



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 2026/069

Région du Pacifique

État des stocks et conséquences biologiques et halieutiques des nouvelles mesures visant la pêche et le rétablissement du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du fleuve Yukon

Brendan Connors¹, Adam O'Dell², Hannah Hunter³, Dylan Glaser⁴, Jessica Gill³, Steven Rossi⁵
et Carolyn Churchland³

¹Institut des sciences de la mer
Pêches et Océans Canada
9860 W. Saanich Road
Sidney (C.-B.) V8L 5T5

²Fleuve Yukon et zone transfrontalière
Pêches et Océans Canada
101-419, chemin Range
Whitehorse (Yukon) Y1A 3V1

³Administration centrale régionale (Pacifique)
Pêches et Océans Canada
200-401, rue Burrard
Vancouver (C.-B.) V6C 3S4

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

⁵LGL Limited
9768, Second Street
Sidney (C.-B.) V8L 3Y8

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représentée par la ministre des
Pêches et des Océans, 2026

Le présent document est publié sous la [licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-1-100-00493-8 Cat. n° Fs70-5/2026-069F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Connors, B., O'Dell, A., Hunter, H., Glaser, D., Gill, J., Rossi, S., et Churchland, C. 2026. État des stocks et conséquences biologiques et halieutiques des nouvelles mesures visant la pêche et le rétablissement du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du fleuve Yukon. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/069. v + 132 p.

Also available in English:

Connors, B., O'Dell, A., Hunter, H., Glaser, D., Gill, J., Rossi, S., and Churchland, C. 2026. *Stock Status and Biological and Fishery Consequences of Alternative Harvest and Rebuilding Actions for Yukon River Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytscha)*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/069. v + 120 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION	1
1.1. OBJECTIFS.....	2
2. STRUCTURE, BIOLOGIE ET RÉPARTITION DU STOCK	2
3. ÉTAT ET TENDANCES DU STOCK	4
3.1. APERÇU DES ÉVALUATIONS ET DES SOURCES DE DONNÉES	4
3.2. MODÈLES DE RECONSTITUTION DES REMONTES ET MODÈLES GÉNITEURS-RECRUTEMENT	6
3.3. REPÈRES BIOLOGIQUES ET POINTS DE RÉFÉRENCE	6
3.3.1. Repères biologiques de l'unité de conservation.....	6
3.3.2. Points de référence des unités de gestion des stocks	8
3.4. ÉTAT ET TENDANCES DES UNITÉS DE CONSERVATION	10
3.4.1. Périodes de montaison et abondance des géniteurs reconstituée	10
3.4.2. Relations géniteurs-recrutement	10
3.4.3. Changement démographique.....	11
3.5. ÉVALUATIONS RAPIDES DE L'ÉTAT SELON LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE	12
3.6. ÉTAT ET TENDANCES DE L'UGS.....	12
4. FACTEURS ANTHROPIQUES, ÉCOSYSTÉMIQUES ET CLIMATIQUES AYANT UNE INCIDENCE SUR LE STOCK.....	13
4.1. ADULTES MIGRATEURS ET REPRODUCTEURS	14
4.2. ŒUFS, ALEVINS ET SMOLTS	15
4.3. JUVÉNILES.....	16
4.4. ADULTE	17
5. MISE EN VALEUR.....	18
5.1. HISTORIQUE DE LA MISE EN VALEUR DU SAUMON CHINOOK DU FLEUVE YUKON	18
5.2. ACTIVITÉS POTENTIELLES DE PLANIFICATION DE LA MISE EN VALEUR QUI POURRAIENT CONTRIBUER AU RÉTABLISSEMENT DES STOCKS	20
6. HABITAT	20
6.1. CONDITIONS DE L'HABITAT D'EAU DOUCE	20
6.2. ACTIVITÉS DE RESTAURATION ET DE SURVEILLANCE DE L'HABITAT QUI POURRAIENT CONTRIBUER AU RÉTABLISSEMENT.....	21
6.2.1. Projets actuels de restauration et de surveillance de l'habitat	24
7. INCIDENCE DES MESURES DE GESTION DES PÊCHES.....	25
7.1. MODÈLE DE SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE	25
7.1.1. Modèle opérationnel.....	25
7.1.2. Sous-modèle halieutique.....	27
7.1.3. Mesures de rendement	28

7.2. CONSÉQUENCES DES MESURES ACTUELLES ET DE RECHANGE DE GESTION DES PRISES.....	28
7.2.1. Modèle opérationnel.....	29
8. DISCUSSION.....	31
8.1. SOMMAIRE DES PRINCIPALES CONSTATATIONS.....	31
8.2. CIRCONSTANCES EXCEPTIONNELLES OU DÉCLENCHEURS D'ÉVALUATION POUR LE STOCK	33
8.3. PRINCIPALES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET DOMAINES NÉCESSITANT DES TRAVAUX FUTURS	34
9. REMERCIEMENTS	37
10. FIGURES	38
11. TABLEAUX	59
12. REFERENCES CITED.....	80
ANNEXE A. RENSEIGNEMENTS SUR LA GÉNÉTIQUE DES STOCKS.....	90
ANNEXE B. MODÈLE DE RECONSTITUTION DES REMONTES	93
B.1. DYNAMIQUE DES POPULATIONS	97
B.2. MODÈLE D'OBSERVATION ET FONCTION OBJECTIVE	97
B.3. AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RECONSTITUTION DE L'ABONDANCE DES GÉNITEURS	98
ANNEXE C. MODÈLES GÉNITEURS-RECRUTEMENT	116
C.1. MODÈLE DE PROCESSUS	116
C.2. MODÈLE D'OBSERVATION	118
C.3. PRODUCTIVITÉ VARIABLE DANS LE TEMPS.....	119
C.4. CHANGEMENT DÉMOGRAPHIQUE.....	120
C.5. AJUSTEMENT ET DIAGNOSTICS DU MODÈLE	122
C.6. POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES	124
ANNEXE D. ANALYSES DE SENSIBILITÉ.....	127
D.1. COMPOSITION SELON L'ÂGE.....	127
D.2. VULNÉRABILITÉ À LA PÊCHE.....	129
ANNEXE E. ÉVALUATION RAPIDE DE L'ÉTAT SELON LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE.....	131
ANNEXE F. ENVIRONNEMENT INFORMATIQUE	132

RÉSUMÉ

Le fleuve Yukon est l'une des rivières à saumon les plus importantes et les plus éloignées au monde. Le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du fleuve soutient la pêche de subsistance et la pêche des Premières Nations depuis des millénaires, ainsi que la pêche commerciale et récréative depuis plus d'un siècle. Dans la partie canadienne du bassin du fleuve Yukon, le saumon chinook constitue deux unités de gestion des stocks (UGS; l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon et l'UGS du saumon chinook de la rivière Porcupine), qui comprennent 12 unités de conservation (UC) et plus d'une centaine de frayères. Nous avons utilisé l'information génétique et des modèles de reconstitution des remontes pour estimer l'abondance des géniteurs pour les neuf UC du fleuve Yukon dans l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon, de 1985 à 2024. Ces estimations ont été combinées aux données sur la composition selon l'âge et sur les prises pour caractériser la dynamique de la population, estimer les points de référence biologiques, évaluer l'état des UC et quantifier les conséquences biologiques et les conséquences sur la pêche prévues des mesures de gestion des prises actuelles et de rechange au moyen de simulations en boucle fermée. Les remontes de saumon chinook du Yukon dans l'UGS ont diminué d'environ 87 % au cours des quatre dernières décennies, ce qui a donné lieu, de 2020 à 2024, à cinq des remontes les plus faibles jamais enregistrées. Cinq des neuf UC de l'UGS du saumon chinook du Yukon et deux des trois UC de l'UGS de la Porcupine ont été évaluées comme étant dans la zone d'état rouge de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS); les deux UGS sont donc considérées comme étant inférieures à leurs points de référence limites fondés sur l'état de l'UC. Au cours de la dernière génération (2019 à 2024), l'abondance globale des géniteurs chez le saumon chinook du fleuve Yukon était d'environ 25 000 individus en moyenne, ce qui est bien inférieur à un point de référence supérieur proposé pour le stock et à une cible de rétablissement de 86 000 reproducteurs. La diminution de l'âge des saumons chinooks femelles à la maturité et, dans une moindre mesure, de la proportion de femelles dans la population reproductrice ont entraîné un déclin du taux de reproduction (~25 % entre la fin des années 1980 et le début des années 2020). La productivité intrinsèque a également diminué d'environ 60 % au cours de la même période dans l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon. Les hypothèses principales pour les facteurs à l'origine des déclinés dans les deux UGS comprennent le stress thermique et l'infection par le parasite *Ichthyophonus* pendant les migrations de fraie, ainsi que les changements induits par le climat de l'abondance des prédateurs, des proies et des concurrents dans l'écosystème de la mer de Béring, où le saumon chinook du Yukon passe une grande partie de sa vie en mer. Les simulations pour l'UGS du saumon chinook du Yukon semblent indiquer qu'avec l'accord actuel entre l'Alaska Department of Fish and Game (ADFG) et le MPO qui limite la pêche dirigée, sauf si le passage à la frontière dépasse 71 000 poissons, l'abondance des géniteurs devrait dépasser les points de repère biologiques inférieurs propres aux UC pour six UC, dépasser les points de repère biologiques supérieurs pour quatre de ces six UC, et qu'il pourrait y avoir des possibilités de pêche modestes, mais peu fréquentes. Dans les projections, des mesures de gestion des prises de rechange (p. ex. objectifs d'échappée plus faibles, plafonds sur les taux de prélèvement maximaux) influençaient le potentiel de rétablissement et les possibilités de pêche à divers degrés, mais les hypothèses de rechange concernant la productivité future avaient beaucoup plus d'incidence. Les limites des données ont empêché la reconstitution de la dynamique du saumon chinook à partir des UC de l'UGS de Porcupine. Nous concluons en décrivant les principales lacunes dans les connaissances et les domaines de travaux futurs possibles pour les deux UGS.

1. INTRODUCTION

Le fleuve Yukon est l'un des réseaux fluviaux les plus vastes et les plus isolés en Amérique du Nord. Il draine plus de 850 000 kilomètres carrés de ses eaux d'amont dans le nord de la Colombie-Britannique en passant par le territoire du Yukon au Canada et l'Alaska aux États-Unis, avant de se déverser dans la mer de Béring (Brabets *et al.* 2000). Il s'agit également de l'un des plus grands bassins fluviaux producteurs de saumons au monde, avec des millions de saumons qui y entrent la plupart des années (JTC 2025). Parmi les espèces de saumon du Pacifique qui remontent dans le fleuve Yukon, il y a le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), qui fraye dans tout le bassin et dont près de la moitié retourne dans l'un des centaines de cours d'eau canadiens pour frayer chaque année (Brown *et al.* 2017; JTC 2025).

Le saumon chinook du fleuve Yukon soutient les pêches de subsistance et des Premières Nations et les pratiques culturelles des Premières Nations depuis des millénaires. Plus récemment, il a également soutenu des pêches commerciales et récréatives. En 2001, le Canada et les États-Unis ont finalisé l'*Accord sur le saumon du fleuve Yukon*, un chapitre du Traité sur le saumon du Pacifique (1985), lequel fixe un objectif d'échappée de géniteurs du saumon chinook du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne de 33 000 à 43 000 individus, et des projets d'évaluation conjointe ont été entrepris. Avant 2002, les prises annuelles moyennes de saumon chinook dans le fleuve Yukon étaient de 150 000 poissons, mais elles ont chuté à près de 50 000 individus au début des années 2000 en raison des faibles remontes et des fermetures de pêche. Un objectif d'échappée conforme à la gestion provisoire (OEGP) de 42 500 à 55 000 saumons chinooks a été établi en 2010. Les remontes globales de saumons chinooks du fleuve Yukon d'origine canadienne ont baissé ces dernières décennies, établissant cinq des creux les plus marqués jamais enregistrés au cours de la période de 2020 à 2024 (JTC 2025). Ces déclin ont imposé d'énormes difficultés aux pêcheurs de subsistance et aux Premières Nations qui dépendent du saumon chinook du fleuve Yukon pour des utilisations alimentaires, sociales et culturelles, et il y a eu des déclin simultanés du potentiel reproducteur moyen des femelles (en raison de la diminution de la taille et de l'âge, Ohlberger *et al.* 2020) et l'évolution des conditions d'eau douce et marine tout au long du cycle biologique du saumon chinook (Howard and von Biela 2023; Murdoch *et al.* 2024; Feddern *et al.* 2024). En 2024, une entente a été conclue entre l'Alaska Department of Fish and Game (ADFG) et Pêches et Océans Canada (MPO). Cette entente comprenait des fermetures de pêche dans l'ensemble du bassin versant et établissait une cible de rétablissement de 71 000 saumons chinooks traversant la frontière internationale entre les États-Unis et le Canada.

En plus des dispositions de l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon, le saumon chinook du fleuve Yukon et le saumon chinook de la rivière Porcupine ont été proposés comme grands stocks de poissons en vertu des dispositions relatives aux stocks de poisson de la *Loi sur les pêches* récemment modifiée. L'identification des principaux stocks de poissons exige l'élaboration de trois points de référence, soit un point de référence limite (PRL), un point référence supérieur (PRS) et un taux de retrait de référence (TRR; article 3). Ces points de référence proposés doivent être pertinents pour l'échelle à laquelle se fait l'évaluation et la gestion, pour les types d'information qui sont recueillis et pour la façon dont les évaluations sont utilisées pour appuyer la prise de décisions, et ils devraient être conformes aux politiques existantes (p. ex. Politique concernant le saumon sauvage du Canada, Holt *et al.* 2023). Les dispositions relatives aux stocks de poissons (DSP) exigent que le gouvernement du Canada utilise ces points de référence pour « *maintenir les grands stocks de poissons au moins au niveau nécessaire pour favoriser la durabilité des stocks, en tenant compte de la biologie du poisson et des conditions du milieu qui touchent les stocks* » (MPO 1985). Un plan de rétablissement est requis conformément à l'article 6.2 des dispositions relatives aux stocks de

poissons si le stock est évalué comme étant inférieur à son PRL. À l'appui de ces exigences législatives, le Secteur de la gestion des pêches du MPO a demandé un avis scientifique sur l'état des stocks et les répercussions prévues des mesures visant la pêche et le rétablissement sur le saumon chinook d'origine canadienne du fleuve Yukon. Tout au long du présent document, les saumons provenant de la partie canadienne du bassin du fleuve Yukon seront désignés sous le nom de saumon chinook du fleuve Yukon par souci de concision.

1.1. OBJECTIFS

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

1. Décrire les connaissances actuelles sur : a) la structure et la répartition du grand stock; b) l'état et les tendances du grand stock et des unités de conservation qui le composent; c) les facteurs anthropiques, écosystémiques et climatiques influant sur le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne.
2. Décrire les activités potentielles de rétablissement et de mise en valeur qui pourraient contribuer au rétablissement du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne.
3. Fournir des estimations d'un point de référence limite et d'autres points de référence potentiels (par exemple, point de référence supérieur et taux de retrait de référence) pour l'unité de gestion des stocks (UGS) du saumon chinook du fleuve Yukon.
4. Fournir des estimations quantitatives des conséquences biologiques et halieutiques des mesures actuelles et de rechange visant la gestion des pêches (p. ex. sans pêche, objectif d'échappée global provisoire, objectif de rétablissement, plafonds des taux d'exploitation fondés sur le risque de surpêche des UC) qui pourraient contribuer au rétablissement du stock.
5. Proposer des circonstances exceptionnelles ou des déclencheurs d'évaluation pour l'UGS de saumon chinook du fleuve Yukon (par exemple, des circonstances ou des conditions qui représentent un écart substantiel par rapport à celles qui avaient cours lors de l'élaboration de l'avis dans cette évaluation);
6. Cerner les principales lacunes dans les connaissances et les domaines nécessitant des travaux futurs.

