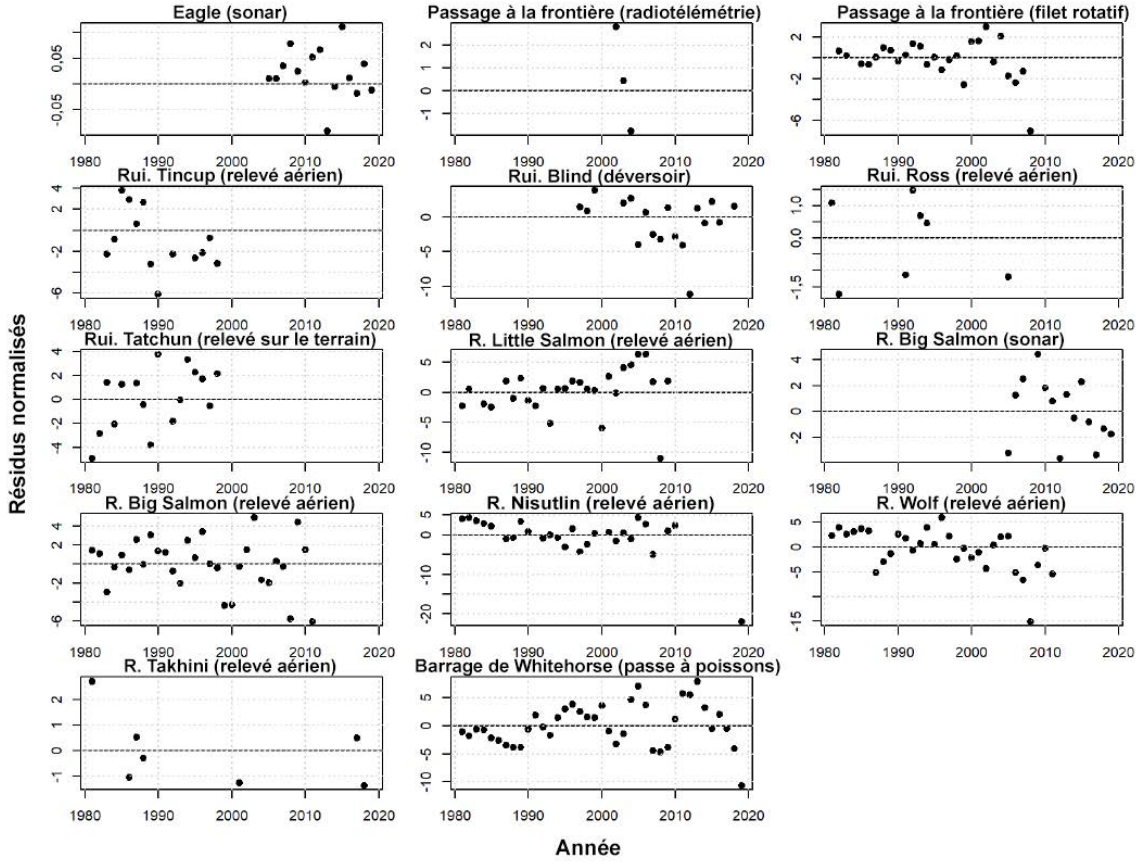

Figure C.6. Résidus normalisés de l'ajustement du modèle aux données des projets relatifs au passage et aux échappées au Canada utilisées pour la reconstitution de la remonte (échelle logarithmique).

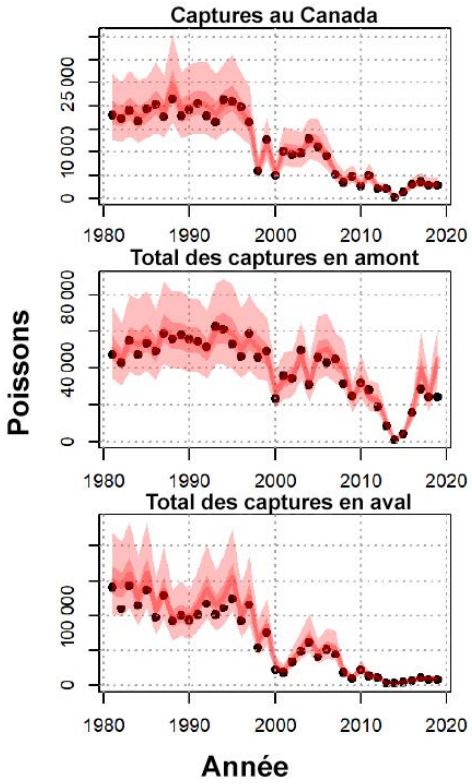

Figure C.7. Estimations ponctuelles observées (points noirs) du total des captures au Canada, en amont de la station Pilot et en aval de la station Pilot utilisées pour la reconstitution de la remonte. Le nombre estimatif de poissons (ligne rouge), les intervalles de crédibilité de 50 % (zones ombrées rouge foncé) et les intervalles de crédibilité de 95 % (zones ombrées rouge clair) sont présentés pour chaque partie du fleuve.

C.1.3. Composition des captures selon le complexe

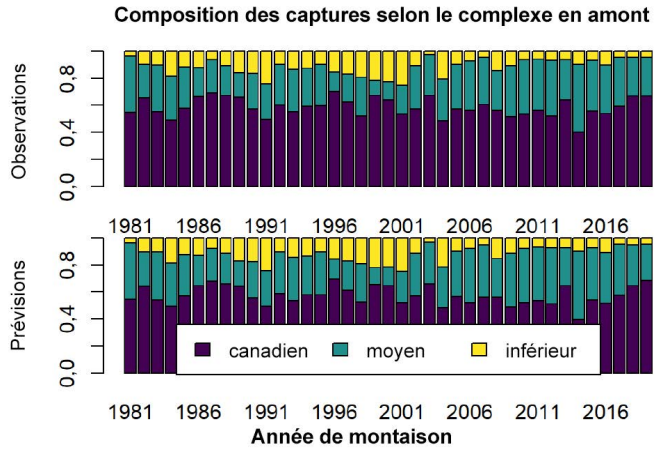

Figure C.8. Composition selon le complexe des captures effectuées en amont de la station Pilot d'après les observations (en haut) et les prévisions du modèle (en bas).

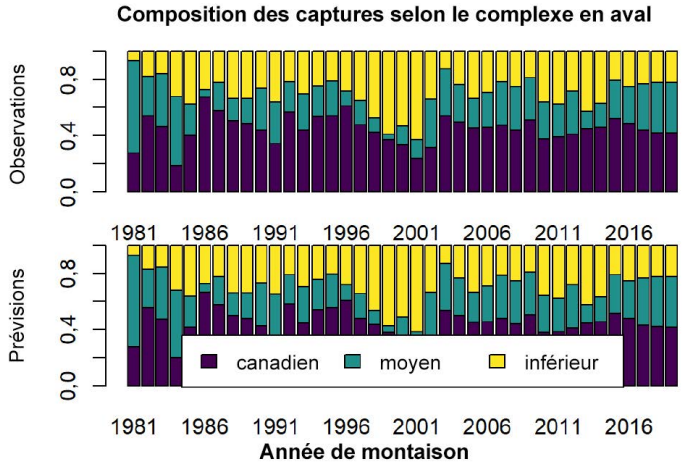

Figure C.9. Composition selon le complexe des captures effectuées en aval de la station Pilot d'après les observations (en haut) et les prévisions du modèle (en bas).

C.2. INTÉGRATION DES SOUS-MODÈLES AXÉS SUR LA RECONSTITUTION DE LA REMONTE ET LA RELATION GÉNITEURS-RECRUES

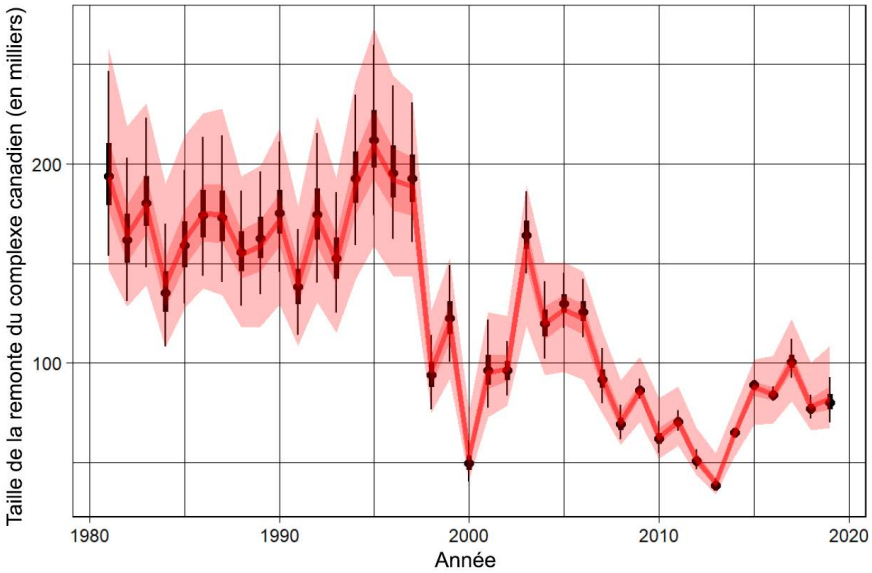

Figure C.10. Les estimations de la reconstitution de la remonte pour le complexe canadien sont en noir et les estimations de l'analyse géniteurs-recrues pour le complexe canadien sont en rouge. Les points noirs sont des médianes a posteriori de la reconstitution de la remonte, et la ligne rouge épaisse est la médiane a posteriori de la relation géniteurs-recrues. Les lignes minces et les limites extérieures rouges sont des intervalles de crédibilité à 95 %. Les lignes épaisses et les limites intérieures rouges sont des intervalles de crédibilité de 50 %.

C.3. PARAMÈTRES DU MODÈLE

Le tableau ci-dessous présente des statistiques sommaires pour un sous-ensemble de paramètres du modèle. Les paramètres décrits ailleurs dans le document, ainsi que les estimations annuelles de la taille de la remonte, des proportions associées aux complexes de stocks, etc., ne sont pas présentés ici.

Tableau C.1. Moyennes, médianes et intervalles de crédibilité a posteriori pour un sous-ensemble de paramètres du modèle non résumés ailleurs dans le présent document. Des estimations de la taille effective de l'échantillon et du facteur de réduction d'échelle potentielle ($\hat{R}$) pour les paramètres estimés par le modèle sont également présentées. La première colonne fournit la notation des paramètres telle qu'elle figure dans le texte principal, tandis que la deuxième colonne fournit la notation des paramètres telle qu'elle figure dans le code du modèle aux fins de référence.