2. STRUCTURE, BIOLOGIE ET RÉPARTITION DU STOCK

En vertu de la Politique concernant le saumon sauvage du Canada (MPO 2005), le saumon chinook du fleuve Yukon appartient à 12 unités de conservation (UC) qui sont des unités de population uniques sur les plans génétique et écologique qui ne devraient pas se recoloniser naturellement si elles venaient à disparaître du pays (tableau 1, Holtby and Ciruna 2007; Holtby 2011). Les unités de conservation ont été établies en 2009-2007 en fonction de la génétique, des caractéristiques du cycle biologique (comme le type de cours d'eau ou d'océan) et des zones biogéographiques des milieux littoraux et dulcicoles (Holtby and Ciruna, 2007; Holtby, 2011; Wade *et al.* 2019). Les délimitations des unités de conservation peuvent être mises à jour et révisées lorsque de nouveaux renseignements le justifient selon un cadre normalisé (Wade *et al.* 2019). Les 12 UC de saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne représentent deux unités de gestion des stocks (UGS) : saumon chinook du fleuve Yukon et saumon chinook de la rivière Porcupine (MPO 2024a). Neuf UC proviennent de bassins versants qui se déversent dans le cours principal du fleuve Yukon et trois UC, de la rivière Porcupine. L'UGS de la rivière Porcupine rejoint le fleuve Yukon à Fort Yukon, en Alaska, en aval de la frontière canado-américaine et en aval du site d'évaluation près d'Eagle, en Alaska, qui estime le

passage frontalier du saumon chinook de l'UGS du Yukon. Le MPO gère ces deux UGS séparément en raison de leurs différences sur le plan des projets d'évaluation, de la disponibilité des données, des règles de décision relatives aux prises et des objectifs de gestion des pêches (DFO 2024a). Cependant, en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons, les deux UGS sont combinées en un seul « grand stock » en vertu de la loi. Une grande partie de l'analyse présentée dans le présent document s'applique à l'UGS du saumon chinook du Yukon, et non à l'UGS de la rivière Porcupine, en raison de la disponibilité limitée des données.

Le saumon chinook qui fraye dans la partie canadienne du bassin versant est génétiquement unique, et l'échantillonnage génétique dans le cours inférieur près de l'embouchure de la rivière fournit des estimations en saison de la composante canadienne de la remonte qui entre dans le réseau. En moyenne, la proportion annuelle de remonte totale de saumon chinook d'origine canadienne dans le fleuve Yukon est de 42 % et a toujours varié entre 31 % et 54 % (JTC 2025). Ces saumons chinooks frayent dans plus de 100 frayères dans la partie canadienne du bassin versant (figure 1, Brown *et al.* 2017).

Le bassin de la rivière Porcupine, situé dans le nord du Yukon, comprend trois UC de saumon chinook : Old Crow, Salmon Fork et Porcupine (figure 1). Il existe peu de données sur le saumon chinook de l'UC de Salmon Fork, et l'abondance des géniteurs semble très faible. L'UC de Porcupine est la plus abondante de l'UGS (MPO 2024a). Le passage du saumon chinook dans la rivière Porcupine est estimé à l'aide d'un sonar près de la collectivité d'Old Crow depuis 2014, et l'estimation porte sur l'abondance combinée des saumons chinooks adultes revenant aux UC de Porcupine et d'Old Crow (figure 3).

Plus au sud, le long du cours principal du fleuve Yukon à l'intérieur du Canada, neuf UC forment une seule UGS qui contient la majeure partie des saumons chinooks du fleuve Yukon d'origine canadienne (figure 1). Les neuf UC sont les suivantes : le Yukon Nord et ses affluents (ci-après « Yukon Nord »), la rivière White et ses affluents (« White »), la rivière Stewart, le cours intermédiaire du fleuve Yukon et ses affluents (« moyen Yukon »), les rivières Pelly, Nordenskiöld et Big Salmon, le cours supérieur du fleuve Yukon (« cours supérieur du fleuve Yukon ») et les eaux d'amont du fleuve Yukon et de la rivière Teslin (« Teslin »). L'abondance des géniteurs et la taille des remontes varient considérablement d'une UC à l'autre et sont principalement évaluées au moyen d'un programme de suivi et d'échantillonnage mené près de la frontière canado-américaine. De plus, il y a des sites d'évaluation dans toute la partie canadienne du bassin versant qui, au cours des dernières années, ont été exploités par les Premières Nations du Yukon, la Société d'énergie du Yukon ou des consultants (figure 3, JTC 2025). L'échantillonnage génétique dans les frayères a contribué à l'élaboration d'une base de référence génétique qui a été utilisée pour déterminer la délimitation des populations et des UC (figure 2). Bien que les évaluations antérieures et actuelles des affluents fournissent un aperçu de la répartition générale des géniteurs à l'intérieur des UC et entre elles, elles sont incapables d'apporter beaucoup de lumière sur les changements dans la répartition au fil du temps.

Le saumon chinook du fleuve Yukon a un cycle biologique de type fluvial où les alevins restent dans les ruisseaux, les rivières ou les lacs avant leur migration vers la mer de Béring en tant que smolts d'un ou deux ans (Bradford *et al.* 2009), bien qu'à l'occasion des smolts d'âge 0 aient été observés (Bradford *et al.* 2008). Au cours de leur premier été, les alevins migreront dans des cours d'eau non natal, parfois jusqu'à 75 kilomètres en amont ou à des centaines de kilomètres en aval, à la recherche d'habitats d'alimentation et de croissance optimaux (Bradford *et al.* 2008; Daum and Flannery 2011). La migration des smolts semble directionnelle et se produit entre avril et juin, mais la compréhension du comportement des smolts et du moment de leur migration est limitée en raison de contraintes logistiques pendant la période

d'échantillonnage, les smolts pouvant migrer sous la glace (Bradford *et al.* 2008; Wilson et Peacock 2025).

Lorsque les smolts atteignent l'estuaire du fleuve Yukon, ils quittent la zone en juillet ou en août (Myers *et al.* 2010; Howard *et al.* 2017). Les juvéniles se déplacent au large des côtes dans le nord-est de la mer de Béring et se trouvent à des profondeurs supérieures à 30 mètres en septembre-octobre. Ils hivernent dans le sud-est de la mer de Béring, près de la limite du plateau continental (Myers *et al.* 2010; Murphy *et al.* 2023). Les saumons chinooks juvéniles et immatures passent l'été dans le centre de la mer de Béring et l'hiver dans le sud-est de la mer de Béring (Myers *et al.* 2010). Après deux à six ans en mer, les adultes matures retournent dans la partie peu profonde du nord-est de la mer de Béring au début de l'été pour commencer la montaison (Myers *et al.* 2010; Wilson and Peacock 2025).

Les saumons chinooks adultes du fleuve Yukon commencent leur migration en eau douce vers l'amont de mai à juin chaque année (Brown *et al.* 2017; Wilson et Peacock 2025). Les populations reproductrices situées plus loin en amont ont tendance à revenir plus tard en moyenne, comparativement aux populations se situant plus en aval dans la partie canadienne du bassin versant (Connors *et al.* 2022b). Effectuant l'une des plus longues migrations en eau douce connues pour le saumon du Pacifique, elles parcourent environ 2 000 km en 30 jours pour atteindre la frontière entre les États-Unis et le Canada entre la fin de juin et le mois d'août (Eiler *et al.* 2015; Wilson and Peacock 2025). À partir de là, la distance jusqu'à l'habitat de fraie varie selon la population, allant de moins de 100 km à plus de 1 000 km (Brown *et al.* 2017), et la fraie est terminée vers la mi-septembre (JTC 2025; Wilson and Peacock 2025). L'adaptation à cette longue migration a fait en sorte que les saumons chinooks du fleuve Yukon d'origine canadienne sont, en moyenne, plus âgés et plus gros, avec une teneur en matière grasse supérieure par rapport aux autres populations dans le bassin du fleuve Yukon (Eiler *et al.* 2015).

3. ÉTAT ET TENDANCES DU STOCK

3.1. APERÇU DES ÉVALUATIONS ET DES SOURCES DE DONNÉES

Un examen détaillé des projets d'évaluation du saumon chinook du fleuve Yukon est présenté dans 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 des géniteurs dans les affluents (p. ex. projets de déversoir, de tour, de relevé aérien et de sonar), l'estimation des prélèvements et l'échantillonnage biologique connexe (p. ex. matériel génétique et information sur l'âge, le sexe et la longueur pour déterminer les proportions du stock).

En bref, le nombre de saumons chinooks adultes en montaison dans le fleuve Yukon est estimé près de l'embouchure du fleuve à la station Pilot depuis le milieu des années 1980, et l'analyse des écailles, et plus récemment la génétique, ont été utilisées pour répartir les saumons en montaison entre les populations frayant dans la partie inférieure, le centre et la partie supérieure (canadienne) du bassin du fleuve. Au cours des quatre dernières décennies, le saumon chinook qui migre dans la partie canadienne du cours principal du fleuve Yukon a été estimé à l'aide de diverses méthodes, en grande partie axées sur l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon. Des filets rotatifs et un programme de marquage-recapture ont été mis en œuvre à plusieurs endroits près de la frontière (rochers White et Sheep, figure 3) du début des années 1980 au milieu des années 2000 afin d'estimer l'abondance et de prélever des échantillons biologiques. En 2005, un site de sonar et une pêche d'essai au filet maillant dérivant ont été établis près d'Eagle, en Alaska, afin d'estimer également le passage à la frontière et de recueillir des échantillons biologiques, et ce projet d'évaluation se poursuit. Dans la partie canadienne du

fleuve Yukon, les échappées de géniteurs ont été dénombrées dans divers affluents au moyen de méthodes d'évaluation à pied, aériennes et par sonar (figure 3; tableau 2). Bon nombre de ces projets d'évaluation ont changé de méthode au fil du temps et/ou ont eu une durée relativement courte (figure 4). Le nombre de saumons chinooks adultes migrant dans la partie canadienne de la rivière Porcupine est estimé à l'aide d'un sonar près de la collectivité d'Old Crow depuis 2014.

Des relevés au chalut de surface ciblant les saumons chinooks juvéniles dans le nord de la mer de Béring ont été utilisés la plupart des années depuis 2003 pour obtenir une estimation de l'abondance des stocks de saumon du fleuve Yukon (partie canadienne du cours intermédiaire du fleuve Yukon [Alaska] et cours inférieur du fleuve Yukon [Alaska]) ainsi que de leur alimentation, de leur énergie et de leur santé durant leur premier été en mer (Murphy *et al.* 2023). Ces données ont été utilisées pour prévoir les remontes d'adultes (JTC 2025), comprendre l'écologie marine des saumons chinooks juvéniles et faire la lumière sur les facteurs de survie propres au stade biologique (Cunningham *et al.* 2018; Howard and von Biela 2023).

Au Yukon, le saumon chinook a fait l'objet de pêches des Premières Nations et de pêches commerciales, domestiques et récréatives, tandis qu'en Alaska, il a été pêché à des fins de subsistance et à des fins commerciales, récréatives et fins personnelles. En Alaska, la pêche du saumon chinook était autrefois répartie entre les stocks canadiens du cours inférieur, du centre et du cours supérieur, selon l'âge, au moyen d'une analyse des écailles. Depuis 2003, les prises de saumon chinook du fleuve Yukon en Alaska selon l'âge et le stock d'origine sont estimées à l'aide de méthodes génétiques. Au Canada, les prises ont été estimées ou inférées à partir des débarquements commerciaux, des cartes de consignment des prises de la pêche récréative, et des renseignements sur les pêches communautaires fournis au MPO par le personnel responsable des terres et des ressources des Premières Nations.

Des saumons chinooks 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 saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne représente généralement un pourcentage relativement faible (de 2 à 5 %) des prises totales au cours des dernières années (2011 à 2016), et les estimations indiquent qu'en moyenne environ 1 % de la remonte annuelle totale est capturée dans ces pêches (Ianelli and Stram 2018), bien qu'elle ait parfois été plus importante et que les répercussions sur chaque UC ne soient pas connues. Étant donné que les prises des pêches dans la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes représentent une portion relativement mineure des remontes totales, et parce que les estimations des prises ne sont pas disponibles pour toutes les années, nous n'avons pas explicitement tenu compte des interceptions des pêches dans la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne dans nos analyses.

Des données biologiques sur l'UGS du saumon chinook du Yukon ont été recueillies chaque année à l'aide de filets rotatifs aux rochers White et Sheep (la plupart des années de 1985 à 2008) et dans le cadre de la pêche d'essai au filet maillant à Eagle (2005 à aujourd'hui) afin de déterminer l'âge, le sexe et la longueur des poissons. Les échantillons ont généralement été prélevés au cours de la période annuelle de montaison des adultes, le nombre d'échantillons prélevés chaque jour étant à peu près proportionnel au passage quotidien (Connors *et al.* 2022b). Du matériel génétique a été obtenu à partir de 150 à 300 échantillons d'écailles archivés pour la plupart des années entre 1985 et 2005, et depuis lors, de 200 à 1 000 échantillons de tissus ont été prélevés chaque année aux fins d'identification génétique des stocks. Ces échantillons ont été utilisés pour assigner les poissons à l'une des neuf UC au

moyen de marqueurs microsatellites (1985 à 2016) ou de polymorphismes mononucléotidiques (SNP, 2017 à aujourd'hui, annexe A).

Un modèle état-espace intégrant la reconstitution des remontes et un modèle géniteurs-recrutement pour l'UGS du saumon chinook du Yukon a été mis au point récemment (Connors *et al.* 2022a). Le modèle peut être ajusté aux données de divers projets d'évaluation qui estiment le passage du cours principal, les prélèvements, les échappées des affluents, les proportions des stocks et la composition par âge, et a été utilisé pour calculer des estimations annuelles des prises totales, des échappées et des remontes, selon l'âge, pour le saumon chinook du cours principal du fleuve Yukon. (c.-à-d. excluant le saumon chinook de la rivière Porcupine) (JTC 2025).

3.2. MODÈLES DE RECONSTITUTION DES REMONTES ET MODÈLES GÉNITEURS-RECRUTEMENT

Nous avons reconstitué l'abondance des géniteurs et la dynamique de la population pour les neuf UC de l'UGS du saumon chinook du Yukon selon l'approche décrite dans Connors *et al.* (2022b). Cette approche comportait trois étapes générales :

1. Estimer la composition quotidienne des UC (c.-à-d. la proportion de l'abondance totale quotidienne attribuée à chacune des neuf UC) dans les pêches d'essai à la frontière canado-américaine au moyen d'analyses moléculaires d'échantillons archivés d'écailles et de tissus prélevés sur des géniteurs en montaison.
2. Estimer le passage frontalier annuel propre à une UC et son abondance au moyen d'un modèle d'état-espace de reconstruction des remontes adapté aux estimations quotidiennes du passage frontalier total et à la composition des UC.
3. Caractériser la dynamique des populations à l'échelle de l'UC et estimer les points de référence biologiques en adaptant des modèles géniteurs-recrutement (ou masse d'œufs-recrutement) structurés selon l'âge ou le type d'état-espace, aux estimations de l'abondance des géniteurs, des prélèvements et de la composition selon l'âge.

Les annexes A, B et C donnent des détails sur les analyses moléculaires, le modèle de reconstitution des remontes et les analyses géniteurs-recrutement ainsi que sur l'estimation des points de référence. En raison des limites des données, il n'a pas été possible d'effectuer une analyse à l'échelle des UC pour l'UGS du saumon chinook de la Porcupine.

3.3. REPÈRES BIOLOGIQUES ET POINTS DE RÉFÉRENCE

3.3.1. Repères biologiques de l'unité de conservation

Des repères biologiques sont utilisés pour évaluer l'état biologique des UC en vertu de la Politique concernant le saumon sauvage du Canada (PSS, Holt 2009, tableau 3). Un repère biologique inférieur couramment utilisé est la G_{GEN} , à savoir l'abondance des géniteurs qui devrait mener au rétablissement jusqu'à la G_{RMD} (l'abondance des géniteurs au rendement maximal durable) en une génération de saumons en l'absence de pêche dans des conditions d'équilibre (Holt 2009). Ce point de repère vise à déterminer s'il y a un risque élevé de dommages irréversibles pour l'UC et va de pair avec une évaluation « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Un repère biologique supérieur couramment utilisé est $80 \% G_{RMD}$, soit 80 % de l'abondance des géniteurs associée au rendement maximal durable dans des conditions d'équilibre. Ces deux points de repère (G_{GEN} et $80 \% G_{RMD}$) sont habituellement utilisés pour évaluer l'état selon la PSS lorsqu'il y a suffisamment de données pour estimer les relations géniteurs-recrutement à l'échelle de

l'UC, ou lorsque des renseignements sur la capacité d'habitat de fraie et d'alevinage en eau douce sont disponibles. D'autres solutions de rechange ont été appliquées dans certains contextes (p. ex. 20 % et 40 % de la G_{NMR} [abondance de géniteurs produisant le nombre maximal de recrues]) comme substituts aux points de repère inférieurs et supérieurs de la PSS, respectivement.

Bien que l'utilisation de repères basés sur le RMD selon la PSS et le Cadre de l'approche de précaution du (MPO 2009) soit conforme aux normes internationales, elle a été critiquée parce qu'elle était explicitement liée à des objectifs fondés sur le rendement (Frid *et al.* 2023), difficile à estimer et sensible aux variations temporelles et aux tendances de la productivité intrinsèque (Holt and Michielsens 2020). Pour ces raisons, nous avons utilisé des points de repère fondés sur les estimations de l'abondance des géniteurs associée aux remontes maximales (G_{NMR}) afin d'évaluer plutôt l'état biologique des UC dans l'UGS du Yukon (tableau 3). Plus précisément, nous avons utilisé 20 % et 40 % de la G_{NMR} comme points de repère biologiques inférieur et supérieur, respectivement (Holt 2009). Nous soutenons que ces solutions de rechange sont davantage fondées sur la biologie (parce qu'elles ne sont pas liées aux objectifs fondés sur le rendement), plus faciles à estimer et moins sensibles à la variation temporelle de la productivité intrinsèque que les points de repère fondés sur le RMD. Bien que les points de repère fondés sur la G_{NMR} puissent être légèrement plus prudents sur le plan biologique que ceux fondés sur la G_{RMD} dans certains systèmes, ils sont généralement conformes à l'intention des points de repère supérieurs et inférieurs de la PSS et à leur application aux évaluations de l'état dans toutes les UC de saumon de la région du Pacifique. De plus, l'utilisation des points de repère fondés sur la G_{NMR} est harmonisée avec l'utilisation proposée de points de référence fondés sur la G_{NMR} à l'échelle de l'UGS (voir la section suivante).

Nous avons également utilisé 100 % de la G_{NMR} comme cible de rétablissement de l'UC, à titre indicatif, pour quantifier le potentiel de rétablissement et les conséquences biologiques des mesures de rechange en matière de gestion des pêches (section 7). Nous soutenons que cette cible est mieux harmonisée avec les principes de gestion autochtones et écosystémiques et avec l'idée de « prendre uniquement ce dont on a besoin et laisser le reste pour l'écosystème » (Reid *et al.* 2022b) par rapport aux cibles basées sur la G_{RMD} . Parce qu'ils ne sont pas liés au concept de rendement maximal durable et qu'ils sont associés à des prélèvements halieutiques plus faibles, ils permettent une plus grande résilience aux changements climatiques et à d'autres incertitudes, et une meilleure préservation des fonctions écosystémiques, deux principes que l'on retrouve souvent dans le savoir autochtone (Frid *et al.* 2023). Ces cibles de rétablissement de l'UC étaient fondées sur des analyses qui tentaient explicitement de tenir compte de l'évolution du potentiel de reproduction découlant des changements dans la structure par âge et par taille selon l'âge chez les saumons chinooks femelles (décrits en détail à la section « Changement démographique » de l'annexe C).

Conformément aux nouvelles recommandations pour le saumon du Pacifique (Holt *et al.* 2025), nos estimations de repères biologiques (et de points de référence; voir la section suivante) ont été dérivées des relations géniteurs-recrutement ou masse d'œufs-recrutement, des modèles qui supposaient une dynamique stationnaire à long terme par opposition à des modèles qui permettaient à la productivité intrinsèque de varier au fil du temps (annexe C).

Nous reconnaissons qu'il y a une dimension intrinsèquement subjective à la sélection des points de référence biologiques et, par conséquent, pour faire preuve de transparence au sujet de notre utilisation des points de référence fondés sur la G_{NMR} et des cibles de rétablissement à l'échelle de l'UC, nous avons comparé leurs valeurs à celles d'autres points de référence couramment utilisés en tenant compte explicitement des caractéristiques démographiques récentes des géniteurs et sans en tenir compte (figure C.1).

3.3.2. Points de référence des unités de gestion des stocks

Un point de référence limite, un point de référence supérieur du stock et un point de retrait de référence maximum doivent être définis pour l'unité de gestion des stocks de saumon chinook du Yukon afin de respecter les dispositions relatives aux stocks de poissons de la *Loi sur les pêches* (Chambre des communes 2019) (tableau 4). Les limites des données n'ont pas permis le développement de ces mêmes points de référence pour le saumon chinook de la rivière Porcupine (seulement ~10 observations de l'abondance des géniteurs, figure 4).

Le point de référence limite (PRL) est censé être fixé à un point au-dessus duquel des dommages sérieux peuvent être causés au stock et peuvent avoir des effets sur l'écosystème et les espèces associées, ou pourraient entraîner une perte à long terme de possibilités de pêche (Barrett *et al.* 2024). Selon les lignes directrices régionales et nationales du MPO, les PRL pour les UGS de saumon devraient être fondés sur l'état des UC afin de respecter les dispositions relatives aux stocks de poissons (MPO 2023). Cela signifie qu'une UGS est en dessous de son PRL si des UC composantes se trouvent dans la zone d'état « rouge » de la PSS. Le cadre d'évaluation rapide de l'état de la PSS (Pestal *et al.* 2023) est l'approche par défaut pour évaluer formellement l'état selon la PSS de chaque UC dans une UGS afin de respecter les dispositions relatives aux stocks de poissons. Les évaluations d'état de la PSS selon ce cadre font appel à de multiples paramètres d'abondance et de tendances en matière d'abondance, ainsi qu'à des renseignements supplémentaires lorsqu'ils sont disponibles (p. ex. distribution, génétique, démographie) pour évaluer l'état, et le cadre met l'accent sur un examen itératif par des experts locaux.

Le point de référence supérieur (PRS) est l'abondance globale des géniteurs d'une UGS à laquelle les objectifs socio-écologiques pour le système devraient être atteints, et au-delà duquel les taux de prélèvement maximaux autorisés (jusqu'au taux de retrait de référence) peuvent être durables. Le PRS devrait également être établi suffisamment au-dessus du PRL pour donner : a) la possibilité au système de gestion de reconnaître un déclin des stocks; et b) le temps nécessaire pour que les mesures de gestion (p. ex. réduction des prises) aient un effet. Le point de référence de retrait est le taux de prélèvement maximal acceptable auquel l'UGS peut être assujettie et est généralement établi à un taux inférieur ou égal au taux de retrait associé au rendement durable maximal (U_{RMD}).

D'autres points de référence basés sur l'abondance globale peuvent être définis pour une UGS. Un « point de référence de la pêche - inférieur » est l'abondance globale des géniteurs d'une UGS en deçà de laquelle tous les retraits par la pêche devraient être limités dans toute la mesure possible et en dessous duquel il existe un risque élevé de dommages graves et irréversibles au stock. C'est ce qu'on appelle un point de référence inférieur de la pêche (PRIP) afin d'éviter toute confusion avec le PRL fondé sur l'état de l'UC mentionné ci-dessus. Ce type de point de référence est utile pour éclairer la gestion, car les décisions d'évaluation et de pêche sont souvent fondées sur l'abondance et peuvent donc être mises en œuvre.

Nous avons utilisé un PRL fondé sur l'état de l'UC pour évaluer officiellement l'état de l'UGS par rapport au PRL conformément aux lignes directrices nationales, où les états des UC sont fondés sur l'application du cadre d'évaluation rapide de l'état du saumon du Pacifique selon la PSS du Canada (Pestal *et al.* 2023, annexe E).

Nous proposons qu'un PRS égal à l'estimation médiane de la G_{NMR} pour l'UGS du saumon chinook du Yukon, lorsque les changements démographiques sont pris en considération (86 000 reproducteurs selon Connors *et al.* 2022a), soit utilisé pour l'UGS (tableau 4). Cela pourrait être considéré comme l'abondance agrégée des géniteurs à laquelle les objectifs socio-écologiques du système sont potentiellement maximisés, et au-delà de laquelle les

retraits maximaux autorisés pourraient se produire. Nous proposons également que cela soit considéré comme la cible de rétablissement pour l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon.

Nous proposons que le PRS soit fondé non pas sur des analyses des UC composantes, mais bien sur des analyses du saumon chinook du Yukon à l'échelle de l'UGS parce que nous considérons qu'il s'agit des estimations les plus scientifiquement défendables de la dynamique globale des stocks, et donc des points de référence. Cela s'explique par le fait qu'ils sont fondés sur un modèle intégré de reconstitution des remontes et un modèle géniteurs-recrutement ajustés aux données provenant de divers projets d'évaluation qui estiment le passage dans le cours principal, les prélèvements, les échappées vers les affluents, les proportions des stocks et la composition selon l'âge. De plus, ce modèle est utilisé de façon bilatérale en vertu de l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon afin d'obtenir des estimations annuelles des prélèvements totaux, des échappées et des remontes, selon l'âge, pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne. Bien que ce modèle ne tienne pas explicitement compte de la dynamique à l'échelle de l'UC, les simulations en boucle fermée décrites à la section 7 nous ont permis d'évaluer les conséquences à l'échelle de l'UC de la mise en œuvre des points de référence de l'UGS que nous proposons et d'autres règles de contrôle des prises qui ont été utilisées ou envisagées pour ce système. Selon les simulations décrites à la section 7, et en supposant une productivité moyenne à long terme, le PRS proposé présente une très faible probabilité que des UC tombent sous leurs points de repère biologiques inférieurs.

Nous proposons, pour l'UGS du saumon chinook du Yukon, un point de référence de retrait maximal qui soit égal à la moyenne à long terme de l' U_{RMD} pour les UC les moins productives (36 %; tableau 4). L'adoption de ce point de référence contribuerait à faire en sorte que les retraits maximaux autorisés dans les pêches mixtes, dans la partie principale de l'UC en Alaska et au Yukon, soient peu susceptibles d'entraîner une surpêche des UC les moins productives du système. Nous soutenons que cela est conforme à la politique fédérale et internationale sur les pêches, qui fixe habituellement des prélèvements maximaux inférieurs ou égaux à ceux associés à l' U_{RMD} , et proposons que cette valeur provienne de l'UC la moins productive afin de s'aligner sur l'objectif de la Politique sur le saumon sauvage visant à tenir compte de la biodiversité à l'échelle des UC. Bien que l'utilisation de l' U_{RMD} soit quelque peu incompatible avec notre proposition d'adopter un PRS fondé sur la maximisation des remontes plutôt que sur les prélèvements, nous remarquons que le point de référence de retrait proposé est assez semblable aux estimations de l' U_{RMD} établies précédemment pour le complexe de stocks (~45 %, Connors *et al.* 2022a).

Enfin, nous proposons un point de référence inférieur de la pêche égal à 31 000 géniteurs pour l'UGS du saumon chinook du Yukon (tableau 4). Cette valeur est l'abondance moyenne des géniteurs de l'UGS associée à une probabilité d'au plus 50 % qu'au moins une UC tombe dans la zone d'état rouge de la Politique sur le saumon sauvage en fonction des simulations prospectives décrites à la section 7, selon une hypothèse de productivités moyennes à long terme. Pour respecter l'esprit de la *Loi sur les pêches*, nous proposons que les retraits soient limités autant que possible lorsque les remontes globales sont sous ce point de référence, tandis que les prélèvements des pêches au-dessus du point de référence peuvent progressivement être augmentés jusqu'au taux de retrait de référence (taux de retrait maximal lorsque le PRS est atteint).

Tous les points de référence ci-dessus sont proposés pour l'UGS du saumon chinook du Yukon seulement. Il existe très peu de données pour l'UGS de la Porcupine, ce qui nous a empêchés de caractériser sa dynamique et/ou d'estimer les points de référence.

3.4. ÉTAT ET TENDANCES DES UNITÉS DE CONSERVATION

3.4.1. Périodes de montaison et abondance des géniteurs reconstituée

La période de montaison, telle que déterminée par le moment du passage de l'Alaska au Yukon, variait d'une UC à l'autre (figure 5). Les unités de conservation où le saumon chinook fraye dans la partie inférieure (plus au nord) canadienne du bassin du fleuve Yukon ont tendance à revenir, en moyenne, plus tôt que celles des parties supérieures (plus au sud) du bassin. Les saumons chinooks des UC du moyen Yukon et du cours supérieur du fleuve Yukon ont tendance à revenir plus tard que les poissons de la rivière Teslin, le saumon chinook qui effectue la migration la plus longue dans le fleuve Yukon. Le saumon chinook de l'UC du Nordenskiöld avait généralement la période de montaison la plus tardive et la plus variable. Cette variation de la période de montaison se traduit par une durée moyenne de montaison qui est environ deux fois plus longue (~70 jours) que la durée moyenne de la montaison des différentes UC (~35 jours).

Toutes les UC présentaient une variation annuelle considérable de l'abondance reconstituée des géniteurs au fil du temps (figure 6). L'UC du moyen Yukon présentait en moyenne les plus grandes abondances de géniteurs (~13 000), suivie des UC Pelly (~10 000) et Yukon Nord (~7 500). Les UC de White (~3 800) et Nordenskiöld (~1 900) présentaient la plus faible abondance moyenne de géniteurs. Dans l'ensemble des UC, les abondances de géniteurs de la génération la plus récente (2018 à 2024) étaient en moyenne de 46 % inférieures à celles des générations précédentes (1985 à 2017). Les UC du Nord (68 % de moins), de Pelly (62 % de moins) et de White (60 % de moins) ont connu les baisses les plus importantes.

Il n'y avait pas de preuves solides des changements dans la contribution proportionnelle de différentes UC à l'abondance totale des géniteurs au fil du temps (figure 7). Cela contraste avec l'augmentation apparente de la contribution de l'UC du moyen Yukon au fil du temps d'après les estimations brutes fondées sur l'indice gonado-somatique des contributions de l'UC au passage frontalier au fil du temps (p. ex. annexe B24 dans JTC 2025). La raison probable de ces différences est que les estimations brutes des contributions sont confondues par l'échantillonnage génétique parfois non représentatif des remontes totales. Par exemple, au cours des dernières années (p. ex. de 2020 à 2024), les échantillons génétiques avaient tendance à être biaisés à divers degrés en faveur de la deuxième moitié de la montaison (figure A.1), et comme l'UC du moyen Yukon a tendance à avoir une période de montaison légèrement plus tardive que le pic de la remonte agrégée (figure 5), elle peut être surreprésentée dans les proportions génétiques brutes.

Les abondances reconstituées des géniteurs de l'UC n'ont pas été ajustées aux données provenant d'évaluations à l'échelle des affluents, mais elles avaient généralement une corrélation positive avec elles (figure 8). Les évaluations des affluents qui ont indexé une plus grande fraction de l'UC totale et/ou qui utilisaient des méthodes plus précises (p. ex. sonars pour Takhini et Klondike, fascine pour Tatchun) avaient généralement les corrélations positives les plus fortes avec les abondances de géniteurs reconstitués à l'échelle de l'UC. Une exception a été l'échelle à poissons des rapides de Whitehorse, qui avait peu de lien avec la reconstitution de l'abondance des géniteurs de l'UC du cours supérieur du fleuve Yukon, peut-être parce que le dénombrement des poissons dans la passe migratoire est confondu par des taux de passage relativement faibles des adultes en montaison.