Var	VarModelName	Moyenne	p2.5	Median	p97p5	n_{eff}	$\hat{R}$
σ^2_{RR-SRA}	sigma_can_run	0,08	0	0,07	0,23	220,2	1,01
D	D_scale	0,21	0,17	0,21	0,25	706,16	1,01
$K_{TincupAir}$	atinc	366,04	297,43	372,42	402,09	8 079,22	1
$K_{TatchunFoot}$	ftatc	272,19	199,11	269,62	359,97	6 266,38	1
$K_{LSalmonAir}$	alsal	99,92	79,1	99,22	124,67	5 774,11	1
$K_{BSalmonAir}$	absal	6,09	4,65	6,04	7,81	7 459,48	1
$K_{NisulAir}$	anstl	147,26	116,79	146,26	183,62	6 355,8	1
$K_{RossAir}$	aross	150,33	94,55	146,53	225,26	6 905,41	1
$K_{GisasaAir}$	agisa	2,99	2,25	2,96	3,89	8 387,1	1
$K_{AnvikAir}$	aanvk	36,53	28,96	36,29	45,51	7 173,59	1
$K_{AndreAir}$	aandr	2,83	2,12	2,81	3,66	8 618,36	1
$K_{WolfAir}$	awolf	332,88	269,8	332,64	394,02	5 810,89	1
$K_{TakhiniAir}$	atakh	188,77	120,03	184,08	284,26	6 824,06	1
$K_{TozitnaAir}$	atoz	3,9	2,47	3,81	5,85	8 570,25	1
$K_{ChenaAir}$	achen	4,31	3,29	4,27	5,55	7 642,14	1
$K_{SalchaAir}$	asalc	3,37	2,57	3,34	4,36	7 884,56	1
$K_{NulatoAir}$	anult	1,22	1,01	1,19	1,64	8170,7	1
$K_{TozitnaWeir}$	wtoz	58,74	42,66	57,92	79,24	8 928,03	1
$K_{BlindWeir}$	wblnd	99,45	87,35	99,29	112,14	7 444,22	1
$K_{BSalmonSonar}$	sbsal	9,69	8,4	9,67	11,13	8 255,24	1
$K_{WhiteDam}$	dwhte	54,15	44,73	53,92	64,75	5 884,31	1
$K_{GisasaAir}$	wgisa	26,82	21,72	26,72	32,64	7 638,27	1
$K_{AndreWeir}$	wandr	9,33	7,65	9,28	11,34	8 783,26	1
$K_{NulatoTower}$	tnult	32,11	23,72	32,18	40,49	7 377,57	1
p_N	nultp	0,54	0,47	0,54	0,6	7 106,29	1
p_E	andrep	0,55	0,48	0,55	0,61	7 851,53	1
$\sigma_{add,s=l,m,j=weir,sonar}$	rtower	0,44	0,37	0,43	0,51	7 428,22	1

Var	VarModelName	Moyenne	p2.5	Median	p97p5	n_{eff}	$\hat{R}$
$\sigma_{add,s=l,m,j=aerial}$	raerial	0,41	0,34	0,41	0,48	7 902,01	1
$\sigma_{add,s=c,j=aerial}$	rcanair	0,48	0,42	0,48	0,55	7 541,54	1
$\sigma_{add,s=c,j=weir}$	rcang	0,21	0,12	0,21	0,32	4 427,62	1
$\sigma_{add,s=c,l=b,j=fishwheel}$	rfwmr[1]	0,14	0	0,15	0,29	2 392,69	1
$\sigma_{add,s=c,l=b,j=fishwheel}$	rfwmr[2]	0,03	0	0	0,27	8 195,2	1
$\sigma_{add,pl,j=sonar,early}$	rspilt[1]	0,03	0	0	0,23	8 836,87	1
$\sigma_{add,pl,j=sonar,mid}$	rspilt[2]	0,1	0	0,06	0,42	4 888,65	1
$\sigma_{add,pl,j=mr,early}$	rspilt[3]	0,55	0	0,36	2,2	9 228,09	1
$\sigma_{add,pl,j=mr,late}$	rspilt[4]	0,01	0	0	0,1	9 746,13	1
$q_{pl,early}$	qplt[1]	0,49	0,41	0,49	0,58	7 831,19	1
$q_{pl,mid}$	qplt[2]	0,63	0,51	0,63	0,77	6 965,79	1
$q_{pl,late}$	qplt[3]	0,25	0	0,01	2,02	5 983,91	1

C.4. VÉRIFICATION DE LA SENSIBILITÉ SELON UNE APPROCHE UN CONTRE TOUS

Nous avons vérifié l'influence de chaque projet d'évaluation d'un affluent contributif, ainsi que du projet de marquage-recapture au filet rotatif à la frontière, sur l'estimation des échappées au Canada en abandonnant chaque projet à tour de rôle, en reproduisant la reconstitution de la remonte et en comparant les estimations résultantes. Nous avons calculé l'écart type entre les modèles complets et réduits dans chaque cas en utilisant les estimations médianes des échappées prévues. Les projets ayant une plus grande influence sur les estimations des échappées au Canada devraient avoir un écart-type plus élevé. Les projets sont présentés en ordre spatial, de la partie la plus en aval (cours inférieur du fleuve Yukon, rivière Andreafsky) à la partie la plus en amont (Canada, passe migratoire de Whitehorse).

C.4.1. Cours inférieur du fleuve Yukon

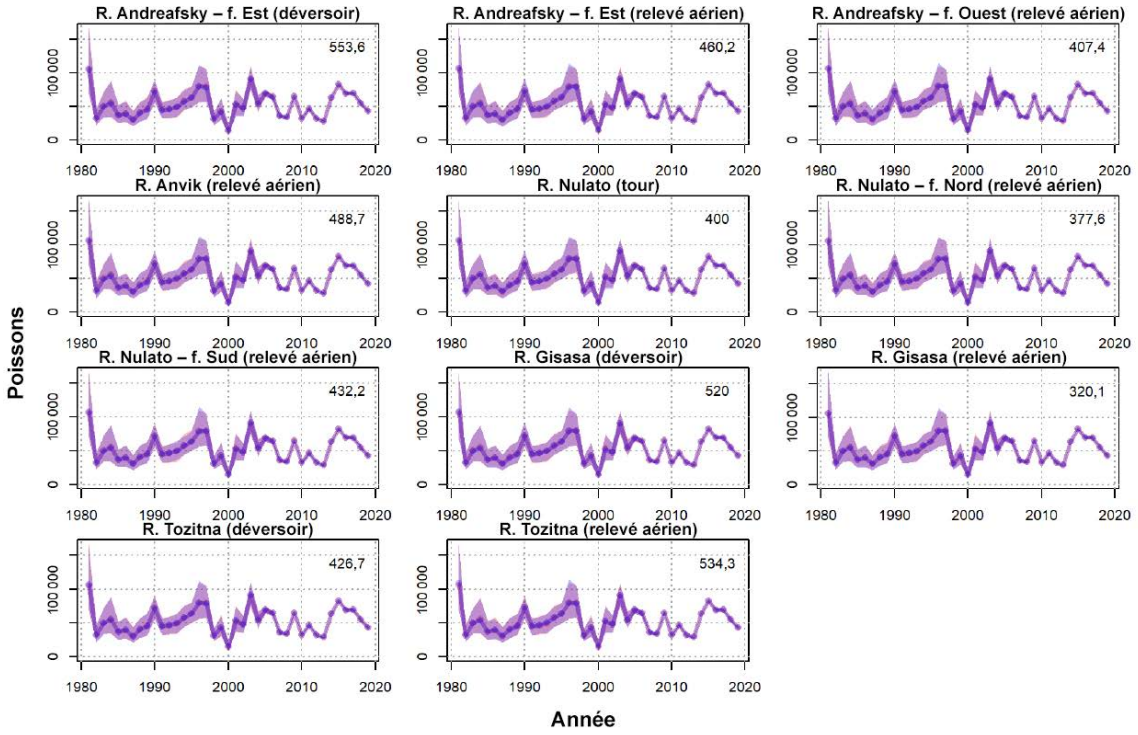

Figure C.11. Estimations des échappées du complexe canadien en utilisant tous les projets (rouge) et en rejetant chaque projet du cours inférieur du fleuve Yukon à tour de rôle à partir de la reconstitution de la remonte (bleu). Les zones de chevauchement sont mauves. Les points sont les estimations médianes a posteriori de la taille de la remonte, et les zones ombrées représentent un IC de 95 %. L'écart-type normalisé entre les modèles complets et réduits qui retirent chaque projet à tour de rôle se trouve dans le coin supérieur droit.

C.4.2. Cours moyen du fleuve Yukon

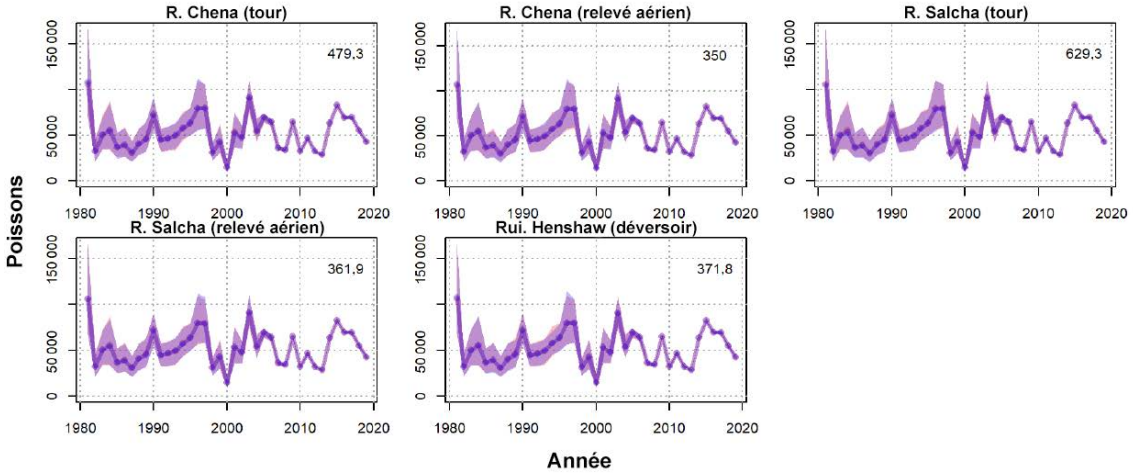

Figure C.12. Estimations des échappées du complexe canadien en utilisant tous les projets (rouge) et en rejetant chaque projet du cours moyen du fleuve Yukon à tour de rôle à partir de la reconstitution de la remonte (bleu). Les zones de chevauchement sont mauves. Les points sont les estimations médianes a posteriori de la taille de la remonte, et les zones ombrées représentent un IC de 95 %. L'écart-type normalisé entre les modèles complets et réduits qui retirent chaque projet à tour de rôle se trouve dans le coin supérieur droit.