3.4.2. Relations géniteurs-recrutement

Il y avait des signes clairs de l'hétérogénéité de la productivité intrinsèque (α) et de l'abondance des géniteurs associée au recrutement maximal (G_{NMR}) dans les UC (figure 9; tableaux 5 et 6).

Les estimations moyennes de la productivité intrinsèque variaient de 2,25 à 7,62 recrues par géniteur, et la G_{NMR} variait d'environ 1 600 à 20 000 reproducteurs. Ces productivités intrinsèques se traduisent par des taux de prélèvement prévus, pour maximiser la pêche à long terme (c.-à-d. U_{RMD}), qui vont d'environ 36 % à 73 %. La plupart des UC ont montré des signes visuels de surcompensation avec une légère diminution du recrutement à un nombre relativement élevé de géniteurs, et pour bon nombre des UC, les recrutements les plus importants ont été observés pendant les années d'éclosion avec des abondances de géniteurs relativement faibles à modérées au début de la série chronologique (années d'éclosion 1985 à 1995, figure 10). La variation interannuelle du recrutement était positivement corrélée d'une UC à l'autre (corrélation moyenne par paires d'environ 0,5) et était plus forte pour les UC géographiquement plus proches l'une de l'autre. Il y avait de fortes indications des tendances temporelles du recrutement et de la productivité au fil du temps (figure 11), la productivité ayant diminué en moyenne de 60 % dans l'ensemble des UC entre la fin des années 1980 et le début des années 2020, bien que les années d'éclosion du Nordenskiöld au milieu des années 2000 semblent avoir connu une forte hausse de la productivité.

3.4.3. Changement démographique

Comme cela a déjà été bien documenté (Ohlberger *et al.* 2018, 2020; Connors *et al.* 2022a), l'âge, la taille et le sexe du saumon chinook du fleuve Yukon, mesurés à la frontière canado-américaine, ont changé à divers degrés au fil du temps (figure 12). La proportion de poissons en montaison qui ont été classés comme des femelles a diminué, passant d'une moyenne d'environ 53 % dans les années 1980 à 46 % dans les années 2020, avec une variation interannuelle importante (jusqu'à 59 % en 1989 et jusqu'à 31 % en 2023). En revanche, il y a peu d'indications d'une diminution de la taille des femelles selon l'âge (figure 12b). L'âge des saumons chinooks femelles a considérablement changé au fil du temps. Dans les années 1980, en moyenne, environ 20 % des femelles étaient d'âge 7 au moment de la montaison, alors que 70 % étaient d'âge 6, et moins de 10 % étaient d'âge 5. Dans les années 2020, en moyenne, 5 % des femelles étaient d'âge 7 au moment de la montaison, tandis que 70 % étaient d'âge 6 et 25 % étaient d'âge 5 (figure 12c).

Quand la relation entre la taille des femelles et la fécondité (Ohlberger *et al.* 2020) est prise en considération, ces changements démographiques observés se traduisent par une baisse marquée du taux de reproduction moyen par géniteur (figure 12d). Plus précisément, le nombre total moyen d'œufs par géniteur a diminué d'environ 25 % entre la fin des années 1980 et le début des années 2020.

Ces changements démographiques entraînent des différences modestes dans la forme inférée de la relation avec le recrutement lorsque les géniteurs sont la mesure du taux de reproduction par rapport à l'utilisation de la masse totale des œufs (figure 13 c. figure 10). En raison du déclin observé du taux de reproduction, l'abondance des géniteurs qui devrait maximiser le recrutement (G_{NMR}), compte tenu des caractéristiques démographiques récentes (2019 à 2024), a été estimée comme étant en moyenne 40 % plus élevée dans toutes les UC que l'abondance des géniteurs estimée par rapport aux caractéristiques démographiques historiques (1985 à 1995) (tableau 7). En revanche, il a été estimé que la G_{NMR} , compte tenu des caractéristiques démographiques récentes (2019 à 2024), était en moyenne de 8 % plus élevée dans l'ensemble des UC que lorsque les changements démographiques n'étaient pas pris en considération (tableau 7), mais cela était très variable (53 % à -17 %). Pour plusieurs UC, les estimations de la G_{NMR} correspondaient à une plus faible abondance de géniteurs lorsque le changement démographique était explicitement pris en considération (c.-à-d. UC de Big Salmon, du moyen, de Nordenskiöld, de Pelly et de White). La raison pour laquelle les estimations étaient plus faibles pour certaines UC peut être attribuable à des formes subtilement différentes entre les

deux nouvelles relations entre le taux de reproduction (c.-à-d. géniteurs par rapport à la masse totale des œufs) et le recrutement; pour les UC comme Big Salmon et le cours intermédiaire du Yukon, par exemple, il semble y avoir plus de preuves de surcompensation lorsqu'on tient compte de la masse d'œufs, ce qui pourrait donner lieu à des estimations de l'abondance correspondante de géniteurs qui devraient maximiser le recrutement qui est plus bas que quand le point de référence est fondé sur la relation entre le nombre total de géniteurs et le recrutement.

3.5. ÉVALUATIONS RAPIDES DE L'ÉTAT SELON LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE

Une évaluation de l'état biologique des UC a été effectuée selon les méthodes exposées en détail dans l'algorithme d'évaluation rapide de l'état de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) (Pestal *et al.* 2023). Les principaux intrants de ces évaluations étaient des points de référence biologiques (tableau 5) et une série chronologique d'abondances reconstituées de géniteurs (c.-à-d. à partir du modèle de reconstitution de la remonte dans plusieurs UC) dans la plupart des cas, mais dans certains cas ce sont les évaluations des affluents qui ont été utilisées. Les données d'entrée et les états qui en découlent ont été déterminés au moyen d'une série de réunions avec des experts en la matière. L'algorithme d'évaluation rapide de l'état est un arbre décisionnel dans lequel les branches de l'arborescence comparent les valeurs des paramètres (p. ex. abondance absolue, tendances en matière d'abondance, abondance relative) aux seuils pour finalement arriver à des points finaux (ou nœuds) qui définissent l'état de l'UC et les taux de confiance connexes. Les résultats de ces évaluations sont brièvement résumés ici; de plus amples détails sont fournis à l'annexe E.

Dans l'UGS du saumon chinook du Yukon, quatre UC (Nordenskiöld, cours supérieur du Yukon, Stewart et White) ont été évaluées comme se trouvant dans la zone d'état rouge en raison de l'abondance des géniteurs au cours de la dernière génération, qui était inférieure à un seuil d'abondance absolue inférieur de 1 500 géniteurs. Ces états étaient fondés sur les estimations du modèle de reconstitution des remontes de l'abondance des géniteurs, à l'exception de celui de l'UC du cours supérieur du Yukon, qui était plutôt fondé sur des projets d'évaluation des affluents qui sont censés évaluer la majeure partie de l'UC. L'UC de Teslin et des eaux d'amont a été évaluée comme se trouvant dans la zone d'état rouge d'après les tendances de l'abondance des géniteurs découlant de deux relevés aériens effectués depuis longtemps. Il a été déterminé que ces projets d'évaluation correspondaient davantage aux observations locales et aux commentaires des experts qu'à l'état selon la PSS basé sur la reconstitution des remontes. D'autres UC de cette UGS ayant fait l'objet d'une évaluation rapide de l'état selon la PSS ont été classées dans la zone d'état ambre (figure 14).

L'évaluation de l'état pour l'UGS du saumon chinook de la Porcupine se limite aux UC de Porcupine et d'Old Crow, car les données de l'UC de Salmon Fork sont insuffisantes. Les UC de Porcupine et d'Old Crow ont été évaluées conjointement par sonar à compter de 2014. Depuis, les deux UC ont atteint une moyenne d'environ 4 000 au cours des six premières années et sont tombées à environ 400 au cours des quatre dernières années (2021 à 2024). La moyenne géométrique de la dernière génération (2019 à 2024) pour les UC combinées est de 695, ce qui est bien en deçà du seuil d'abondance absolue inférieur de 1 500. Les deux UC ont donc été évaluées comme étant dans la zone d'état rouge selon la PSS.

3.6. ÉTAT ET TENDANCES DE L'UGS

La taille globale des remontes et l'abondance des prises et des géniteurs pour l'UGS du saumon chinook du Yukon ont été calculées à partir des ajustements mis à jour (jusqu'en 2024) du modèle décrit dans Connors *et al.* (2022a).

L'UGS du saumon chinook du Yukon a connu des remontes relativement importantes de 1981 à 1995, puis un déclin marqué à la fin des années 1990, suivi d'une reprise modeste au milieu des années 2000, puis d'un déclin général depuis avec les plus faibles remontes observées de 2021 à 2024 (figure 15). Dans l'ensemble, l'UGS a diminué d'environ 87 % de 1981 à 2024. Contrairement à la taille de la remonte, les échappées de géniteurs ont varié d'une année à l'autre, mais elles ont été relativement constantes au fil du temps (bandes grises dans la figure 15a), à l'exception des très faibles abondances de géniteurs observées au cours des dernières années.

Les prises globales de l'UGS ont également varié considérablement au fil du temps, et les taux de prélèvement réalisés ont varié d'une moyenne de 68 % à la fin des années 1980 et au début des années 1990 à 18 % au cours de la décennie la plus récente (figure 15b). Au cours des quatre dernières années de montaison, les prélèvements ont été considérablement réduits et se situaient en moyenne entre 3 % et 8 %.

L'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon est évaluée comme étant en deçà de son PRL fondé sur l'état des UC parce que cinq UC ont été évaluées comme étant dans la zone d'état rouge. L'abondance globale des géniteurs au cours de la plus récente génération (6 ans) était en moyenne de 25 852, ce qui est inférieur au point de référence de la pêche proposé (inférieur) de 31 000 et bien en dessous du point de référence supérieur du stock proposé de 86 000. Le taux de prélèvement au cours de la même période a été en moyenne de 16 %.

L'UGS de la rivière Porcupine est également en deçà de son PRL fondé sur l'état des UC parce qu'il y a deux UC dans la zone d'état rouge, mais les limites des données empêchent les mesures de l'abondance et des tendances de prélèvement pour cette UGS.

4. FACTEURS ANTHROPIQUES, ÉCOSYSTÉMIQUES ET CLIMATIQUES AYANT UNE INCIDENCE SUR LE STOCK

Au cours de la dernière décennie, de nombreuses recherches ont été menées sur les facteurs anthropiques, écosystémiques et climatiques qui pourraient avoir contribué aux déclins récents et à long terme de la taille corporelle et de la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon. Les changements climatiques d'origine anthropique entraînent des changements clairs et directionnels dans les écosystèmes utilisés par le saumon chinook du fleuve Yukon, mais ils sont également susceptibles d'accroître la variabilité des conditions observées d'une année à l'autre. L'Arctique se réchauffe jusqu'à quatre fois plus vite que la planète (Rantanen *et al.* 2022), ce qui signifie que les populations de saumon du nord sont susceptibles de subir des changements plus rapides que celles du sud. Les populations les plus septentrionales du stock de saumon chinook du fleuve Yukon (c.-à-d. UGS de la rivière Porcupine) devraient être considérées comme globalement plus vulnérables aux changements futurs causés par le climat dans les milieux d'eau douce. Bien que le bassin versant du fleuve Yukon soit relativement peu modifié par l'activité humaine, certaines populations sont sujettes à d'importants impacts anthropiques localisés (p. ex. découlant de l'exploitation minière, des installations hydroélectriques, etc.) en plus des changements environnementaux globaux.

Ensemble, ces facteurs ont une incidence sur chaque stade biologique et sur l'écosystème utilisé par le saumon chinook du fleuve Yukon. Cependant, certains sont plus susceptibles d'être des facteurs de déclin de l'abondance et de la taille. De fortes corrélations entre l'abondance des saumons juvéniles et les remontes totales dans le fleuve Yukon portent à croire que les facteurs déterminants des récents déclins se produisent entre le stade adulte migrateur et le premier été en mer de leur progéniture (Finster *et al.* 2025). Les remontes récentes à la frontière canado-américaine ont été inférieures aux estimations de remonte à l'embouchure du fleuve Yukon, ce qui porte à croire que les adultes migrants se dirigeant vers

la partie canadienne du bassin du fleuve Yukon sont confrontés à des taux de mortalité élevés en cours de route.

Les sections ci-dessous et le tableau 8 résument ce que l'on sait actuellement des facteurs qui influent sur le stock par stade biologique, mais ne constituent pas un examen exhaustif. D'autres facteurs ayant une incidence sur les stocks se rapportant à l'habitat se trouvent à la section 6, et les répercussions des pêches sont décrites à la section 3.

4.1. ADULTES MIGRATEURS ET REPRODUCTEURS

La migration de retour en eau douce des saumons chinooks du fleuve Yukon adultes d'origine canadienne est l'une des plus longues chez les populations de saumons du Pacifique, jusqu'à 3 200 km (Brown *et al.* 2017). Il semble s'agir du stade biologique où les facteurs environnementaux et intrinsèques (p. ex. l'âge ou la taille) limitent le plus la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon et présentent le risque le plus élevé pour l'avenir du stock (Howard and von Biela 2023; Finster *et al.* 2025). Au cours de leurs longues migrations en eau douce, les saumons chinooks du fleuve Yukon d'origine canadienne peuvent être exposés à un large éventail de températures et de conditions de débit, particulièrement ceux qui frayent dans des affluents plus petits. Les températures quotidiennes maximales élevées et les températures hebdomadaires maximales sont associées négativement à la productivité de certaines UC (White, Stewart et Pelly) (Murdoch *et al.* 2024; Feddern *et al.* 2024). L'hypothèse formulée est que cela se produira par une réduction de la survie et du succès de fraie, avec des effets qui se répercuteront sur la production de juvéniles dans la génération suivante (von Biela *et al.* 2020; Murdoch *et al.* 2024). Le stress thermique commence à 18 °C et s'intensifie à 21 °C pour le saumon chinook du fleuve Yukon (U.S. EPA 2003; Bowen *et al.* 2020). Les saumons chinooks adultes qui ont connu des températures de l'eau plus chaudes et un débit plus faible dans le cours principal du fleuve Yukon pendant leur montaison avaient tendance à produire moins de juvéniles par adulte reproducteur (Howard and von Biela 2023). Le moment des migrations vers l'amont diffère d'une UC à l'autre (figure 5), probablement en partie en raison des régimes thermiques dans lesquels les œufs incubent (Connors *et al.* 2022b), et les UC peuvent être adaptées différemment aux températures pendant leur migration de fraie. Cette adaptation ainsi que l'exposition cumulative à la chaleur pour les poissons dont la migration est plus longue peuvent expliquer la variation entre les UC dans leurs relations avec les températures de migration, par exemple, la productivité des UC du cours principal a tendance à être peu associée à la température de migration, tandis que les UC de Pelly, Stewart et White ont tendance à être les plus étroitement liées (Feddern *et al.* 2024).

Les agents pathogènes et les maladies sont également une préoccupation chez les adultes migrants, et leur incidence est probablement influencée par les conditions environnementales (p. ex. la température pendant les montaisons). *Ichthyophonus hoferi* est un pathogène qui peut infecter le saumon chinook immature ou en cours de maturation dans le milieu marin (Murphy *et al.* 2023; Murphy 2024), mais l'infection est plus susceptible d'avoir une incidence sur la survie et le succès de reproduction pendant les migrations de fraie. Ce parasite semble infecter les saumons chinooks femelles plus que les mâles (Kocan *et al.* 2004). Les infections semblent être les plus graves près du milieu de la migration du saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne (entre l'entrée dans le fleuve et la frontière canado-américaine), et on croit que l'*Ichthyophonus* entraîne une mortalité importante en cours de route du saumon chinook du fleuve Yukon en aval de la frontière canado-américaine, bien qu'elle n'ait pas été quantifiée (Liller and Ferguson 2023; Finster *et al.* 2025).

Un autre problème qui touche les géniteurs est la carence en thiamine, un problème qui peut découler en partie d'une mauvaise alimentation dans le milieu marin (Larson and Howard 2019). Les faibles niveaux de thiamine chez les adultes reproducteurs et, par la suite, les faibles

réserves de thiamine dans les œufs peuvent contribuer à réduire la taille des remontes (Larson and Howard 2019; Howard and von Biela 2023), mais il y a peu de recherche sur ses répercussions et ses causes chez le saumon chinook du fleuve Yukon. Bien que les données propres aux UC ne soient pas disponibles, la carence en thiamine touche probablement de façon disproportionnée les saumons chinooks du fleuve Yukon dont les migrations sont les plus longues (p. ex. les UC du cours supérieur du Yukon, de Teslin et de Pelly), comme en témoignent les faibles niveaux de thiamine observés dans les frayères des saumons chinooks qui migrent sur une plus longue distance (Larson and Howard 2019).

En plus de ces facteurs de stress biotiques et abiotiques, les installations hydroélectriques de Mayo et des rapides de Whitehorse posent des défis localisés à la migration des adultes. L'installation de Mayo, construite dans les années 1950, obstrue le passage des poissons adultes et fait disparaître localement le saumon chinook du cours supérieur de la rivière Mayo et du lac Mayo, dans l'UC de Stewart. Les déficits en gravier et les ouvrages sur les chenaux pourraient également contribuer à réduire la qualité de l'habitat de fraie sous le barrage (Finster *et al.* 2025). La centrale hydroélectrique des rapides de Whitehorse (UC du cours supérieur du fleuve Yukon) et le barrage de stockage sont dotés d'échelles à poissons pour le passage des adultes, mais l'efficacité de l'échelle est faible (31 %), en particulier chez les femelles (13 %, Twardek *et al.* 2023a). Il a été déterminé que de nombreux saumons femelles du fleuve Yukon en aval des rapides de Whitehorse avaient conservé leurs œufs (n'avaient pas frayé), 16 % de la fécondité totale y ayant été retenue comparativement à 2 % dans la rivière Teslin (Jessup and Graff 2024). L'hypothèse formulée est que les femelles qui ne réussissent pas à franchir la passe migratoire des rapides de Whitehorse sont soit incapables de trouver des frayères convenables sous le barrage, soit en manque d'énergie pour frayer (Jessup and Graff 2024).

Les taux de prélèvement du saumon chinook du fleuve Yukon ont été historiquement très élevés certaines années pour lesquelles des estimations existent (p. ex. plus de 70 %; figure 15), et ils pourraient avoir été aussi élevés ou plus élevés au cours des années précédentes. Cela a presque certainement entraîné la disparition de certaines des populations reproductrices les moins productives au fil du temps (Connors *et al.* 2022b), bien que la mesure dans laquelle cela s'est produit soit inconnue.

4.2. ŒUFS, ALEVINS ET SMOLTS

La survie du saumon aux stades de l'incubation (œufs) et de l'alevinage en eau douce est influencée par l'hydrologie et les conditions climatiques plus générales. Certaines données indiquent que des débits supérieurs à la moyenne pendant l'incubation des œufs à l'automne sont négativement associés à la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon (Feddern *et al.* 2024). Des températures hivernales plus chaudes en eau douce pendant l'incubation et l'élevage sont associées à une productivité du saumon chinook du fleuve Yukon supérieure à la moyenne (Murdoch *et al.* 2024). Toutefois, il est peu probable que les changements liés à la survie des œufs soient principalement responsables du déclin de la productivité observé dans les populations de saumon chinook du fleuve Yukon (Lamborn *et al.* 2025).

Les conditions climatiques et hydrologiques pendant l'alevinage sont également associées à la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon. Des niveaux élevés de précipitations au stade des alevins sont associés à une productivité plus faible (Murdoch *et al.* 2024). La date de la fonte des glaces du fleuve Yukon (débâcle de la glace de rivière au printemps) est associée à la période de dévalaison des smolts, et un lien a été établi entre les années où la fonte des glaces est plus précoce et l'augmentation des taux de survie et de productivité du saumon chinook (Cunningham *et al.* 2018; Murdoch *et al.* 2024). Dans les petits affluents, la formation de glace de rivière (aufeis) peut réduire ou même arrêter le débit du cours d'eau, ce qui peut être mortel pour les saumons en croissance (Bradford *et al.* 2001). Les changements climatiques devraient

entraîner une fonte hâtive de la glace, mais aussi une augmentation de la variabilité des températures hivernales, ce qui pourrait accroître la prévalence de formations de glace irrégulières comme les aufeis. Les répercussions observées des changements climatiques sur la croissance du saumon chinook du fleuve Yukon semblent avoir des causes complexes, et les réponses futures sont incertaines. L'Arctique se réchauffe plus rapidement que les latitudes plus méridionales (Rantanen *et al.* 2022), ce qui signifie que les habitats d'eau douce utilisés par un plus grand nombre d'UC du Nord (Porcupine, Old Crow et Salmon Fork) sont susceptibles de subir les effets cumulatifs les plus graves des changements climatiques, du dégel du pergélisol qui en résulte et de la récession glaciaire, dont il est question à la section 6.

La centrale hydroélectrique des rapides de Whitehorse exige que les smolts de l'UC du cours supérieur du Yukon passent en aval par-dessus le déversoir, par les turbines de production d'électricité ou par l'échelle à poissons. Des études récentes indiquent que les taux de mortalité en aval pourraient atteindre jusqu'à 30 % et qu'ils pourraient paralyser les juvéniles lorsqu'ils passent dans l'installation, ce qui accroît leur vulnérabilité aux prédateurs en aval (Twardek *et al.* 2023b). Il est possible que les régimes d'écoulement et les déficits de gravier de la centrale hydroélectrique de Mayo aient une incidence sur l'incubation et l'alevinage sous le barrage, mais l'ampleur de l'impact n'est pas claire (Finster *et al.* 2025).

L'exploitation des placers, dont la quasi-totalité (96 %) se produit dans le cours central du fleuve Yukon (van Loon 2025), peut avoir un impact important sur les lits de cours d'eau, les berges et le terrain environnant. L'utilisation d'écluses, l'aménagement de routes et les bassins de résidus peuvent accroître les sédiments fins en suspension, déposer des sédiments en aval et causer une déstabilisation des berges. La sédimentation peut avoir une incidence sur l'incubation des œufs de saumon en entravant l'absorption d'oxygène, réduisant ainsi le taux de survie de l'œuf à l'alevin (Jensen *et al.* 2009). Des niveaux élevés de sédimentation et de turbidité peuvent également avoir une incidence sur la survie des alevins en réduisant la productivité primaire et secondaire des systèmes aquatiques, et peuvent aussi modifier le comportement des alevins (DFO 2000). Les activités minières peuvent également libérer des métaux lourds et modifier le pH des cours d'eau, ce qui peut avoir des effets nocifs sur les œufs et les alevins. Les règlements actuels sur l'exploitation des placers ne tiennent pas compte des effets cumulatifs de multiples emplacements miniers dans un bassin hydrographique, et l'exploitation minière a lieu dans plusieurs UC de saumon chinook du fleuve Yukon. La plus grande partie de l'or produit par l'exploitation des placers (47 %) a lieu près de Dawson dans les UC du nord du fleuve Yukon et de White, avec de petites exploitations près du cours inférieur de la rivière Stewart, de Mayo, de la rivière McQuesten sud, de Kluane, de Whitehorse, de Livingstone et de Dawson Range (van Loon 2025). Cumulativement, l'exploitation des placers pour l'or a lieu dans six des douze UC de saumon chinook du fleuve Yukon (Nord, White, Stewart, cours intermédiaire du fleuve Yukon, cours supérieur du fleuve Yukon et Teslin). D'autres changements de la qualité de l'eau peuvent découler de la fonte du pergélisol par le rejet de toxines ou de métaux lourds stockés (Finster *et al.* 2025).

4.3. JUVÉNILES

Les conditions climatiques et écosystémiques que le saumon rencontre au cours de sa première année en milieu marin ont un impact majeur sur la croissance et la survie. Tout comme la glace de rivière, la glace de mer dans la mer de Béring est liée à la dévalaison du saumon chinook du fleuve Yukon, et la productivité est plus élevée lorsque la glace de mer fond tôt (Bradford *et al.* 2008; Howard *et al.* 2017; Feddern *et al.* 2024). La diminution de la couverture de glace dans l'estuaire peut également être associée à une augmentation des ressources alimentaires disponibles pour les saumons juvéniles (Murphy *et al.* 2021). Une dévalaison précoce et des ressources alimentaires abondantes permettent une croissance et

une survie plus élevées au cours des premiers mois de la vie marine, qui sont considérés comme un stade biologique critique avec une mortalité relativement élevée (Cunningham *et al.* 2018). Des températures hivernales plus chaudes au cours de la première année en mer sont également associées à une productivité plus élevée pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne, mais il y a moins de preuves d'une relation avec les températures estivales (Murdoch *et al.* 2024; Feddern *et al.* 2024). Les changements climatiques futurs continueront probablement de réduire la glace de mer et d'augmenter les températures hivernales, mais il ne faut pas supposer que cela se traduira par des résultats positifs pour le saumon chinook du fleuve Yukon. Le taux de réchauffement des océans dans la mer de Béring est plusieurs fois plus élevé qu'ailleurs dans le Pacifique Nord, et les relations historiquement positives entre le saumon et des conditions océaniques chaudes peuvent s'éroder ou même s'inverser dans de nouvelles conditions (Litzow *et al.* 2018, 2020). Les conditions chaudes au début de la vie marine peuvent déjà avoir des effets néfastes. Par exemple, l'augmentation des températures à ce stade du cycle biologique a été corrélée avec une augmentation du nombre de madeleineaux (saumons qui reviennent plus tôt), contribuant ainsi au déclin global de la taille moyenne des géniteurs (Murphy *et al.* 2021). En outre, les températures chaudes de la surface de la mer favorisent une communauté de copépodes plus petits et à plus faible densité énergétique, par opposition aux copépodes plus gros qui sont des proies de grande qualité pour le saumon et le poisson fourrage (Siddon 2023). Par conséquent, la densité énergétique des juvéniles du saumon chinook du fleuve Yukon mesurée dans l'est de la mer de Béring était faible en 2019, lors d'une vague de chaleur marine à Siddon (2023). Simultanément, un grand nombre de saumons roses en croissance dans l'est de la mer de Béring (principalement en provenance de la Russie) peut entraîner des changements dans la communauté zooplanctonique vers des copépodes plus petits (Siddon 2023). La disponibilité et la qualité des proies sont doublement touchées par les processus ascendant (climat) et descendant (saumon rose) à un stade critique de croissance, ce qui pourrait avoir une incidence sur la survie, la taille et l'état des saumons qui reviennent ou qui sont capturés par les pêches.

Le saumon chinook subadulte et adulte est vulnérable à la prédation par les superprédateurs, y compris les taupes du Pacifique et les épaulards, notamment dans l'est de la mer de Béring (Seitz *et al.* 2019). Certaines données indiquent que l'abondance des épaulards augmente dans le Pacifique Nord en général, ce qui pourrait contribuer au déclin de la survie et de la taille des saumons causé par la prédation sélective des grands saumons chinooks dans les eaux côtières (Ohlberger *et al.* 2019). Cependant, aucune recherche n'indique le rôle que les superprédateurs peuvent jouer dans la diminution de la taille et de l'abondance du saumon chinook du fleuve Yukon en particulier.

4.4. ADULTE

Les données relatives au stade biologique adulte en mer sont relativement rares parce que leur habitat pendant cette période comprend des zones extracôtières dans le centre et l'ouest de la mer de Béring (Myers *et al.* 2010). Tout comme le saumon chinook juvénile, le saumon chinook adulte peut être touché par une abondance de saumons roses avec lesquels il a des interactions compétitives (Ruggerone, 2016; Feddern *et al.* 2024; Lamborn *et al.* 2025). Tandis que le saumon rose et le saumon chinook occupent généralement une niche trophique différente en tant qu'adultes (Johnson and Schindler 2009), le saumon rose peut causer des cascades trophiques qui modifient la disponibilité de proies pour d'autres espèces de saumon (Ruggerone *et al.* 2023). L'abondance du saumon rose augmente depuis le milieu des années 1980, en partie à cause des libérations de grandes éclosures en Russie et en Alaska. La qualité et la disponibilité des proies sont également une préoccupation pour le saumon adulte, car des changements induits par les changements climatiques dans le réseau trophique marin semblables à ceux documentés dans l'est de la mer de Béring se produisent probablement

dans l'ensemble de la mer de Béring. Comme au stade juvénile, les régimes alimentaires marins sont à l'origine de certaines conditions qui se manifestent pendant la migration vers les frayères en amont, y compris une carence en thiamine (Larson and Howard 2019) et l'infection par *Ichthyophonus* (White *et al.* 2014).

Des proies sous-optimales et une concurrence accrue pour le saumon chinook combinées à un rétrécissement prévu de l'habitat océanique convenable (Abdul-Aziz *et al.* 2011) contribuent probablement déjà à de moins bonnes conditions d'habitat marin pour le saumon chinook adulte du fleuve Yukon d'origine canadienne, au stade biologique de la vie en mer. Cependant, l'habitat en haute mer que le saumon chinook occupe à l'âge adulte est régi par des processus climatiques à grande échelle qui présentent des changements de régime ayant d'importantes répercussions sur la croissance et la survie du saumon adulte (Litzow *et al.* 2018). Les tendances observées pourraient ne pas se poursuivre dans l'avenir, car le climat du Pacifique Nord continue de changer et les écosystèmes changent en conséquence.

5. MISE EN VALEUR

5.1. HISTORIQUE DE LA MISE EN VALEUR DU SAUMON CHINOOK DU FLEUVE YUKON

Au cours des 40 dernières années, plusieurs activités de mise en valeur ont visé le saumon chinook du fleuve Yukon, bien qu'elles aient été plutôt modestes. Ces activités comprenaient des écloseries, des installations d'incubation et des projets d'incubation en cours d'eau (figure 16). Le projet de mise en valeur le plus important et le plus long a été l'écloserie des rapides de Whitehorse, qui a commencé ses activités en 1984 pour atténuer la mortalité des juvéniles migrants du saumon chinook induite par les turbines associée à la centrale électrique des rapides de Whitehorse (W.R. Ricks Consulting and DNA Enterprises 1996). L'écloserie a été conçue pour une capacité maximale de 400 000 smolts chinook 0+ élevés jusqu'à un poids de 2 grammes. À l'heure actuelle, la cible de relâche annuelle est fixée à 150 000 smolts 0+ saumon chinook, dont la majorité (80 000) est destinée au ruisseau Michie aux fins de rétablissement. Des relâches ont eu lieu dans plusieurs autres affluents uniques (c.-à-d. le ruisseau Wolf, la rivière McClintok, le ruisseau Fox, le ruisseau Byng et le ruisseau Judas). Les relâches totales moyennes de 2019 à 2024 étaient d'environ 101 000 smolts de 0+. À des degrés divers, les nageoires adipeuses des juvéniles ont été entaillées et des micromarques magnétisées codées (MMC) ont été appliquées depuis 1984. Plus récemment, le marquage fondé sur la filiation (MFF) a été mis en œuvre à compter de l'année d'éclosion 2019. L'ablation des nageoires et la pose de MMC permettent la gestion génétique des écloseries en saison en permettant d'identifier les poissons d'écloseries et de réduire au besoin le nombre total de géniteurs provenant des écloseries. En théorie, elles fournissent également de l'information sur les prélèvements et l'évaluation grâce à la recapture des poissons munis d'une étiquette et dont la nageoire a été entaillée, mais les programmes d'échantillonnage des prises ne sont probablement pas assez robustes pour estimer de façon fiable les interactions dans les pêches (Connors *et al.* 2022a). En plus de son objectif principal d'atténuation, l'écloserie des rapides de Whitehorse appuie les activités d'intendance et d'éducation en fournissant chaque année jusqu'à 2 000 œufs pour les incubateurs du programme en classe Au fil de l'eau.