C.4.3. Canada

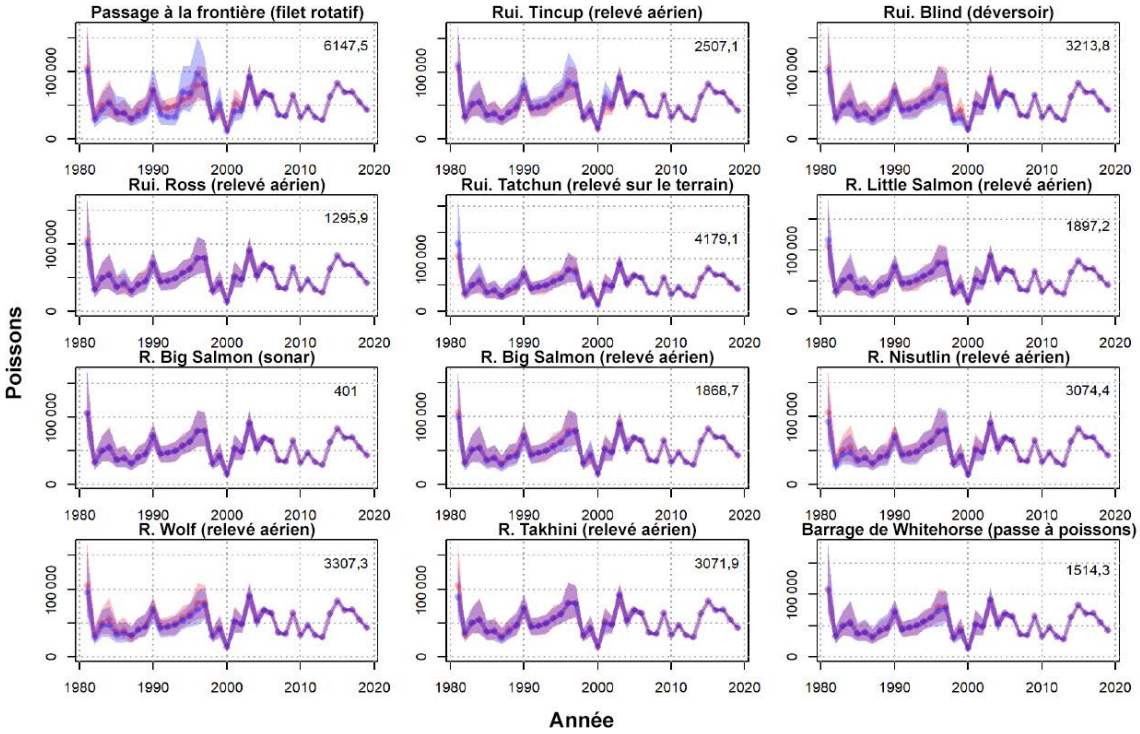

Figure C.13. Estimations des échappées du complexe canadien en utilisant tous les projets (rouge) et en rejetant chaque projet de la portion canadienne du fleuve Yukon à tour de rôle à partir de la reconstitution de la remonte (bleu). Les zones de chevauchement sont mauves. Les points sont les estimations médianes a posteriori de la taille de la remonte, et les zones ombrées représentent un IC de 95 %. L'écart-type normalisé entre les modèles complets et réduits qui retirent chaque projet à tour de rôle se trouve dans le coin supérieur droit.

C.5. DISTRIBUTIONS A PRIORI ET A POSTERIORI DES PARAMÈTRES DU SOUS-MODÈLE AXÉ SUR LA RECONSTITUTION DE LA REMONTE

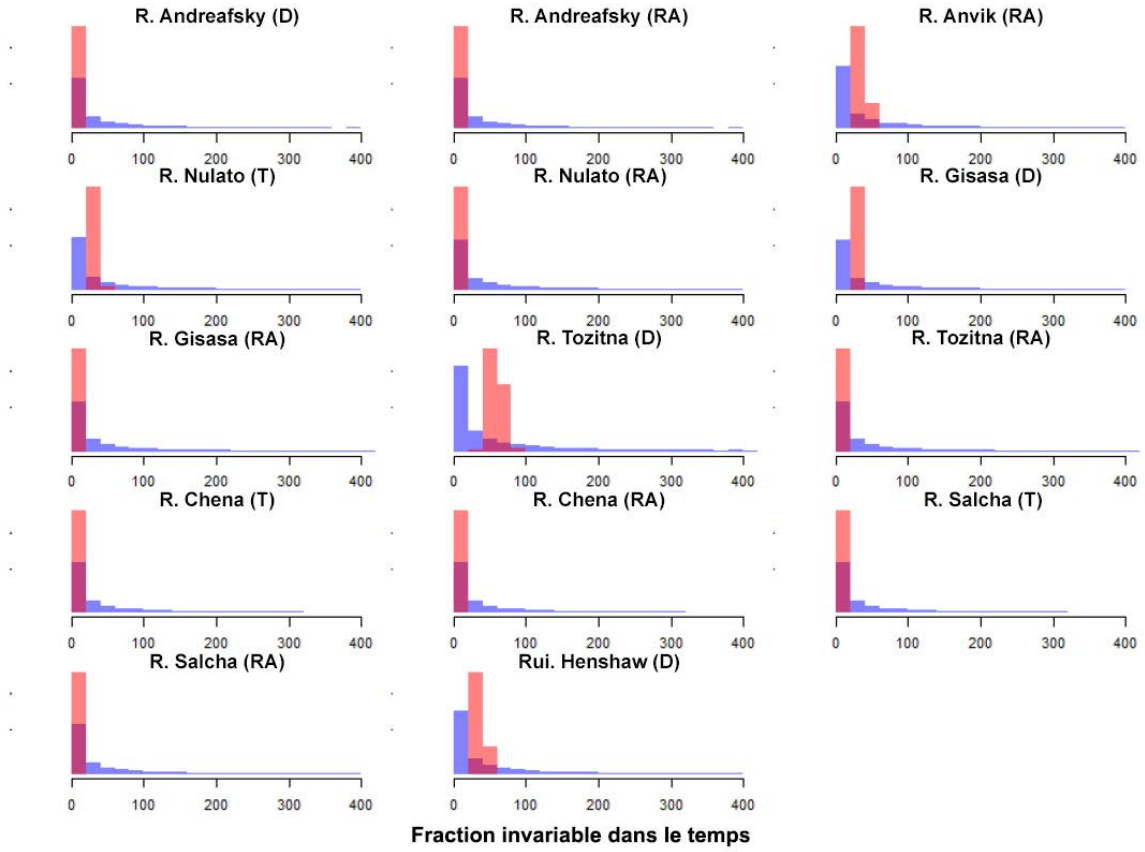

Figure C.14. Distributions a priori (bleues) et a posteriori (rouges) de la fraction invariable dans le temps des échappées totales qui est propre à un complexe dans l'affluent i, K_i, pour les indices dans les cours inférieur et moyen du fleuve Yukon. Valeurs des paramètres présentées sur l'échelle réelle, potentialisées à partir de l'échelle logarithmique utilisée dans les spécifications antérieures. D = déversoir, RA = relevé aérien et T = tour.

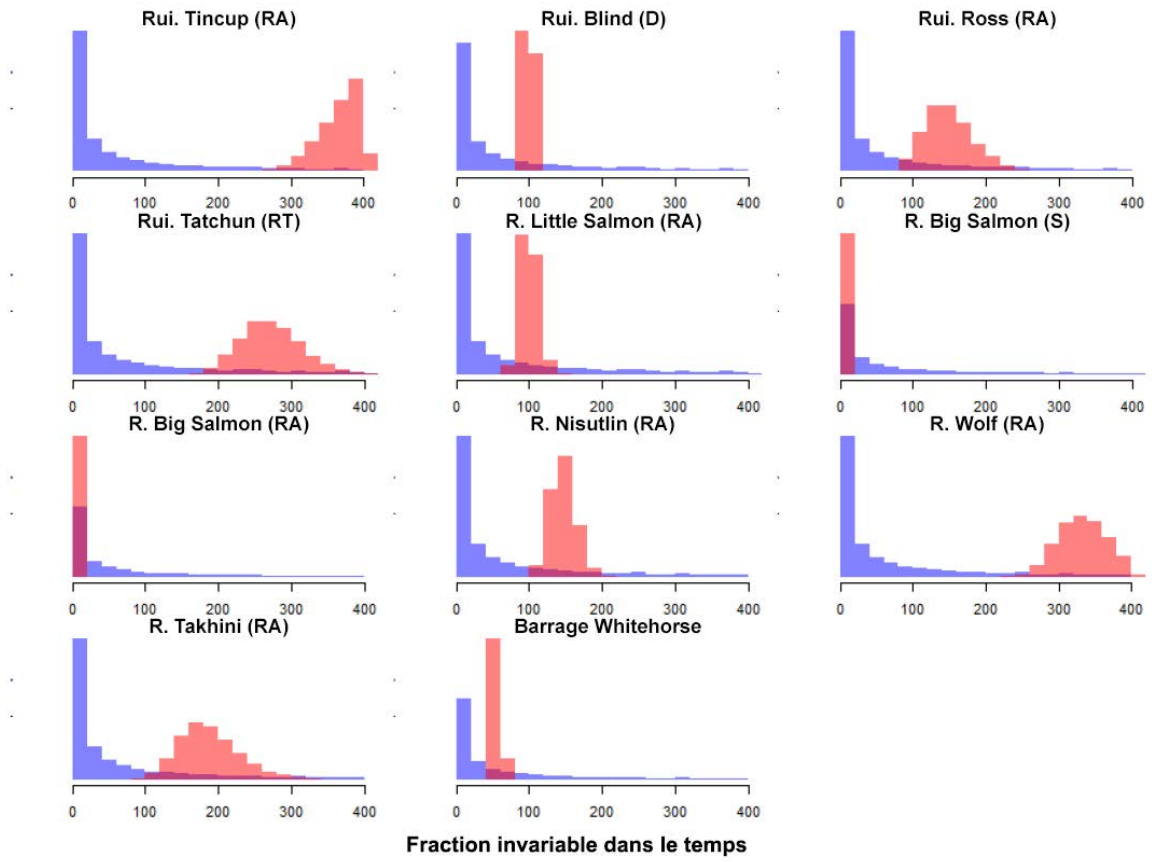

Figure C.15. Distributions a priori (bleues) et a posteriori (rouges) de la fraction invariable dans le temps des échappées totales qui est propre à un complexe dans l'affluent i, K_i, pour les indices dans la partie canadienne du fleuve Yukon. Valeurs des paramètres présentées sur l'échelle réelle, potentialisées à partir de l'échelle logarithmique utilisée dans les spécifications antérieures. D = déversoir, RA = relevé aérien, S = sonar et RT = relevé sur le terrain.

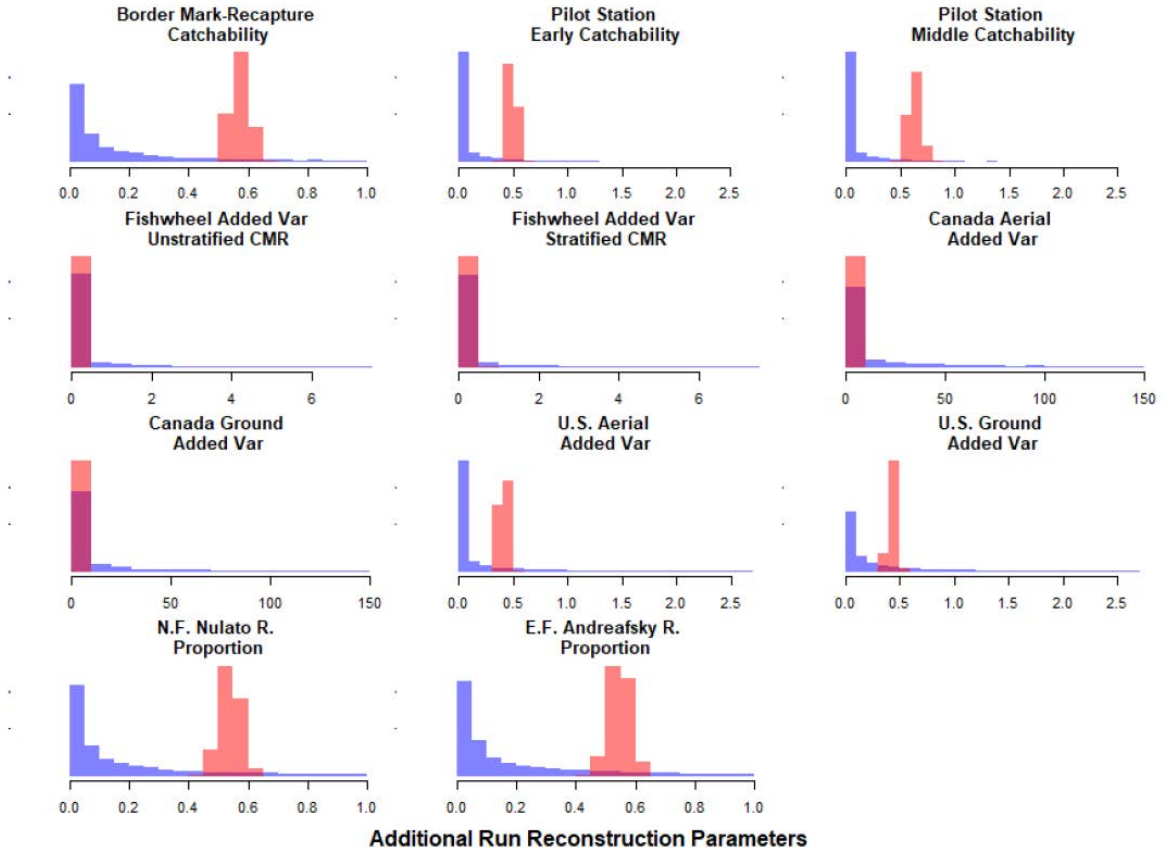

Figure C.16. Distributions a priori (bleues) et a posteriori (rouges) des paramètres estimés de reconstitution de la remonte qui ne figurent pas aux figures C15 et C16. Il convient de noter que l'axe des x varie selon l'échelle du paramètre. Valeurs des paramètres présentées sur l'échelle réelle, potentialisées à partir de l'échelle logarithmique utilisée dans les spécifications antérieures. D'autres descriptions et spécifications antérieures pour chaque paramètre se trouvent au tableau 2 du texte principal.

ANNEXE D. RÉSULTATS DU SOUS-MODÈLE AXÉ SUR LA RECONSTITUTION DE LA REMONTE

Tableau D.1. Estimations (médianes) d'après le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte concernant la taille totale de la remonte, les échappées, les captures et le taux de capture (%) par année pour le complexe canadien.

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
1981	193 880	104 596	88 067	46
1982	161 653	35 668	125 773	78
1983	180 775	54 387	125 973	70
1984	135 294	65 716	68 931	51
1985	159 025	39 872	118 818	75
1986	174 082	48 906	124 129	72
1987	173 796	32 740	140 783	81
1988	155 564	44 865	110 107	71
1989	163 003	56 424	105 962	65
1990	175 405	83 297	91 322	52
1991	138 371	48 978	88 732	64
1992	174 092	42 487	130 686	76
1993	152 719	49 535	102 268	67
1994	192 562	66 113	125 523	65
1995	210 026	68 185	141 633	68
1996	195 526	79 845	114 125	59
1997	192 621	78 844	113 247	59
1998	93 577	32 644	60 623	65
1999	121 721	45 919	75 305	62
2000	50 260	17 055	32 834	66
2001	100 162	66 072	33 722	34
2002	98 020	54 312	43 312	44
2003	163 181	92 871	69 967	43
2004	120 883	57 830	62 744	52
2005	128 745	69 692	59 346	46
2006	124 409	64 491	60 119	48
2007	91 368	36 182	55 359	61
2008	66 585	34 190	32 459	49
2009	86 967	65 071	21 979	25
2010	61 466	32 326	29 191	47
2011	71 061	47 023	24 171	34
2012	50 104	32 406	17 755	35
2013	37 925	28 524	9 433	25

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
2014	65 105	63 370	1 714	3
2015	88 837	82 695	6 133	7
2016	83 828	69 219	14 663	17
2017	96 893	69 572	27 414	28
2018	76 909	54 929	22 057	29
2019	72 405	42 507	29 999	41

Tableau D.2. Estimations (médianes) d'après le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte concernant la taille totale de la remonte, les échappées, les captures et le taux de capture (%) par année pour le complexe du cours inférieur du fleuve Yukon.

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
1981	63 185	49 592	12 771	20
1982	68 465	38 832	28 742	43
1983	73 445	41 413	30 986	43
1984	116 790	65 421	49 556	43
1985	136 478	69 076	65 843	49
1986	145 082	108 402	35 632	25
1987	107 197	70 282	35 886	34
1988	103 978	64 384	38 459	37
1989	86 464	40 511	44 872	53
1990	120 766	84 453	35 385	29
1991	137 012	82 305	53 857	40
1992	68 656	33 192	34 646	51
1993	169 261	125 319	43 015	26
1994	142 238	101 813	39 466	28
1995	110 418	71 644	37 977	35
1996	72 377	36 029	35 619	50
1997	144 871	89 674	53 722	37
1998	90 709	50 334	39 500	44
1999	122 217	61 129	60 007	49
2000	53 240	32 978	19 838	38
2001	101 236	79 950	21 179	21
2002	91 682	74 512	16 809	18
2003	131 966	123 040	8 639	7
2004	106 654	82 798	23 442	22
2005	95 147	74 627	20 129	21
2006	91 475	70 748	20 213	22
2007	78 913	64 547	13 870	18
2008	70 368	59 613	10 547	15
2009	84 522	79 676	4 728	6
2010	48 060	36 471	11 317	24
2011	75 433	68 405	6 818	9
2012	43 487	38 626	4 761	11
2013	36 942	35 044	1 855	5
2014	65 265	64 153	1 087	2
2015	66 010	64 614	1 337	2

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
2016	47 760	44 160	3 512	7
2017	48 000	43 677	4 161	9
2018	47 244	43 968	3 259	7
2019	65 212	61 344	3 700	6

Tableau D.3. Estimations (médianes) d'après le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte concernant la taille totale de la remonte, les échappées, les captures et le taux de capture (%) par année pour le complexe du cours moyen du fleuve Yukon.

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
1981	136 952	17 383	118 356	87
1982	92 625	41 663	49 699	54
1983	125 174	43 868	79 406	65
1984	92 345	14 267	77 162	84
1985	96 162	41 995	52 728	56
1986	72 158	54 203	17 529	24
1987	74 904	30 775	43 299	58
1988	58 329	29 673	28 075	49
1989	51 813	22 269	28 875	57
1990	88 105	43 638	43 668	50
1991	71 561	22 901	47 918	68
1992	73 661	28 160	44 635	61
1993	108 720	58 816	48 952	45
1994	123 248	76 740	45 533	37
1995	130 627	74 610	54 665	42
1996	62 841	44 098	18195	29
1997	116 668	81 349	34378	30
1998	45 529	24 234	20762	46
1999	56 358	46 273	9 691	17
2000	21 857	14 167	7 447	34
2001	61 306	50 395	10 583	17
2002	55 505	30 759	24 468	44
2003	76 884	44 156	32 287	42
2004	78 529	49 459	28 505	37
2005	68 490	42 549	25 654	38
2006	61 380	27 072	33 815	56
2007	57 087	23 739	33 080	58
2008	37 214	20 633	16 447	44
2009	64 227	51 552	12 642	20
2010	43 239	23 107	19 897	46
2011	47 121	33 677	13 204	28
2012	33 473	20 981	12 227	37
2013	17 342	14 264	2 991	17
2014	44 148	43 177	959	2
2015	49 166	46 057	3 026	6

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
2016	47 394	39 545	7 735	16
2017	66 173	48 923	16 883	26
2018	49 163	38 731	10 294	21
2019	36 385	23 304	12 852	35

Tableau D.4. Estimations (médianes) d'après le sous-modèle axé sur la reconstitution de la remonte concernant la taille totale de la remonte, les échappées, les captures et le taux de capture (%) par année pour tous les complexes de stocks combinés.

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
1981	399 495	175 524	220 350	56
1982	325 669	118 804	205 006	63
1983	381 442	142 073	237 709	63
1984	348 386	148 518	196 595	57
1985	394 213	153 453	238 595	61
1986	394 372	214 449	178 199	45
1987	357 366	135 244	221 062	62
1988	319 378	140 779	177 402	56
1989	302 826	120 742	180 537	60
1990	386 517	214 047	170 879	44
1991	348 405	155 297	191 199	55
1992	317 140	105 270	210 773	67
1993	432 955	235 696	194 825	45
1994	461 823	247 845	211 437	46
1995	453 129	216 098	235 380	52
1996	332 794	162 501	168 584	51
1997	456 678	252 178	202 179	44
1998	230 764	108 574	121 357	53
1999	301 796	155 580	145 522	48
2000	126 121	65 270	60 399	48
2001	265 019	198 436	65 840	25
2002	245 504	159 962	84 837	35
2003	372 559	260 547	111 390	30
2004	307 090	191 445	115 225	38
2005	293 006	187 027	105 370	36
2006	277 643	162 554	114 564	41
2007	227 864	124 680	102 624	45
2008	174 480	114 533	59 644	34
2009	236 280	196 620	39 546	17
2010	153 121	92 039	60 689	40
2011	194 058	149 122	44 456	23
2012	127 392	92 256	34 911	27
2013	92 413	77 996	14 334	16
2014	174 916	171 056	3 782	2
2015	204 423	193 908	10 538	5

Année	Taille de la remonte	Échappées	Récolte	Taux de capture (%)
2016	179 382	153 083	26 002	15
2017	211 669	162 382	48 682	23
2018	173 838	137 790	35 754	21
2019	174 708	127 429	46 707	27

ANNEXE E. AJUSTEMENTS DU MODÈLE AUX CAPTURES AMÉRICAINES ET À LA MORTALITÉ POTENTIELLE PENDANT LA MONTAISON

Notre sous-modèle axé sur la reconstitution de la remontes fournit un cadre pratique pour équilibrer les estimations de l'abondance tirées de projets multiples et produire une seule estimation de la taille de la remonte du complexe canadien qui tente de rectifier ce qui pourrait autrement être considéré comme des sources d'information contradictoires. Par exemple, les ajustements du modèle 2019 ont fourni une occasion unique d'évaluer la performance du modèle lorsque l'information sur la taille de la remonte du complexe canadien provenant de trois projets d'évaluation différents, qui ont tous une grande influence dans le modèle, n'était pas bien harmonisée. S'il était possible de rendre parfaitement compte du complexe canadien à mesure qu'il progresse vers l'amont, l'estimation tirée du sonar à Eagle serait exactement égale à l'estimation tirée du sonar à la station Pilot moins les captures effectuées entre les deux endroits. En 2019, l'estimation du passage du complexe canadien par le programme de sonar à Eagle était nettement plus petite que ce à quoi l'on s'attendait d'après l'information provenant du programme de sonar à la station Pilot après la prise en compte des saumons canadiens capturés aux États-Unis. En apparence, la comparaison des estimations ponctuelles de chacun de ces trois projets d'évaluation suggérait que plus de 33 000 poissons étaient " manquants ". De nombreuses explications concernant les poissons " manquants " pouvaient être formulées, mais rien n'indiquait que le sonar à la station Pilot ou le programme connexe d'IGS surestimait le passage du complexe canadien, que le nombre de saumons canadiens capturés aux États-Unis était sous-déclaré ou que le projet de sonar à Eagle sous-estimait le passage des saumons chinooks.