L'écloserie des rapides de Whitehorse appartient à la Société d'énergie du Yukon et est exploitée par cette dernière. Chaque année, le personnel de l'écloserie, en collaboration avec les Premières Nations locales, établit des plans d'exploitation et prend des décisions de production. Le Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO publie les cibles de production de l'écloserie pour l'installation et s'y engage plus largement au moyen d'un processus de planification intégrée de la production, qui tient compte des priorités et du mandat

du MPO, de la Politique concernant le saumon sauvage, de la santé du poisson et des interactions entre l'écloserie et la nature. Ces plans comprennent des détails sur les cibles de relâche par stock, la stratégie et le lieu de relâche, ainsi que sur l'ablation des nageoires et la pose d'étiquettes¹. L'écloserie de Whitehorse Rapids est devenue la seule installation d'amélioration active dans le bassin versant après que l'installation d'incubation du poisson du ruisseau McIntyre a été détruite par un incendie en 2018. Les activités de mise en valeur à l'écloserie des rapides de Whitehorse semblent avoir augmenté le nombre total d'adultes en montaison dans l'UC du cours supérieur du fleuve Yukon, bien qu'aucun rapport portant sur l'efficacité du programme relativement à l'atténuation de la mortalité associée aux barrages hydroélectriques n'ait été publié.

La gestion génétique est une priorité pour la planification opérationnelle en écloserie et la gestion du saumon qui ont évolué au fil du temps. Des travaux récents de Withler *et al.* (2018) et la mise à jour des lignes directrices améliorées sur la contribution (DFO 2024b) fournissent une orientation sur le risque génétique que posent les activités prolongées de mise en valeur des écloseries sur les stocks sauvages, en identifiant l'influence naturelle proportionnelle (INP) comme paramètre clé pour mesurer l'influence génétique des écloseries. L'INP est une mesure largement appliquée pour évaluer, classer et surveiller les niveaux d'influence des écloseries et le risque génétique pour l'état adaptatif naturel des populations « intégrées » (Hatchery Scientific Review Group 2009, 2015). Dans ce contexte, les populations intégrées sont celles où les saumons d'origine naturelle et d'écloserie frayent à la fois dans l'écloserie et dans les milieux naturels, avec un flux génétique entre les deux. L'INP est calculée en divisant la proportion du stock de géniteurs d'origine naturelle par la combinaison du stock de géniteurs d'origine naturelle et des reproducteurs provenant d'écloseries. Le paramètre de l'INP est associé à des désignations biologiques particulières qui vont de « sauvage » à « intégrée-écloserie », tel que défini dans Withler *et al.* (2018). Avec une INP moyenne de 0,72 (2019 à 2024), les populations de saumon chinook du fleuve Yukon au-dessus de la passe migratoire (faisant partie de l'UC du cours supérieur du fleuve Yukon; CK-69) sont considérées comme des espèces « intégrées-transition », où le saumon d'origine naturelle est en majorité et où le flux génétique est dominé par l'environnement naturel (figure 17). Afin de réduire au minimum les risques génétiques à long terme, il est habituellement recommandé que les programmes de rétablissement visent une désignation intégrée-sauvage (INP>0,8), lorsque la productivité naturelle est suffisante.

Les incubateurs dans les cours d'eau sont utilisés comme un moyen peu coûteux d'améliorer les taux de fécondation et la survie des œufs dans les cours d'eau jusqu'à l'émergence. Bien qu'ils aient été utilisés à de multiples endroits dans le bassin versant du Yukon (p. ex. ruisseau Deadman (Environmental Dynamics Inc. 2021a), ruisseau Ibex (Environmental Dynamics Inc. 2021b), rivière Nisultin (Environmental Dynamics Inc. 2023a), ruisseau Fox (Ta'an Kwäch'än Council 2024)), il n'existe actuellement aucune base de données centralisée sur ces activités. Le succès des incubateurs dans les cours d'eau peut être très variable selon les conditions du site, les conditions météorologiques et la méthodologie, entre autres facteurs (Environmental Dynamics Inc. 2021a).

¹ DFO. Sous presse. Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) - Plan de gestion intégrée des pêches - Tableaux de données, région du Pacifique.

5.2. ACTIVITÉS POTENTIELLES DE PLANIFICATION DE LA MISE EN VALEUR QUI POURRAIENT CONTRIBUER AU RÉTABLISSEMENT DES STOCKS

Les activités de mise en valeur à des fins de rétablissement ou de conservation devraient éliminer les goulots d'étranglement identifiés qui nuisent à la survie du saumon et faire partie d'une stratégie globale de rétablissement qui tient compte de l'habitat et des mesures visant les pêches. Cependant, la mise en valeur pour le rétablissement ou la conservation comporte souvent des risques accrus pour les populations sauvages et doit être caractérisée par des objectifs bien définis, un plan clair de transition passant par des étapes de rétablissement, un programme de surveillance robuste et des mesures de protection solides qui reconnaissent le potentiel génétique et le risque écologique et de maladie associé à la mise en valeur (DFO 2013). La meilleure façon d'y parvenir consiste à élaborer des plans de mise en valeur qui résument les objectifs, les buts et les résultats escomptés de la mise en valeur en consultation avec les Premières Nations et les intervenants. Les principales activités initiales à envisager pour le saumon chinook du fleuve Yukon, tirées des directives sur les écloséries de conservation, comprennent (Bradford *et al.* 2025) :

1. Déterminer les menaces et les facteurs de stress qui contribuent aux faibles rendements et déterminer si la mise en valeur en éclosérie pourrait contribuer aux efforts de rétablissement ou de conservation. Par exemple, les mesures de gestion des écloséries peuvent aider à atténuer ou à éviter les goulots d'étranglement en eau douce ou à favoriser le retour dans l'habitat de fraie privilégié au moyen de diverses stratégies de relâche.
2. Évaluer la probabilité de rétablissement d'une population sauvage autosuffisante, ce qui éclairera les objectifs de mise en valeur, l'approche et les résultats possibles. Par exemple, lorsque le rétablissement est possible, la supplémentation à court terme peut accélérer le rétablissement ou stabiliser une population pendant que les menaces ou les facteurs de stress sont abordés. Lorsque le rétablissement est improbable, un programme d'écloséries peut être utilisé pour répondre à d'autres valeurs, y compris l'utilisation par les humains et les écosystèmes. Toutefois, il faudrait que l'objectif de mise en valeur soit d'une clarté exceptionnelle avant que l'élaboration de ces programmes soit entreprise, et pour le saumon chinook du Yukon, il faudrait se limiter aux objectifs de conservation, d'évaluation ou d'intendance à faible risque à petite échelle.
3. Concevoir un plan de mise en valeur fondé sur les objectifs de rétablissement des géniteurs et les phases et déclencheurs de rétablissement correspondants. Les plans de mise en valeur axés sur le rétablissement ou la conservation devraient comprendre des cibles d'échappées définies, des points de référence des pêches, des points de référence qui sont explicitement liés aux échappées « sauvages », ainsi que des échéanciers; les mesures relatives aux écloséries, à l'habitat et au prélèvement doivent être coordonnées pour atteindre des objectifs clairement définis liés à la population, à l'unité de conservation ou à la gestion des stocks.

6. HABITAT

6.1. CONDITIONS DE L'HABITAT D'EAU DOUCE

Le relief du Yukon est caractérisé par des montagnes, des plateaux et des vallées qui soutiennent une mosaïque diversifiée d'écosystèmes de forêts, de toundra, de prairies, de zones arbustives et de terres humides. Les écosystèmes terrestres et aquatiques sont considérés comme relativement intacts dans l'ensemble du bassin versant du Yukon (Brabets *et al.* 2000), et l'accès à la majeure partie du bassin versant est possible uniquement par bateau ou par aéronef. Le fleuve Yukon présente une variabilité saisonnière considérable des

conditions environnementales, les débits d'été étant beaucoup plus élevés que ceux d'hiver (Brabets *et al.* 2000). Des débits d'eau aussi faibles que $1\,200\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ sont observés en hiver, et des épisodes de débit de plus de $19\,800\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ se produisent au printemps (USGS 2022). Le fleuve gèle dans l'ensemble du bassin versant en hiver et la débâcle survient à la fin du printemps, habituellement à la mi-mai (Eiler *et al.* 2023). Le cours principal est relativement profond, soit plus de 20 m dans la partie inférieure du fleuve, mais il devient moins profond, de 8 à 10 m, dans la partie canadienne du bassin versant (Eiler *et al.* 2023).

Les habitats d'eau douce que le saumon chinook du fleuve Yukon utilise subissent d'importantes transformations environnementales causées par les changements climatiques, qui jouent probablement un rôle dans le déclin de leurs populations (Smith *et al.* 2004; Murdoch *et al.* 2024). Les saumons chinooks qui migrent dans le bassin versant du fleuve Yukon sont régulièrement confrontés à des températures de l'eau qui provoquent des réactions de stress (supérieures à $18\text{ }^{\circ}\text{C}$, U.S. EPA [2003]), en particulier dans le bassin versant de la rivière Porcupine, ce qui entraîne une réduction du succès de reproduction (von Biela *et al.* 2020; Murdoch *et al.* 2024). Au cours des dernières décennies, la fonte du printemps et la débâcle de la glace de rivière plus hâtives ont modifié les habitudes migratoires et la disponibilité de l'habitat pour les espèces aquatiques (Smith *et al.* 2004; Bush et Lemmon 2019). Le dégel du pergélisol et l'augmentation des précipitations estivales contribuent à la hausse du débit des cours d'eau et de la sédimentation, et les phénomènes météorologiques extrêmes plus fréquents ont une incidence sur la clarté et la qualité de l'eau. Ces changements contribuent également à l'instabilité des berges, dégradant davantage les habitats essentiels de fraie et d'alevinage (Murdoch *et al.* 2024). Il y a un pergélisol continu dans l'ensemble de l'UGS de la rivière Porcupine et une partie de l'UC du nord du fleuve Yukon (Heginbottom *et al.* 1995), et ces populations sont donc plus susceptibles de subir des changements dans la qualité de l'eau en raison du dégel du pergélisol.

Ces impacts environnementaux devraient s'intensifier dans le contexte des changements climatiques futurs. Des inondations plus fréquentes et intenses en raison de l'augmentation des précipitations pendant les mois d'été pourraient déplacer les saumons juvéniles de leurs habitats d'alevinage, augmentant ainsi les risques de mortalité (Murdoch *et al.* 2024). À mesure que les glaciers se retireront, les débits d'eau estivaux dans les systèmes glaciaires pourraient devenir moins prévisibles, avec des réductions potentielles de la disponibilité de l'eau pendant les périodes critiques de migration du saumon (Smith *et al.* 2004). Les effets du recul des glaces sur le débit et le moment du flux des cours d'eau ont déjà été observés, notamment dans le lac Kusawa, au sud du Yukon (UC du cours supérieur du fleuve Yukon) (Zdanowicz *et al.* 2018) et au lac Kluane et à la rivière Slims (UC de White) avec le recul du glacier Kaskawulsh (Shugar *et al.* 2017).

6.2. ACTIVITÉS DE RESTAURATION ET DE SURVEILLANCE DE L'HABITAT QUI POURRAIENT CONTRIBUER AU RÉTABLISSEMENT

En réponse aux défis auxquels fait face le saumon chinook dans la partie canadienne des bassins versants du fleuve Yukon et de la rivière Porcupine, un éventail d'activités d'intendance et de restauration ont été mises en œuvre ou sont envisagées. Ces efforts comprennent la protection des bassins versants et de l'habitat, des programmes de surveillance ciblés et la conservation des refuges en eau froide, tous visant à promouvoir la santé et le rétablissement à long terme du saumon chinook du fleuve Yukon.

La protection et le rétablissement des ruisseaux et des rivières, en particulier ceux qui sont vulnérables à l'augmentation des précipitations et de la sédimentation, sont jugés importants pour la survie des saumons juvéniles (Murdoch *et al.* 2024). L'amélioration de la surveillance environnementale peut aider à suivre les températures des cours d'eau, les régimes

d'écoulement et les niveaux de sédiments afin de détecter rapidement les changements dans les conditions d'eau douce (Murdoch *et al.* 2024). Les Premières Nations du Yukon, le gouvernement du Yukon et Pêches et Océans Canada travaillent à normaliser la surveillance de la température dans l'ensemble du bassin versant. La sédimentation et les températures élevées de l'eau se produisent fréquemment dans les secteurs où la zone riveraine est dégradée, ce qui nuit aux habitats de fraie et d'alevinage (Pusey and Arthington 2003). La restauration des zones riveraines consiste à revégétaliser les berges des cours d'eau et à ajouter de gros débris organiques pour stabiliser les berges et améliorer la qualité de l'habitat, ce qui fournit de l'ombre et régule la température de l'eau (Kirkland and Wondzell 2020; Varner *et al.* 2023), et apporte des nutriments essentiels au saumon. La restauration et la remise en état devraient également comprendre l'amélioration de la connectivité des plaines inondables et de la stabilité latérale (Chevreaux and Clarkson 2015; Varner *et al.* 2023).

L'amélioration du passage du poisson pourrait également appuyer les efforts de restauration de l'habitat dans certaines parties du bassin fluvial. Des barrières comme les barrages et les ponceaux peuvent obstruer les voies de migration du saumon, ce qui empêche l'accès aux habitats de fraie et d'alevinage. Seulement deux barrages importants ont une incidence sur le saumon chinook du fleuve Yukon – la centrale électrique de Mayo bloque complètement le passage en amont du saumon chinook de l'UC de Stewart et il a été démontré que peu de saumons réussissent à passer la centrale électrique des rapides de Whitehorse (Twardek *et al.* 2023a) pour l'UC du cours supérieur du fleuve Yukon. Les processus de renouvellement des permis d'utilisation de l'eau pour la centrale électrique de Mayo et la centrale électrique des rapides de Whitehorse sont en cours, et des commentaires reçus du public durant ces deux processus demandaient l'installation d'une passe à poissons (Yukon Energy 2024) et l'amélioration du passage du poisson, respectivement. Ces projets devraient cerner les obstacles auxquels il faut remédier en priorité, concevoir et mettre en œuvre des solutions de passage du poisson, comme le remplacement d'échelles à poissons ou de ponceaux, et évaluer l'efficacité de solution à faciliter la circulation du saumon.

La Yukon River Drainage Fisheries Association (YRDFA) a identifié plusieurs ponceaux potentiellement préoccupants pour le passage du saumon, ce qui souligne la nécessité de telles évaluations (YRDFA 2025), et la recherche a mis l'accent sur la nécessité d'une connectivité entre les frayères et un accès libre à celles-ci (Isaak *et al.* 2007; Brown *et al.* 2017). Il faut travailler davantage avec les propriétaires fonciers et les biologistes pour identifier les ponceaux problématiques dans la partie canadienne du bassin versant. De plus, les barrages de castor, qui peuvent créer des obstacles au passage et réduire la connectivité, tant pour les saumons juvéniles qui accèdent à des cours d'eau non natals que pour ceux qui reviennent frayer, font l'objet d'une surveillance accrue (Connors *et al.* 2016; Malison *et al.* 2016). À l'inverse, dans certains systèmes, des signes indiquent que les étangs créés par l'activité des castors peuvent être bénéfiques pour le saumon en croissance (Pollock *et al.* 2004), et l'effet de la présence du castor peut fortement dépendre de chaque cas.