L'une des principales hypothèses pour expliquer l'écart apparent entre les estimations de la taille du complexe canadien au-delà de la station Pilot et du sonar à Eagle était que des poissons étaient morts en cours de route en raison du stress thermique (JTC 2020). Un stress thermique a été documenté chez le saumon chinook du fleuve Yukon lorsque la température de l'eau pendant la montaison à des fins de reproduction dépasse 18 °C (Biela *et al.* 2020). En 2019, une période sans précédent et soutenue de températures de l'eau supérieures à 18 °C a eu lieu dans tout le cours principal du fleuve Yukon, y compris une période plus courte dépassant la limite thermique supérieure suggérée pour la montaison du saumon chinook 21 °C, McCullough 1999). Les deux périodes de température élevée de l'eau chevauchaient le moment de la montaison du saumon chinook – bien qu'à divers degrés. De faibles nombres de mortalités de saumon chinook en montaison, mais avant la fraie, ont été signalés par des résidents le long du cours principal du fleuve Yukon en 2019 (Biela *et al.* In press). Les rapports opportunistes relativement peu nombreux sur les mortalités de saumon chinook en montaison ont probablement sous-représenté l'incidence des températures élevées de l'eau sur la réussite de la montaison du complexe canadien en 2019. Néanmoins, l'attribution de la totalité des 33 000 poissons manquants à la mortalité pendant la montaison en 2019 est précaire. Une autre hypothèse est que les poissons " manquants " s'expliquent mieux par une combinaison de facteurs qui tiennent compte de l'incertitude liée à l'estimation tirée des sonars et des captures en plus d'une mortalité naturelle élevée en cours de route, possiblement causée par le stress thermique.

Le modèle correspond aux données disponibles en 2019 comme prévu. L'ajustement des données observées en 2019 suggère que le sonar à Eagle estimait exactement le passage du complexe canadien, que le sonar à la station Pilot surestimait légèrement le passage du saumon chinook et qu'un plus grand nombre de poissons avaient été perdus entre les sites de sonar que ce qui peut être expliqué par les captures américaines à elles seules (figure E.1). Comparativement au sonar à Eagle, les programmes d'évaluation par sonar à la station Pilot/IGS et des captures

aux États-Unis sont beaucoup plus compliqués, ce qui entraîne un degré plus élevé d'incertitude des données (c.–à–d. moins précises). Le modèle " mal adapté " aux données du sonar de la station Pilot en 2019 se situait dans la fourchette de ce qui avait été observé depuis 2002, et nous considérons que le degré de surestimation par le sonar de la station Pilot est raisonnable compte tenu du degré d'incertitude des données associé à ce projet. En apparence, le modèle " mal adapté " à l'estimation des captures américaines en amont laisse supposer que les captures américaines ont été sous-déclarées en 2019 ; toutefois, nous ne croyons pas que cette interprétation soit exacte. Le programme d'estimation des captures américaines est jugé robuste sur le plan statistique, et son exactitude a été confirmée par plusieurs études indépendantes exhaustives sur les captures menées à l'échelle communautaire (p. ex., Brown et Deena 2019). Nous croyons plutôt que la différence entre les captures américaines déclarées et estimées par le modèle est attribuable à la mortalité en cours de route non prise en compte (probablement en raison du stress thermique). La structure actuelle du modèle attribue tous les poissons " retirés " du réseau aux pêches. Toutefois, à l'avenir, le modèle pourrait être révisé afin d'estimer séparément la mortalité attribuable aux pêches et la mortalité naturelle pendant la montaison.

Les ajustements du modèle de 2017 ont affiché une tendance semblable à celle observée en 2019, bien que l'ampleur des mauvais ajustements soit plus faible. Selon le modèle, le sonar de la station Pilot surestimait le passage du saumon chinook. Les opérations du sonar de 2017 se sont bien déroulées, sans problème connu, et le degré de surestimation se situait dans les limites de ce qui est raisonnable pour ce projet. Le modèle suggère que plus de poissons ont été " retirés " du réseau en amont du sonar de la station Pilot que ce qui peut être expliqué par les captures américaines à elles seules. L'évaluation des captures aux États-Unis en 2017 n'a posé aucun problème connu, ni aucun signe de sous-déclaration systématique. Des températures élevées de l'eau ont été enregistrées en 2017, mais des températures supérieures à 18 °C dans le cours inférieur du fleuve Yukon ont été largement associées à la partie ultérieure de la montaison du saumon chinook. Il y a eu une mortalité en cours de route attribuable à une maladie certaines années, mais rien ne prouve que la prévalence ou la gravité de la maladie était anormale en 2017. Une contribution plus élevée que la moyenne du saumon chinook de la rivière Porcupine au Canada pourrait également, en théorie, contribuer à une différence entre les estimations, mais l'année 2017 a été caractérisée par la contribution la plus faible des saumons de la rivière Porcupine au stock total du Canada fondée sur les six années (2014-2019) avec des données (Pestal *et al.* 2022). Par conséquent, contrairement à 2019, il n'y a pas d'explication claire pour le mauvais ajustement du modèle de 2017 aux données déclarées.

Le modèle fournit un cadre de rechange et amélioré pour quantifier l'ampleur des poissons " manquants " au cours d'une année donnée, contrairement à la simple comparaison des estimations ponctuelles des projets d'évaluation individuels. Cependant, nos hypothèses concernant l'exactitude et la précision des données de ces projets d'évaluation déterminent si ces poissons sont attribués à une surestimation par le sonar de la station Pilot ou à des captures non déclarées en amont de la station Pilot. Nous avons pris des décisions *a priori* concernant la fiabilité relative des données afin d'éclairer la taille de la remonte du complexe canadien, à la suite d'un examen approfondi des données (Pestal *et al.* 2022). Plus précisément, nous avons accordé un degré élevé de confiance à l'ensemble de données provenant du sonar à Eagle en nous fondant sur des CV de relevés relativement petits et sur les commentaires des organismes qui utilisent les données à des fins de gestion. Nous avons supposé que l'ensemble de données du sonar/IGS de la station Pilot était exact et sans biais dans les strates de 2002 à 2019 et n'incluait pas de terme de variance supplémentaire comme cela a été fait pour les strates antérieures, mais nous avons supposé que le sonar à Eagle était plus précis que celui de la station Pilot. Par conséquent,

les estimations du sonar à Eagle ont été jugées très informatives et elles ancrent le modèle, fournissant un contexte pour l'ajustement aux données moins précises de la station Pilot/IGS et des captures américaines. Nous avons fixé le CV du relevé pour les captures aux États-Unis à 20 %, ce qui était nettement plus élevé que les deux programmes de sonar, ce qui a permis aux captures en amont de la station Pilot d'absorber une grande partie des différences entre les estimations des sonars. L'ajustement du modèle aux données déclarées était largement conforme aux attentes et cadrait avec notre compréhension de l'exactitude et de la précision relatives associées aux ensembles de données très influents des sonars et des captures. Cette réalité souligne toutefois l'importance de prendre des décisions *a priori* prudentes concernant le traitement des données.

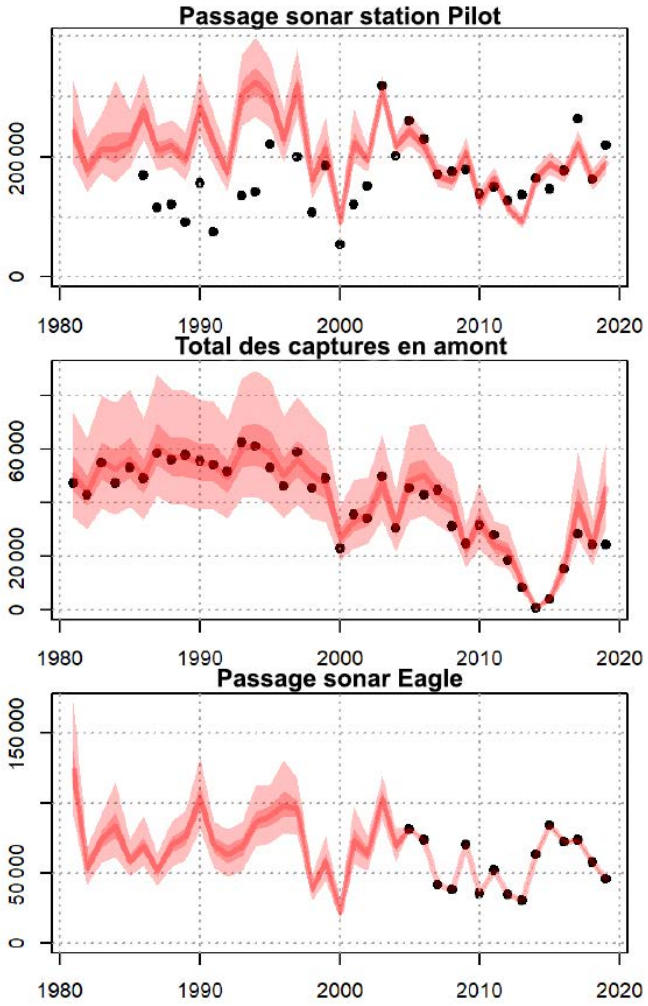

Figure E.1. Données observées (points noirs) et nombre de poissons estimé par le modèle (médiane avec intervalles de crédibilité de 50 % et 95 %) pour le sonar de la station Pilot, les captures en amont de la station Pilot et en aval de la station Eagle, et le sonar à Eagle.

ANNEXE F. ANALYSES DE SENSIBILITÉ

F.1. ANALYSE DE SENSIBILITÉ : CORRECTION DU BIAIS LOG-NORMAL

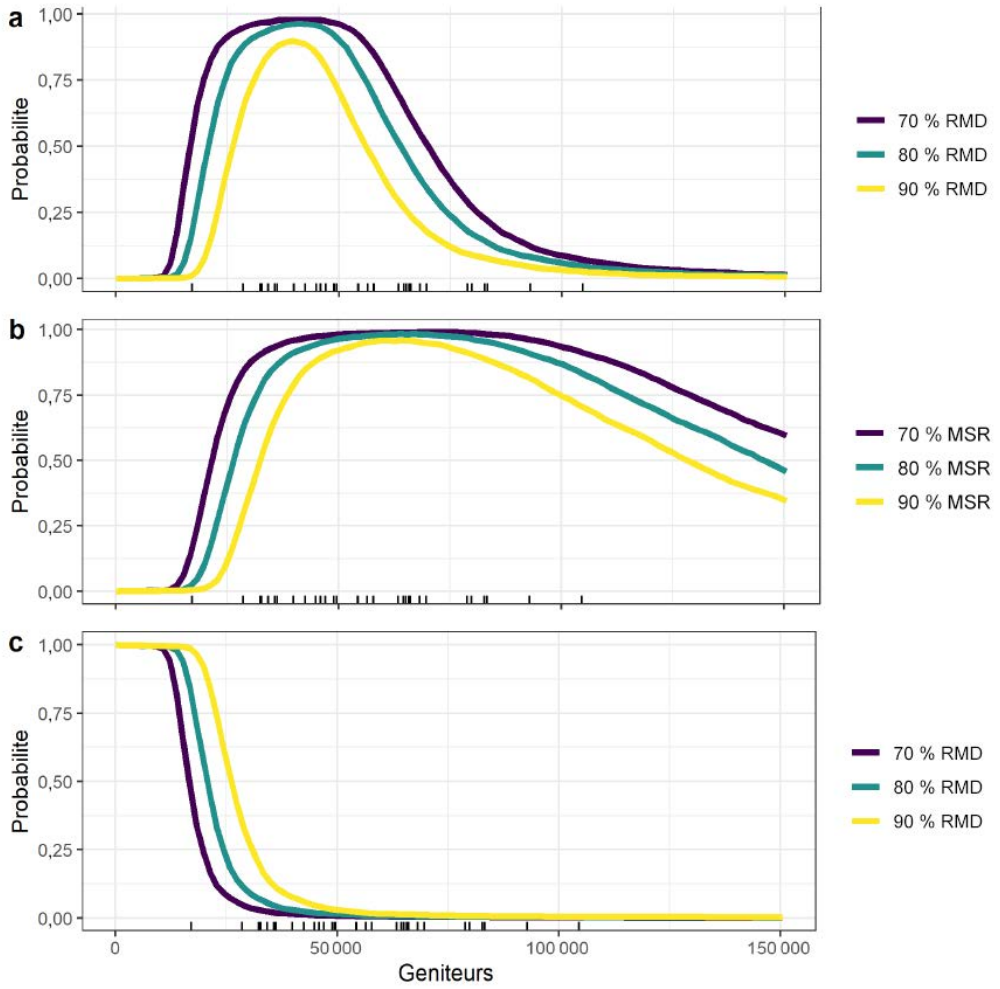

Figure F.1. Profils de probabilité de rendement, de recrutement et de " surpêche " optimaux sans l'application d'une correction de biais log-normaux (comparativement à la figure 8). (a) Profil de rendement optimal montrant la probabilité qu'une abondance des géniteurs donnée atteigne 70 %, 80 % ou 90 % du rendement maximal durable (RMD). (b) Profil de recrutement optimal montrant la probabilité qu'une abondance des géniteurs donnée atteigne 70 %, 80 % ou 90 % du recrutement maximal durable (S_{MSR}). Les échappées de géniteurs historiques sont indiquées le long de l'axe des x. (c) Le profil de surpêche, calculé comme 1 – P(SY > X% of RMD) à S < S_{RMD} , et 0 à S > S_{RMD} , montre la probabilité qu'à une abondance des géniteurs donnée, le rendement soutenu (SY) soit réduit à moins d'un pourcentage (70 %, 80 % ou 90 %) de RMD en fournissant trop peu de géniteurs.

Tableau F.1. Moyennes, médianes et intervalles de crédibilité a posteriori pour les points de référence biologiques pour lesquels aucune correction du biais log-normal n'a été appliquée (comparer avec le tableau 3). Sont également illustrées des estimations de la taille effective de l'échantillon (n_{eff}) et du facteur de réduction d'échelle potentielle ($\hat{R}$) pour les paramètres et les points de référence estimés par le modèle.

Variable	Moyenne	Median	p2,5	p97,5	n_{eff}	$\hat{R}$
$ln(\alpha)$	1,461	1,465	0,813	2,061	3924	1,0007
S_{EQ}	111 128	101 502	73 238	194 555	3 284	1,0008
S_{RMD}	44 620	40 501	27 997	81 664	3 144	1,0006
U_{RMD}	58 %	59 %	36 %	73 %	3 596	1,0003
U_{MSR}	34 %	37 %	-16 %	66 %		

F.2. ANALYSE DE SENSIBILITÉ : TAILLES EFFECTIVES DES ÉCHANTILLONS POUR LA COMPOSITION SELON L'ÂGE

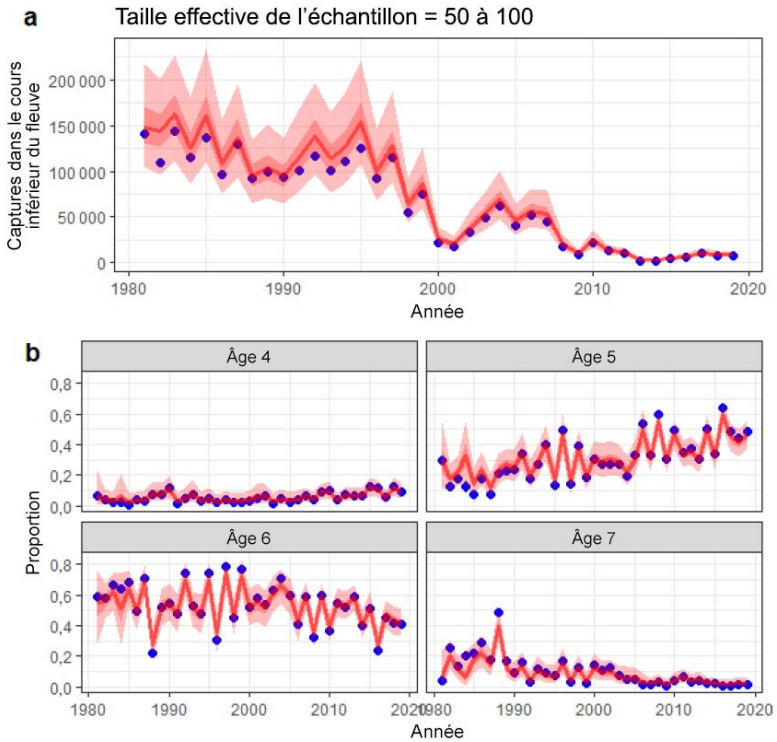

*Figure F.2. Ajustements du modèle en fonction des captures et de la composition selon l'âge en supposant une taille effective de l'échantillon du **modèle de base** de 50 avant 2007 et de 100 par la suite. a) Captures totales observées dans le cours inférieur du fleuve (points bleus) et prévues par le modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles). b) Composition selon l'âge observée (points bleus) et prévue par le modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles).*

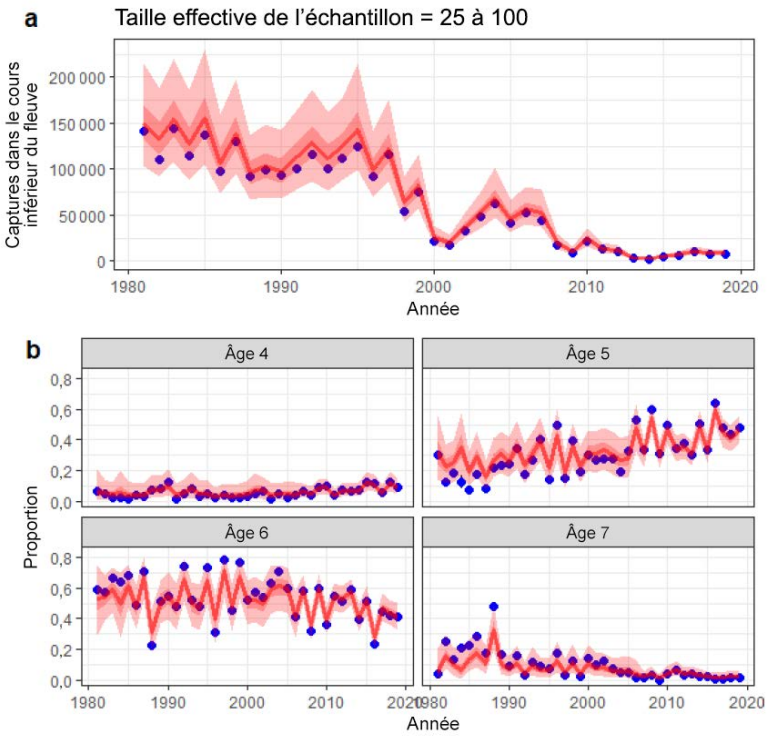

*Figure F.3. Ajustements du modèle en fonction des captures et de la composition selon l'âge en supposant une taille effective de l'échantillon de **25** avant 2007 et de **100** par la suite. a) Observations de la récolte totale du cours inférieur du fleuve (points bleus) et prédictions du modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles). b) Composition observée selon l'âge (points bleus) et prédictions du modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles).*

Tableau F.2. Influence d'autres hypothèses sur la taille effective de l'échantillon pour la composition selon l'âge sur les estimations de S_{RMD}.

Scenario	Moyenne	Median	p2,5	p97,5
1	45 935	41 982	28 793	85 552
2	50 611	45 182	29 157	98 970
3	68 495	48 133	31 388	114 464
4	46 199	42 006	28 845	87 865

Tableau F.3. Influence d'autres hypothèses sur la taille effective de l'échantillon pour la composition selon l'âge sur les estimations de S_{MSR}.

Scenario	Moyenne	Median	p2,5	p97,5
1	76 055	67 637	39 135	165 395
2	87 077	76 118	39 532	203 812
3	133 892	84 083	45 453	219 293
4	77 163	67 298	38 332	170 696

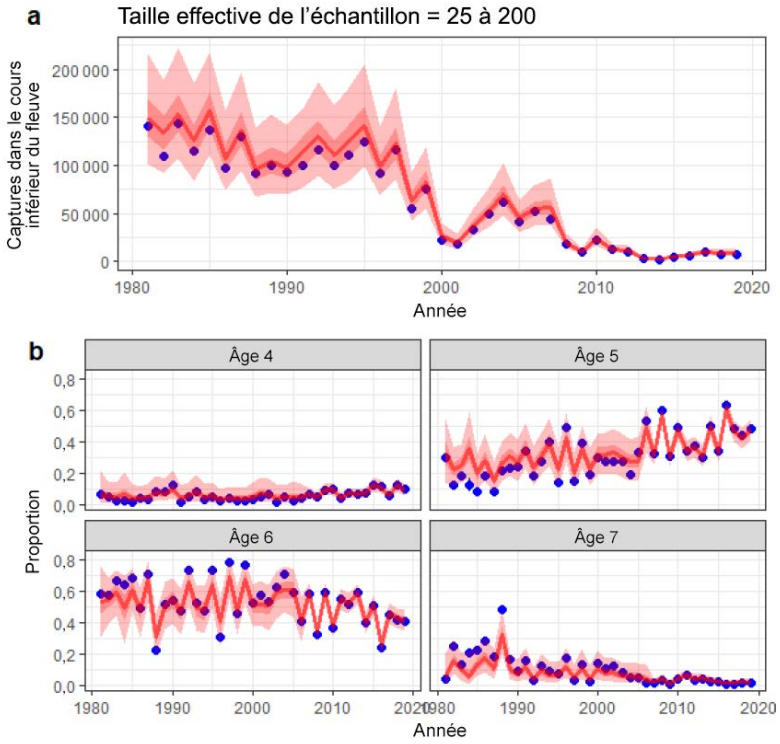

*Figure F.4. Ajustements du modèle en fonction de la récolte et de la composition selon l'âge en supposant une taille effective de l'échantillon de **25** avant 2007 et de **200** par la suite. a) Captures totales observées dans le cours inférieur du fleuve (points bleus) et prévues par le modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles). b) Composition selon l'âge observée (points bleus) et prévue par le modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles).*

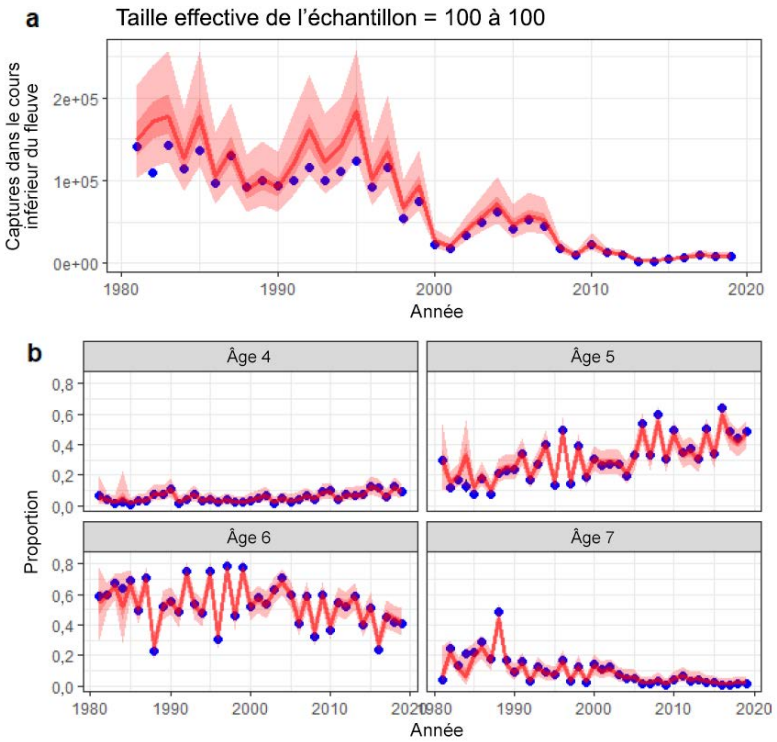

*Figure F.5. Ajustements du modèle en fonction des captures et de la composition selon l'âge en supposant une taille effective de l'échantillon de **100**. a) Captures totales observées dans le cours inférieur du fleuve (points bleus) et prévues par le modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles). b) Composition selon l'âge observée (points bleus) et prévue par le modèle (médiane, 50e et 97,5e quantiles).*