L'identification et la préservation de refuges en eau froide sont également envisagées pour protéger les zones essentielles à la migration des saumons et à la fraie, surtout à mesure que les températures augmentent dans les rivières. Les saumons en migration comptent sur des cours d'eau plus frais et secondaires pour réduire le stress pendant ces conditions plus chaudes (von Biela *et al.* 2020; Eiler *et al.* 2023). Il reste du travail à faire pour localiser ces refuges. De plus, il est essentiel d'identifier les sites d'eaux souterraines utilisés pour l'alevinage, car l'approvisionnement en eau souterraine peut avoir une incidence sur les charges en éléments nutritifs lorsque les débits de surface sont gelés en hiver (Bradford *et al.* 2001). L'identification de l'habitat des juvéniles au moyen de l'ADNe ou de l'échantillonnage des juvéniles peut aider à déterminer les emplacements des eaux souterraines et l'habitat à cibler

aux fins de protection réglementaire. Des projets comme ceux-ci, qui ont déjà commencé principalement dans le bassin versant supérieur, aident à déterminer l'utilisation de l'habitat du saumon chinook du fleuve Yukon tout au long de son cycle de vie. L'augmentation de la couverture pour identifier les refuges thermiques et les eaux souterraines dans tout le bassin versant donnera une image plus complète des habitats productifs et contribuera aux bases de données hydrologiques.

De plus, la qualité de l'eau est une composante des efforts de restauration de l'habitat. La pollution, le ruissellement des éléments nutritifs et les répercussions en aval de l'exploitation minière peuvent dégrader la qualité de l'eau, ce qui a une incidence sur la santé et la survie du saumon (Gormley *et al.* 2005; Sergeant *et al.* 2022). L'identification des sources et des niveaux de polluants, ainsi que la compréhension de leurs répercussions sur les populations de saumons, sont nécessaires pour éclairer les stratégies d'atténuation. Bien qu'une grande partie du bassin versant du fleuve Yukon soit peu touchée par les pratiques d'utilisation des terres et la gestion des eaux usées, l'exploitation minière de l'or et du quartz est une source de contaminants de l'eau, et les anciennes activités minières peuvent avoir des effets persistants pendant des années après l'assainissement (Sergeant *et al.* 2022). En juin 2024, une défaillance catastrophique du remblai de lixiviation de la mine d'or Eagle a entraîné un glissement de terrain qui a libéré environ 300 millions de litres de solution chargée de cyanure dans l'environnement environnant. Des efforts d'assainissement sont en cours, mais des niveaux élevés de cyanure, de cobalt, de cuivre et de nitrite ont persisté à divers degrés dans les plans d'eau avoisinants, y compris un affluent de la rivière McQuesten, un réseau de fraie connu dans l'UC du nord du Yukon (gouvernement du Yukon 2025). La qualité de l'eau est surveillée de près, mais les répercussions de l'incident sur le saumon chinook du fleuve Yukon ne sont pas encore connues. En 2000, un déversement de 100 millions de litres de cyanure et d'une solution chargée de métaux lourds dans un affluent du fleuve Tisza en Roumanie et en Hongrie a causé la mort massive de nombreuses espèces de poissons. À la suite de la toxicité aiguë du déversement, une étude d'écotoxicologie menée sur deux ans a révélé que, bien que la communauté aquatique se soit rétablie, les plantes et les algues ont bioaccumulé des métaux lourds, ce qui pourrait mettre en péril les niveaux trophiques plus élevés (Lakatos *et al.* 2003). La surveillance continue de la qualité de l'eau, en particulier dans la région de la rivière McQuesten et du bassin versant de la rivière Klondike, est essentielle pour déterminer les répercussions de l'exploitation minière sur le saumon.

Il est de plus en plus reconnu qu'un aspect clé de toute restauration prospective consiste à intégrer le savoir autochtone dans les efforts de restauration, puisque les collectivités autochtones possèdent de précieuses connaissances écologiques traditionnelles qui peuvent mener à des stratégies de conservation bien fondées et efficaces ou y contribuer. Par exemple, le savoir autochtone peut fournir des renseignements sur les bases de référence écologiques, comme les indicateurs d'abondance du saumon (p. ex. le nombre de carcasses, l'odeur le long des berges) ou les prélèvements (p. ex. la réduction du nombre de kilogrammes consommés), qui ne sont pas pris en compte avec les méthodes de surveillance classiques (Reid *et al.* 2022a; Connoy *et al.* 2024). En complétant le savoir autochtone par des données scientifiques occidentales, on a confirmé le rôle du saumon en tant qu'espèce clé sur les plans écologique et culturel et constaté que la croissance des arbres riverains et l'enrichissement en azote étaient liés positivement à l'échappée du saumon (Connoy *et al.* 2024).

Les efforts futurs pourraient également nécessiter des changements aux processus de réglementation pour protéger les habitats du saumon. Les principales recommandations issues d'autres travaux comprennent la mise à jour du système de gestion de l'habitat du poisson pour l'exploitation des placers dans le Yukon afin qu'il tienne compte des données scientifiques actuelles, qu'il remédie aux modèles d'habitat désuets et qu'il favorise la collaboration avec

l'industrie et les Premières Nations du Yukon (SCSY 2025). De plus, l'évaluation des effets cumulatifs en vertu de lois clés comme la *Loi sur les eaux* et la modification du processus de la *Loi sur l'évaluation environnementale et socioéconomique au Yukon* permettraient de renforcer les mesures de conservation du saumon (SCSY 2025). L'élimination du système d'exploitation minière selon le principe du libre accès et le lien entre les droits de jalonement et le développement permettraient une prise de décisions plus délibérée, intégrant des examens environnementaux et la participation de la collectivité (SCSY 2025). Ces changements visent à renforcer la gouvernance et à protéger les rivières à saumon du Yukon.

Les efforts de restauration des habitats qui sont considérés comme des goulots d'étranglement pour la survie du saumon cibleront probablement l'utilisation la plus importante des ressources. Cependant, il est peu probable que certains défis soient entièrement relevés (p. ex. ceux qui découlent des changements climatiques), sauf par l'entremise de politiques internationales ou mondiales. Il y a une appréciation croissante de la nature dynamique de l'habitat du saumon et de l'importance de protéger et de préserver les paysages d'habitats hétérogènes et complexes que le saumon utilise et les processus qui les génèrent (Moore and Schindler 2022).

6.2.1. Projets actuels de restauration et de surveillance de l'habitat

De nombreux projets financés par le Fonds de rétablissement et de mise en valeur du Comité du fleuve Yukon font progresser les efforts d'intendance et de restauration de l'habitat dans tout le bassin versant du fleuve Yukon.

Des projets et des mécanismes de financement supplémentaires sont mis en œuvre dans l'ensemble du bassin versant, mais ils ne sont pas abordés ici. Les paragraphes suivants ne sont que quelques-uns des exemples de restauration et de surveillance. Des initiatives de restauration de l'habitat, comme la restauration du chenal fluvial du ruisseau Fox et la stabilisation des berges du ruisseau McIntyre, visent à améliorer l'habitat du saumon en s'attaquant aux impacts des barrages de castors et de l'érosion des berges (Crawford 2023). L'incubation en cours d'eau d'œufs recueillis à partir des stocks de géniteurs locaux a été considérée comme une solution de rechange aux activités d'écloserie pour rétablir le saumon chinook du fleuve Yukon. Plusieurs projets d'incubation d'œufs en cours d'eau ont été menés sur les territoires traditionnels de la Première Nation des Kwanlin Dün, du Conseil des Tlingits de Teslin, des Tr'ondëk Hwëch'in, de la Première Nation des Gwitchin Vuntut et du Conseil des Ta'an Kwäch'än (M. Milligan, comm. pers.) avec un succès variable (Environmental Dynamics Inc. 2021a, 2021b).

Les projets de surveillance en cours ou terminés récemment comprennent le projet de surveillance du saumon du ruisseau Michie, qui s'attaque aux obstacles à la dévalaison des saumons chinooks (Jessup and Graff 2024), ainsi que l'initiative de restauration et de relevé par sonar du saumon chinook de la rivière Takhini, qui utilise la technologie des drones et des sonars pour surveiller les populations de saumon chinook (Hoogland and Therriault 2025). Le relevé du saumon chinook dans le bassin versant de la rivière Beaver (Mantyka-Pringle *et al.* 2020) était axé sur la compréhension des dynamiques des populations de saumon chinook pour éclairer les stratégies de conservation pendant que, dans la rivière Porcupine, le projet de télémétrie du saumon chinook suivait le comportement migratoire à l'aide de la télémétrie (DFO 2017; Environmental Dynamics Inc. 2017). Les Tr'ondëk Hwëch'in surveillent le passage du saumon chinook au moyen d'un sonar et appuient la mobilisation communautaire, l'éducation des jeunes et l'intendance dans le cadre de leur initiative First Fish (Environmental Dynamics Inc. 2023b; Vittrekwa 2023).

Ces projets de restauration ont également fourni des orientations prometteuses pour le rétablissement des écosystèmes et la reconstitution des stocks. Par exemple, les relevés par

drone dans la rivière Takhini seront élargis afin de déterminer les habitats essentiels et d'améliorer la surveillance des espèces. Un nouveau site de relevé au sonar sur la rivière Stewart évaluera l'hydrologie, la turbidité et le passage des poissons pour appuyer la gestion. Dans le bassin versant de la rivière Klondike, un plan de restauration révisé pourrait ouvrir la voie à de petits efforts communautaires de mise en valeur. La surveillance de la température sera élargie dans les principaux couloirs de migration, comme la rivière Porcupine, les cours supérieur des rivières Pelly et White, ainsi que des travaux visant à identifier les refuges en eau froide, comme les affluents des rivières Big Salmon et White. Les mises à niveau prévues de la station sonar et l'élargissement des études de télémétrie accroîtront la fiabilité des données, ce qui contribuera aux efforts de suivi des populations et de planification de la restauration de l'habitat. En outre, la mise en valeur ciblée de l'habitat face aux changements climatiques pourrait aider à atténuer certaines des pressions auxquelles fait face le milieu d'eau douce.

7. INCIDENCE DES MESURES DE GESTION DES PÊCHES

7.1. MODÈLE DE SIMULATION EN BOUCLE FERMÉE

Nous avons mis au point une simulation prospective simple en boucle fermée, conditionnée par nos estimations de l'abondance historique des géniteurs, des prélèvements, de la composition selon l'âge et de la productivité variable dans le temps (figure 18). Ce modèle a été utilisé pour faire la lumière sur les conséquences biologiques et halieutiques prévues des mesures actuelles et de rechange en matière de gestion des prises (c.-à-d. les règles de contrôle des prises [RCP]) pour l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon. La simulation a débuté à la dernière année pour laquelle nous avons des observations empiriques (2024) et a projeté la dynamique de chaque UC dans le temps. Pour chaque année de la simulation, le modèle :

1. a produit une prévision des remontes totales (avec erreur de prévision fondée sur les données empiriques);
2. a appliqué une RCP donnée (voir la description du sous-modèle de pêche ci-dessous) avec une incertitude liée aux résultats parce que le contrôle de gestion n'est pas parfait;
3. a permis aux poissons restants de frayer, puis de revenir les années suivantes à divers âges à maturité. Des détails sur les composantes du modèle et le calcul du rendement sont présentés dans les sections ci-dessous.

7.1.1. Modèle opérationnel

Le modèle opérationnel a été utilisé pour simuler les futures trajectoires des populations pour les neuf UC de saumon chinook du fleuve Yukon (celles de l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon) auxquelles nous avons pu ajuster les modèles géniteurs-recrutement. Le modèle opérationnel a projeté la dynamique de leur population sur 26 ans (c.-à-d. jusqu'en 2050, environ quatre générations de saumon chinook), générant ainsi une distribution des états futurs conditionnée par les données antérieures. En simulant la dynamique du saumon chinook du fleuve Yukon de cette façon, nous nous sommes assurés que l'abondance des géniteurs et la structure par âge projetées soient conditionnées pour les cohortes incomplètes à la fin de la série de données (c.-à-d. les cohortes dont une ou plusieurs classes d'âge plus âgées n'ont pas encore effectué la migration de fraie) et que des incertitudes dans les relations géniteurs-recrues se sont propagées au fil du temps (c.-à-d. en s'appuyant sur des distributions a posteriori conjointes de chaque paramètre estimé et état d'abondance dans chaque itération de la simulation).

Il a été supposé que la dynamique des populations était déterminée par les relations de type Ricker (1954) entre les géniteurs et le recrutement (S et R dans l'équation ci-dessous) :

$$\ln(R_{i,y}) = \ln(S_{i,y}) + \ln(\alpha_i) - \beta S_{i,y} + v_{i,y} \quad (\text{Équ. 1})$$

où α est la productivité (taux de croissance intrinsèque), β est l'ampleur des effets dépendants de la densité au cours de l'année d'éclosion (y) pour l'UC i , et $v_{i,y}$ correspond aux résidus du recrutement autocorrélés à décalage 1 (c.-à-d. $v_{i,y} = \phi v_{i,y-1} + \varepsilon_{i,y}$). La corrélation dans les résidus de recrutement (ϕ) a été fixée à l'estimation moyenne entre les UC (0,75) et la portion des anomalies de recrutement qui est temporairement indépendante, $\varepsilon_{i,y}$, a été modélisée comme un vecteur normal multivarié :

$$\varepsilon_{i,y} \sim \mathcal{MVN}(\mathbf{0}, \varepsilon_R) \quad (\text{Équ. 2})$$

où la racine diagonale de la matrice des covariances ε_R est la variation intergénérationnelle spécifique à l'UC pour la survie, et où la corrélation dans les vecteurs de série chronologique résiduels du recrutement ε_i et ε_k entre l'UC i et k ($\rho_{i,k}$) est saisie dans les éléments de covariance hors diagonale de ε_R . Cette matrice des variances-covariances a été fixée aux estimations médianes de la matrice variance-covariance des résidus de recrutement par UC et par année, tel qu'estimé dans le modèle géniteurs-recrutement décrit à l'annexe C.

Les remontes de l'année civile t , $N_{t,i}$, ont ensuite été modélisées en fonction de la proportion d'individus qui arrivent à maturité et qui remontent le cours d'eau à chaque âge :

$$N_{t,i} = \sum_{a=4}^7 R_{(t-a)} p_{(a-3)} \quad (\text{Équ. 3})$$

où p est le calendrier de maturité composé de quatre classes d'âge (d'âges 4 à 7). Dans chaque année de la simulation prospective, le nombre de géniteurs dans l'Équ. 1 a été calculé comme la remonte totale (Équ. 3) moins les prélèvements globaux, lesquels ont été déterminés d'après les règles de contrôle des prises décrites à la section suivante.

Dans chaque itération de la simulation prospective ($n = 1\,000$), le modèle opérationnel a été paramétré en puisant dans les distributions a posteriori conjointes des paramètres pertinents des modèles géniteurs-recrutement avec une productivité intrinsèque variable dans le temps adaptée à chaque UC (Équ. C.1-C.10). Un résumé des paramètres est présenté aux tableaux 10 et 11. Dans notre scénario de référence (de base), nous avons projeté la dynamique du système dans l'avenir en utilisant les estimations α moyennes des six dernières années d'éclosion complètes observées (2013 à 2018), ce qui correspond à la durée de la génération de 6 ans du saumon chinook du fleuve Yukon (figure 19). En tant que scénario de robustesse (solution de rechange ou « pire scénario »), nous avons également projeté le système dans le temps en supposant que la productivité intrinsèque était plutôt égale à la dernière estimation empirique de la productivité variable dans le temps (c.-à-d. année d'éclosion 2017), ce qui sert de test pour les conséquences des mesures de rechange de gestion des pêches si la productivité devait rester très faible pour les prochaines générations (~35 % de moins en moyenne que la moyenne de la génération la plus récente; figure 19). Nous avons également tenu compte d'un autre scénario de robustesse (« meilleur scénario »), dans lequel le système a été projeté dans l'avenir en utilisant les estimations médianes α pour toutes les années d'éclosion complètes observées (1985 à 2017), qui illustre les résultats si le stock devait revenir à une productivité moyenne à long terme (figure 19, tableau 11). Il est possible que les productivités dans les années à venir deviennent également plus variables (p. ex. en raison

d'événements extrêmes causés par le climat), mais pour des raisons de simplicité, ces scénarios n'ont pas été pris en considération.