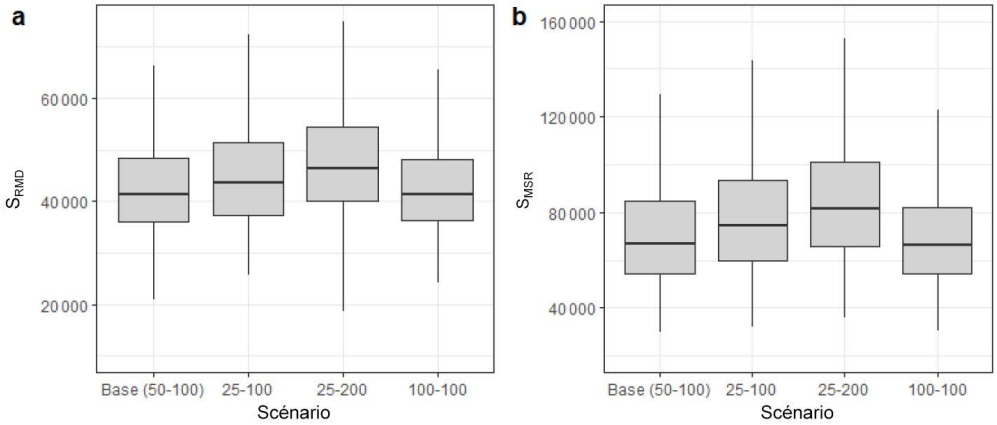

Figure F.6. Influence d'autres hypothèses sur la taille effective de l'échantillon pour la composition selon l'âge sur les estimations de (a) S_{RMD} et de (b) S_{MSR}. Les diagrammes présentent la médiane et les 25e et 75e quartiles avec des moustaches allant jusqu'à la valeur la plus basse ou la plus élevée jusqu'à 1,5 fois l'intervalle interquartile.

F.3. ANALYSE DE SENSIBILITÉ : TAILLES EFFECTIVES DES ÉCHANTILLONS POUR LA COMPOSITION SELON LE COMPLEXE

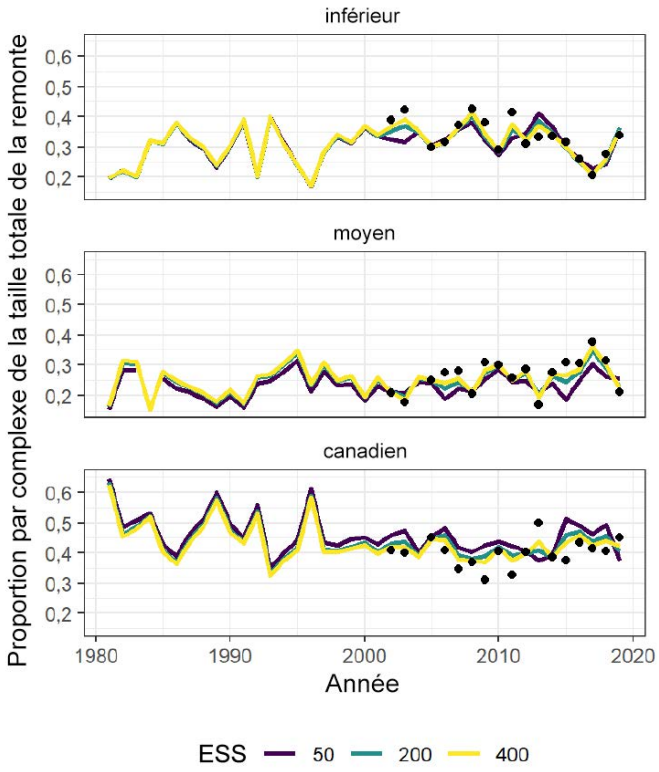

*Figure F.7. Ajustement du modèle à la composition selon le complexe observée (points noirs) en supposant une taille effective de l'échantillon de 50 (mauve), 200 (vert, modèle **de base**) et 400 (jaune).*

Tableau F.4. Erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE) pour les estimations de la composition du stock selon d'autres hypothèses de taille d'échantillon effective.

ESS	Lower	Middle	Canadian
50	0,146	0,202	0,187
200	0,089	0,107	0,119
400	0,061	0,07	0,083

Tableau F.5. Influence des hypothèses alternatives sur la composition du stock taille effective de l'échantillon sur les estimations de S_{RMD}.

ESS	Moyenne	Median	p2,5	p97,5
50	48 916	43 746	30 334	96 538
200	48 715	43 364	29 764	97 664
400	52 629	42 972	29 663	96 742

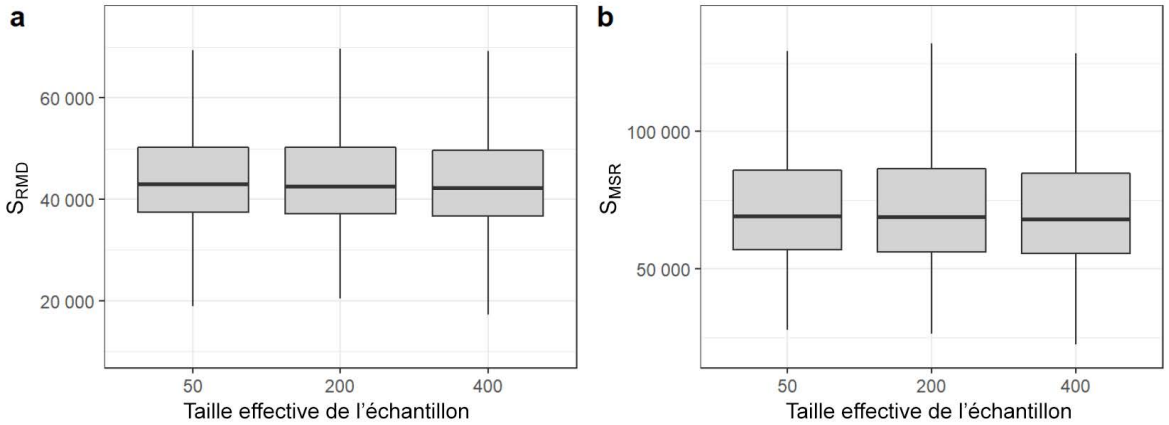

Figure F.8. Estimations de (a) S_{RMD} et (b) S_{MSR} sous d'autres hypothèses concernant la taille effective de l'échantillon de la composition selon le complexe. Les diagrammes présentent la médiane et les 25e et 75e quartiles avec des moustaches allant jusqu'à la valeur la plus basse ou la plus élevée jusqu'à 1,5 fois l'intervalle interquartile.

Tableau F.6. Influence d'autres hypothèses concernant la taille effective de l'échantillon pour la composition selon le complexe sur les estimations de S_{MSR}.

ESS	Moyenne	Median	p2,5	p97,5
50	83 383	71 133	41 491	188 866
200	83 088	70 834	40 638	192 642
400	93 267	69 856	40 508	193 335

F.4. ANALYSE DE SENSIBILITÉ : PONDÉRATION DES INDICES DE RECONSTITUTION DE LA REMONTE

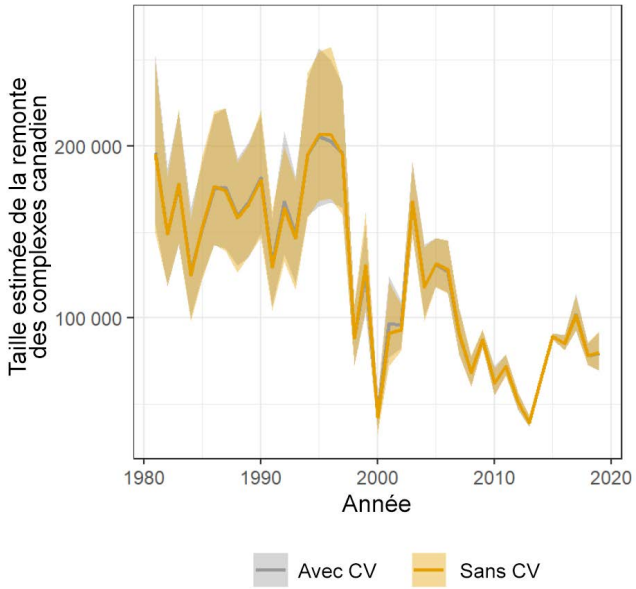

Figure F.9. Comparaison entre les tailles de la remonte du complexe canadien prévues par le modèle où les pondérations de l'indice (CV) ont été estimées par le modèle seulement (jaune) et où les pondérations ont été incluses comme données (gris) en plus de la dispersion estimée par le modèle. Les zones ombrées indiquent des intervalles de crédibilité de 95 %.

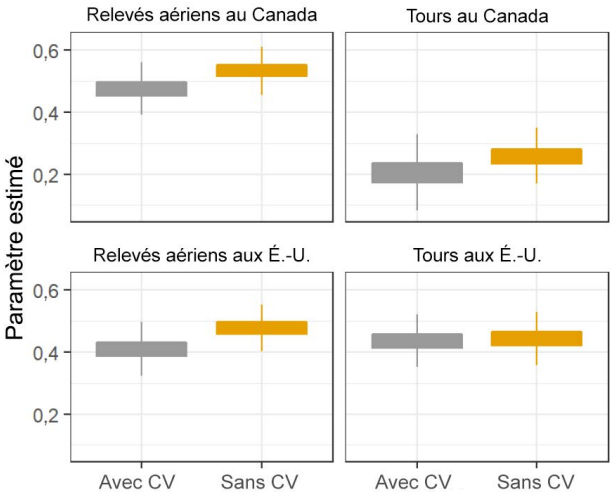

Figure F.10. Estimations des paramètres de dispersion où les pondérations de l'indice (CV) ont été estimées par le modèle seulement (jaune) et où les pondérations ont été incluses comme données (gris) en plus de la dispersion estimée par le modèle. Les paramètres des relevés aériens ont également été appliqués aux données des relevés sur le terrain et des passes à poissons. Les paramètres des relevés effectués à l'aide des tours s'appliquent également aux données tirées des déversoirs. Les diagrammes présentent la médiane et les 25e et 75e quartiles avec des moustaches allant jusqu'à la valeur la plus basse ou la plus élevée jusqu'à 1,5 fois l'intervalle interquartile.

Tableau F.7. Moyenne et écart-type des estimations des paramètres de dispersion sous d'autres spécifications du modèle où les pondérations de l'indice (CV) ont été estimées par le modèle seulement (sans CV) et où les pondérations ont été incluses comme données (avec CV) en plus de la dispersion estimée par le modèle. Les paramètres des relevés aériens ont également été appliqués aux données des relevés sur le terrain et des passes à poissons. Les paramètres des relevés effectués à l'aide des tours s'appliquent également aux données tirées des déversoirs.

	Avec CV		Sans CV	
Enquêtes	Moyenne	SD	Moyenne	SD
Antenne canadienne	0,475	0,034	0,535	0,030
Tour canadienne	0,205	0,049	0,259	0,039
Antenne américaine	0,409	0,034	0,478	0,030
Tour américaine	0,435	0,032	0,445	0,032

F.5. AUTRE FORME FONCTIONNELLE POUR LA RELATION GÉNITEURS-RECRUES

L'une des hypothèses centrales de l'analyse de la relation géniteurs-recrues est la forme fonctionnelle de la relation sous-jacente entre l'abondance des géniteurs et le recrutement qui en résulte. Le modèle de Ricker a été choisi comme base principale pour l'estimation des points de référence biologiques compte tenu de sa souplesse et de sa possibilité de tenir compte de la surcompensation, ainsi que de sa tendance générale à fournir des estimations plus défavorables au risque sur le plan biologique des points de référence, y compris S_{MSY}. Toutefois, on s'intéressait à comprendre la sensibilité de nos estimations des points de référence biologiques à d'autres hypothèses concernant la forme structurelle de la relation géniteurs-recrues, comme le modèle de recrutement des stocks de Beverton-Holt qui, contrairement au modèle de Ricker, affiche un comportement asymptotique à des niveaux élevés d'abondance des géniteurs. Nous avons donc révisé l'équation 29 pour :

$$ln(R_y) = ln(E_{y,s=c}) + ln(\alpha) - ln(1 + (\alpha/\beta)E_{y,s=c}) + \upsilon_y \tag{F.1}$$

où α est la productivité (taux de croissance intrinsèque), β est le recrutement à l'équilibre lorsque l'abondance des géniteurs se rapproche de l'infinité plutôt que l'ampleur de la dépendance à la densité des stocks comme dans l'équation 29 et υ est la variation interannuelle de la survie du stade de l'œuf jusqu'à l'âge adulte qui a été présumée corrélée au décalage de 1 (ϕ) au fil du temps (équation 30). Cette version du modèle de Beverton-Holt a été choisie parce que l'interprétation du paramètre α est conforme à celle du modèle de Ricker utilisé dans nos analyses de base et, par conséquent, la même distribution a priori (tableau F.8) pourrait être appliquée, ce qui permettrait une comparaison plus directe entre les paramètres du modèle. À tous les autres égards, la structure de cette formulation de Beverton-Holt du modèle intégré était conforme à la version de Ricker décrite à la section 2.3.

L'abondance des géniteurs devant maximiser le rendement durable à long terme dans des conditions d'équilibre (S_{RMD}) a été calculée comme suit :

$$S_{RMD} = \beta\sqrt{1/\alpha} - \beta/\alpha \tag{F.2}$$

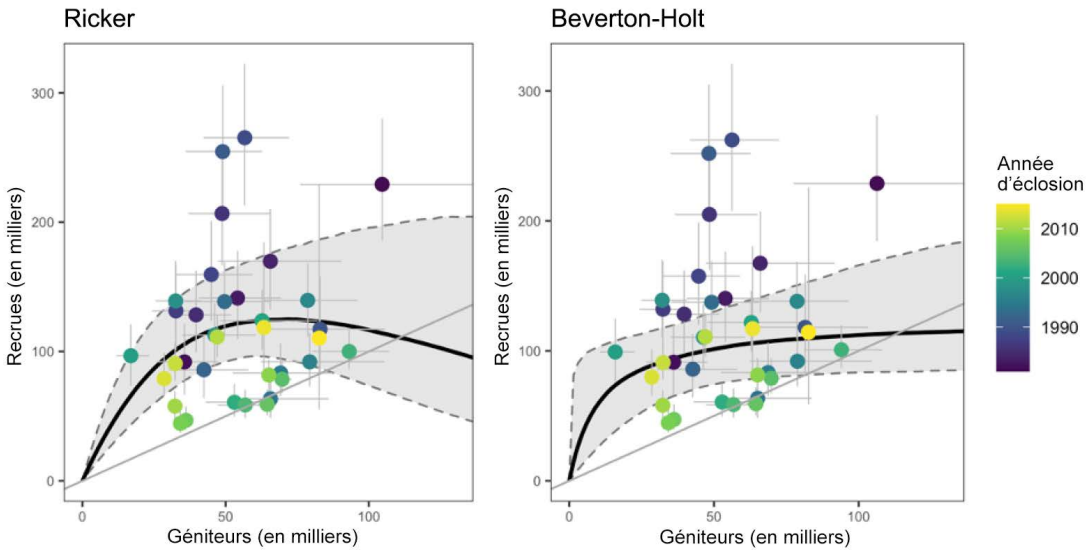

Figure F.11. Relation entre le recrutement et l'abondance des géniteurs du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne sous les modèles de Ricker et de Beverton-Holt. Les barres d'erreur et les bandes grises sont des intervalles de crédibilité de 90 %, et l'épaisse ligne noire est la relation attendue pour chaque forme du modèle de stock-recrutement.

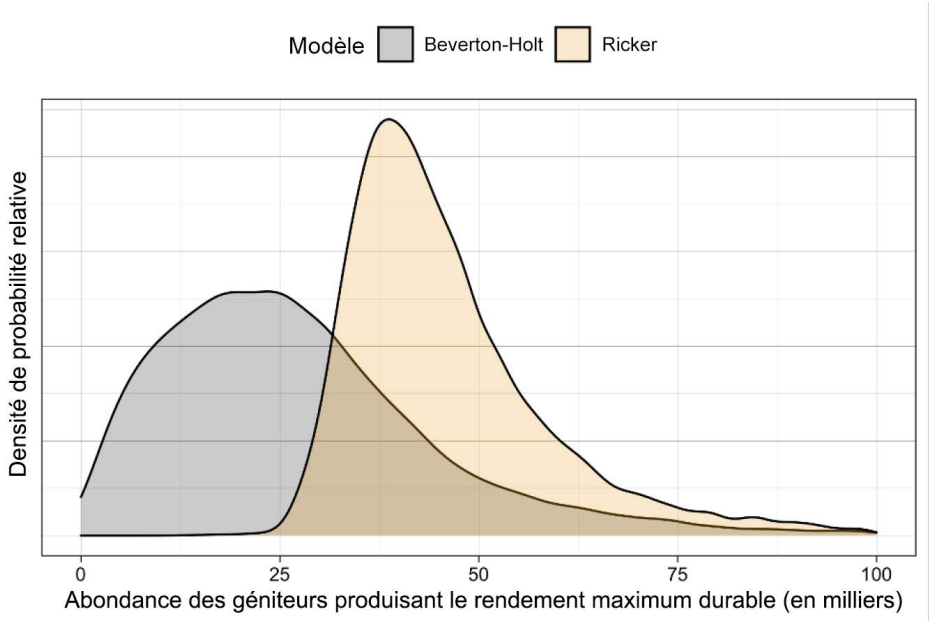

Figure F.12. Comparaison des distributions postérieures pour l'abondance de frai prévue pour maximiser le rendement durable (S_{RMD}), selon les estimations des modèles Beverton-Holt et Ricker.

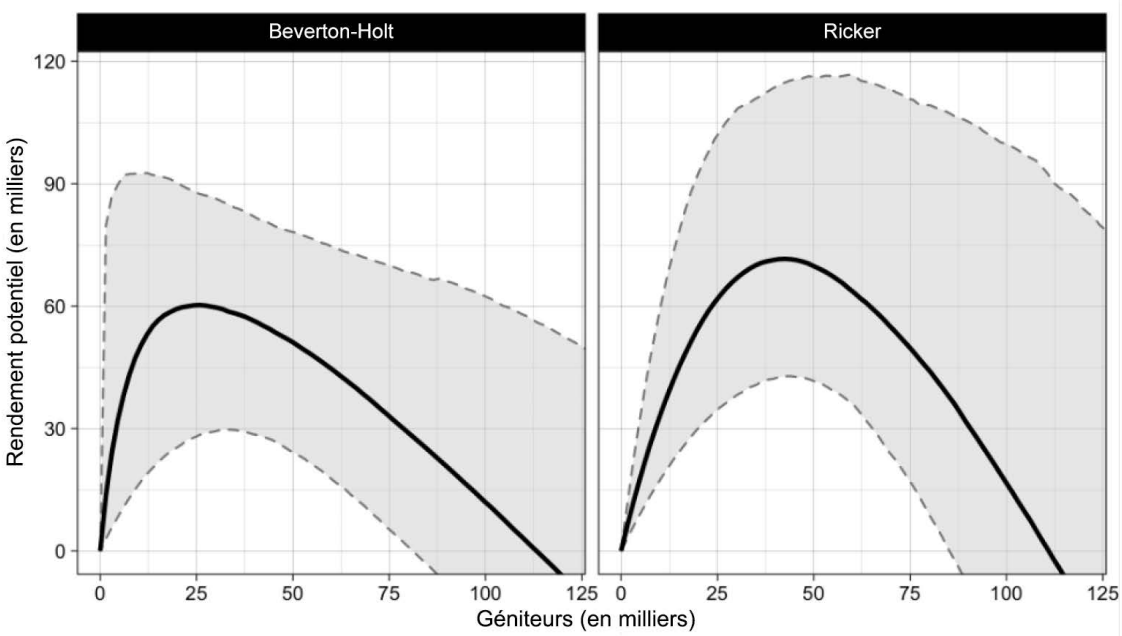

Figure F.13. Le rendement prévu (c.–à–d. la production excédentaire) pour une gamme d'abondances des géniteurs selon les modèles de stock-recrutement de Beverton-Holt et de Ricker correspond aux mêmes données. Les intervalles de crédibilité médians sont de +/- 90 %.

Tableau F.8. Distributions des probabilités a priori pour les paramètres du sous-modèle axé sur la relation géniteurs-recrues.

Paramétre	Prior	Bornes	DescriptionRemarques
$ln(\alpha)$	$\sim N(0,3)$	$[0, \inf]$	Log naturel du taux de croissance intrinséque
$ln(\beta)$	$\sim N(0,10)$	$[0, 15]$	Log naturel du recrutement asymptotique
ϕ	$\sim U(-1,1)$		Corrélation décalage un dans la variation interannuelle de la survie
σ_R	$\sim N(0,2)$	$[0, \inf]$	Écart-type du processus de bruit blanc en survie.
$ln(R_0)$	$\sim N(0,20)$	$[0, \inf]$	Logarithme naturel du recrutement non observé au cours des sept premiéres années du modéle de processus.
σ_{R_0}	$\sim Inv-Gamma(2,0)$	$[0, \inf]$	Écart-type du recrutement non observé au cours des sept premiéres années du modéle de processus. Sur la base d'une méta-analyse d'autres stocks AK Chinook (Fleischman *et al.* 2013), des a priori moins informatifs ont entrainé des transitions divergentes dans l'échantillonneur lors des premiéres tentatives de codage du modéle dans Stan.
π	$\sim Dir(0{,}25, 0{,}25, 0{,}25, 0{,}25)$		Probabilité moyenne de maturation selon l'âge pour les âges 4 :7.
D	$\sim beta(1,1)$		Paramétre de dispersion qui régit la variabilité des probabilités de maturation selon l'âge entre les cohortes.