Par souci de simplicité, nous avons choisi de ne pas modéliser explicitement les données démographiques des géniteurs et les conséquences de l'évolution des caractéristiques démographiques. Nous avons fait ce choix parce que nous considérons que nos modèles démographiques de recrutement des géniteurs sont exploratoires et illustratifs (décrits plus en détail à l'annexe C) et parce qu'en conditionnant notre modèle opérationnel sur la productivité récente, nous tenons implicitement compte des conséquences cumulatives des changements démographiques et environnementaux/écosystémiques sur la productivité intrinsèque de chaque UC.

7.1.2. Sous-modèle halieutique

Pour chaque année de la simulation, il a été supposé que les estimations des remontes totales prévues comportaient une erreur. Cette erreur était présumée avoir une distribution log-normale avec une moyenne égale à la remonte réelle et un écart-type de 0,79 d'après une évaluation rétrospective du point médian des prévisions d'avant-saison et la remonte réelle pour les années 2000 jusqu'à présent (JTC 2025). Les remontes prévues ont ensuite été utilisées comme intrant dans une RCP donnée qui définissait le taux d'exploitation cible compte tenu de la remonte prévue. L'incertitude des résultats (c.-à-d. les écarts par rapport aux prises ciblées en raison d'un contrôle de gestion imparfait) a ensuite été appliquée au calcul des prises réalisées, où on a supposé que l'incertitude des résultats était égale à un CV de 10 %, ce qui est d'une ampleur semblable à celle présumée pour les autres grandes pêches du saumon chinook dans la région (Connors *et al.* 2022b). Nous ne simulons pas la gestion en cours de saison ni les rajustements des prévisions; par conséquent, nos simulations surestiment probablement l'ampleur réelle des erreurs de prévision et de gestion combinées.

Les règles de contrôle des prises (RCP) dont nous avons tenu compte sont présentées à la figure 20 et décrites dans le tableau 9. Ces mesures de rechange en matière de gestion des pêches allaient d'un scénario sans pêche pour illustrer le potentiel de rétablissement prévu à des règles de taux d'exploitation fixes visant simplement à illustrer l'incidence prévue d'une gamme de taux de prélèvement jusqu'à des règles de type objectif d'échappée (avec et sans plafonnement de l'exploitation maximale) qui visaient à donner une approximation d'un éventail de stratégies générales de gestion des pêches. Pour les dernières stratégies générales de gestion des prises, on a supposé que la règle actuelle de l'accord de sept ans (le « moratoire ») était en vigueur jusqu'en 2030, après quoi la simulation de la RCP mise à l'essai est entrée en vigueur.

À l'exception des taux d'exploitation fixes, les règles de contrôle des prises ont été définies par un point de référence de gestion inférieur et, dans certains cas, un point de référence supérieur et/ou un taux de retrait de référence maximum, tous définis à l'échelle de l'UGS. Lorsqu'il y avait à la fois un point de référence inférieur et un point de référence supérieur, les taux de prélèvement augmentaient de façon linéaire, passant de zéro avec une abondance de géniteurs sous le point de référence inférieur au taux de retrait de référence maximal avec des tailles de remonte égales à l'abondance de géniteurs associée au point de référence supérieur. Le taux de retrait maximal n'a jamais été autorisé à dépasser 80 % dans toutes les RCP parce qu'il s'agit du taux de prélèvement total maximal estimé pour le stock (en 1987) et pour les RCP avec un taux d'exploitation maximal autorisé plafonné, il a été fixé à 36 %, ce qui correspond à l'estimation médiane du U_{RMD} pour l'UC la moins productive (section 3.3.2). Il a été supposé que chaque unité de conservation était aussi vulnérable aux prélèvements que les autres, et qu'il y avait de faibles niveaux de prises accessoires (~1 000 poissons), même au cours des années

où les RCP étaient appliquées, ce qui supposait une fermeture de pêche pour tenir compte de la mortalité due aux projets d'évaluation et à la pêche non réglementée.

7.1.3. Mesures de rendement

Nous avons quantifié le rendement attendu des mesures de gestion des pêches actuelles et de rechange par rapport aux objectifs biologiques et halieutiques et aux mesures du rendement connexes (tableau 12). Nous avons considéré que les principaux objectifs biologiques consistaient à réduire au minimum le nombre d'UC en deçà de leurs points de référence biologiques inférieurs et à maximiser le nombre d'UC au-delà de leurs points de référence biologiques supérieurs. Nous avons dérivé ces points de référence des modèles géniteurs-recrutement qui supposaient une productivité invariable dans le temps (annexe C) et notons que le simple fait de déclarer le nombre d'UC qui se situent au-dessus de leurs points de référence biologiques inférieurs peut sous-estimer le risque d'extinction, ce qui est plus explicitement pris en considération dans les évaluations rapides de l'état selon la Politique concernant le saumon sauvage. Nous avons également calculé le nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement, qui était (100 %) G_{NMR} fondé sur des modèles masse d'œufs-recrutement avec une productivité invariable dans le temps où la G_{NMR} est fondée sur les caractéristiques démographiques des géniteurs au cours de la plus récente génération de données (2019 à 2024). En plus de ces mesures du rendement et de l'état à l'échelle des UC, nous avons également calculé l'abondance globale annuelle moyenne des géniteurs.

Les mesures du rendement liées à la pêche comprenaient le total des prélèvements globaux réalisés, le taux de prélèvements globale réalisé, la proportion d'années pendant lesquelles la pêche est fermée, et la moyenne des prélèvements annuels totaux au Canada. En vertu des dispositions relatives au partage des prises de l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon (Comité 2001), de 20 % à 26 % du total autorisé des captures est attribué au Canada lorsque le total autorisé des captures projeté est inférieur à 110 000 individus, ce que nous avons simplifié en une cible de 23 % afin de calculer les prélèvements canadiens totaux.

7.2. CONSÉQUENCES DES MESURES ACTUELLES ET DE RECHANGE DE GESTION DES PRISES

Avec le scénario de productivité de référence et l'absence de pêche, les abondances médianes des géniteurs devraient être égales ou inférieures aux points de référence biologiques inférieurs entre 2030 et 2050 pour trois UC : Nord du Yukon, White et Pelly. Deux UC (moyen Yukon et Big Salmon) devraient se situer entre les points de référence inférieurs et supérieurs, et deux (Stewart et cours supérieur du fleuve Yukon) seraient au-dessus de leurs points de référence supérieurs. Enfin, les projections indiquent que les UC Nordenskiöld et Teslin s'approcheraient de leurs cibles de rétablissement ou les dépasseraient (figure 21).

Les simulations portant sur un éventail de taux de prélèvement fixes ont mis en évidence un compromis clair entre les prises de la pêche de stocks mélangés et les risques pour les UC composantes. Les prises globales devaient être maximisées à des taux de prélèvement de stocks mélangés d'environ 60 %, et dominées par les prises des UC du moyen Yukon et de la Nordenskiöld, mais à ce taux de prélèvement, au moins quatre UC devaient disparaître et trois autres étaient inférieures à leur point de référence biologique inférieur et présentaient donc un risque élevé de disparition (figure 22).

Le moratoire actuel sur la pêche à des tailles de remonte inférieures à 71 000 individus a permis la stabilisation des populations et des possibilités de pêche modestes dans les projections prospectives selon le scénario de productivité de référence (figure 21). Plus précisément, les taux d'exploitation annuels étaient en moyenne de 10 %, et les prélèvements

totaux projetés étaient d'environ 3 000 poissons en moyenne par année, mais variaient d'une année à l'autre. Cette règle de contrôle des prises a notamment entraîné la fermeture de la pêche dans environ 80 % des années entre 2030 et 2050. Au Canada, les prélèvements moyens étaient d'environ 600 poissons par année, ce qui est bien en deçà de l'allocation pour satisfaire aux besoins de base des Premières Nations du Yukon pour le saumon chinook, laquelle, bien qu'elle ne soit pas finalisée, représente l'allocation provisoire de saumon chinook (10 000 poissons) réservée aux Premières Nations du Yukon dans le cadre de la stratégie canadienne actuelle de gestion des pêches (DFO 2024a). Avec cette règle de contrôle des prises, les abondances médianes des géniteurs devraient dépasser leurs points de référence biologiques inférieurs propres aux UC pour six UC, et dépasser les points de référence biologiques supérieurs pour quatre de ces six UC. L'établissement d'un plafond du taux de prélèvement maximal égal au taux de retrait de référence (TRR) pour cette règle de contrôle des prises a très légèrement réduit les taux de prélèvement annuels moyens et les prises, mais autrement n'a eu que peu d'incidence sur les mesures du rendement biologique.

La règle de contrôle des prises pour l'objectif d'échappée conforme à la gestion provisoire (OEGP) de 42 500 a donné les taux de prélèvement moyens (~16 %) et les prélèvements (~5 000) les plus élevés, ainsi que la plus faible abondance globale de géniteurs (~25 000), parmi les mesures de rechange de gestion des pêches envisagées. Ces prélèvements plus élevés ont donné lieu au plus grand nombre d'UC tombés sous leurs points de référence biologiques inférieurs. Selon ce scénario, environ 70 % des années devraient être associées à des fermetures complètes de la pêche. L'établissement d'un plafond du taux de prélèvement maximal pour la règle de contrôle des prises de l'OEGP a réduit le taux de prélèvement moyen à environ 14 % et a réduit les chances que les UC tombent en deçà de leurs points de référence biologiques inférieurs. Enfin, la solution de rechange de l'approche de précaution, qui permettait une pêche à plus faible abondance que les autres règles de contrôle des prises, avait un rendement biologique semblable aux scénarios du moratoire, mais a réduit la fréquence des fermetures de pêche de quatre années sur cinq (80 %) à environ une année sur quatre (25 %, figure 23, tableau 13).

Dans le scénario de robustesse où l'on supposait que la productivité intrinsèque demeurerait très faible pour les prochaines générations, toutes les règles de contrôle des prises ont donné lieu à des possibilités de pêche très limitées et ont entraîné la disparition ou un risque de disparition pour plus de la moitié des UC (tableau 14). Bien que le rendement relatif des pêches ait légèrement varié d'une RCP à l'autre de la même façon qu'avec le scénario de référence, le rendement absolu des pêches était faible dans tous les cas selon le scénario de productivité réduite.

Dans le deuxième scénario de robustesse, où l'on supposait que la productivité reviendrait immédiatement à sa moyenne à long terme, toutes les règles de contrôle des prises ont donné des résultats plus positifs en matière de pêche et de biologie. Avec la règle de l'OEGP, une UC risquait de tomber sous son point de référence inférieur, mais l'imposition d'un plafond au taux de prélèvement maximal autorisé a éliminé ce risque (tableau 15). Fait à noter, il s'agissait du seul scénario de productivité avec une règle de contrôle des prises selon lequel une allocation pour satisfaire aux besoins de base des Premières Nations du Yukon était systématiquement respectée, en supposant que les Premières Nations du Yukon continuent d'avoir un accès prioritaire aux prises canadiennes.

7.2.1. Modèle opérationnel

Le modèle opérationnel a été utilisé pour simuler les futures trajectoires des populations pour les neuf UC de saumon chinook du fleuve Yukon (celles de l'UGS du saumon chinook du fleuve Yukon) auxquelles nous avons pu adapter les modèles géniteurs-recrutement. Le modèle

opérationnel a projeté la dynamique de leur population sur 26 ans (c.-à-d. jusqu'en 2050, environ quatre générations de saumon chinook), générant ainsi une distribution des états futurs conditionnée par les données historiques. En simulant la dynamique du saumon chinook du fleuve Yukon de cette façon, nous avons veillé à ce que l'abondance future des géniteurs et la structure par âge soient conditionnées par les cohortes incomplètes à la fin de la série de données (c.-à-d. les cohortes dont une ou plusieurs classes d'âge plus âgées n'ont pas encore effectué la migration de fraie) et que des incertitudes dans les relations géniteurs-recrues soient propagées au fil du temps (c.-à-d. en s'appuyant sur des distributions a posteriori conjointes de chaque paramètre estimé et état d'abondance dans chaque itération de la simulation).

Il a été supposé que la dynamique des populations était déterminée par des relations de Ricker (1954) entre les géniteurs et le recrutement [abrégiés S et R dans l'équation] :

$$\ln(R_{i,y}) = \ln(S_{i,y}) + \ln(\alpha_i) - \beta S_{i,y} + v_{i,y} \quad (\text{Équ. 1})$$

où α est la productivité (taux de croissance intrinsèque), β est l'ampleur des effets dépendants de la densité au cours de l'année d'éclosion (y) pour l'UC i , et $v_{i,y}$ correspond aux résidus du recrutement autocorrélés à décalage 1 (c.-à-d. $v_{i,y} = \phi v_{i,y-1} + \varepsilon_{i,y}$). La corrélation dans les résidus de recrutement (ϕ) a été fixée à l'estimation moyenne entre les UC (0,75) et la portion des anomalies de recrutement qui est temporairement indépendante, $\varepsilon_{i,y}$, a été modélisée comme un vecteur normal multivarié :

$$\varepsilon_{i,y} \sim \mathcal{MVN}(\mathbf{0}, \varepsilon_R) \quad (\text{Équ. 2})$$

où la racine diagonale de la matrice des covariances ε_R est la variation intergénérationnelle spécifique à l'UC pour la survie et où la corrélation dans les vecteurs de série chronologique résiduels du recrutement ε_i et ε_k entre l'UC i et k ($\rho_{i,k}$) est saisie dans les éléments de covariance hors diagonale de ε_R . Cette matrice des variances-covariances a été fixée aux estimations médianes de la matrice variance-covariance des résidus de recrutement par UC et par année, tel qu'estimé dans le modèle géniteurs-recrutement décrit à l'annexe C.

Les remontes de l'année civile t , $N_{t,i}$, ont ensuite été modélisées en fonction de la proportion d'individus qui arrivent à maturité et qui remontent le cours d'eau à chaque âge :

$$N_{t,i} = \sum_{a=4}^7 R_{(t-a)} p_{(a-3)} \quad (\text{Équ. 3})$$

où p est le calendrier de maturité composé de quatre classes d'âge (âges 4 à 7). Dans chaque année de la simulation prospective, le nombre de géniteurs dans l'Équ. 1 a été calculé comme la remonte totale (Équ. 3) moins les prélèvements globaux qui ont été déterminés selon les règles de contrôle des prises décrites à la section suivante.

Dans chaque itération de la simulation prospective ($n = 1\,000$), le modèle opérationnel a été paramétré en puisant dans les distributions a posteriori conjointes des paramètres pertinents des modèles géniteurs-recrutement avec une productivité intrinsèque variable dans le temps adaptée à chaque UC (Équ. C.1-C.10). Un résumé des paramètres est présenté aux tableaux 10 et 11. Dans notre scénario de référence (de base), nous avons projeté la dynamique du système dans l'avenir en utilisant les estimations α moyennes des six dernières années d'éclosion complètes observées (2013-2018), ce qui correspond à la durée de la génération de 6 ans du saumon chinook du fleuve Yukon (figure 19). Comme scénario de robustesse (solution de rechange ou « pire scénario »), nous avons également projeté le système dans le temps en supposant que la productivité intrinsèque était plutôt égale à la dernière estimation empirique de la productivité variable dans le temps (c.-à-d. année d'éclosion

2017), ce qui sert de test pour les conséquences des mesures de rechange de gestion de la pêche si la productivité devait rester très faible pour les prochaines générations (~35 % de moins en moyenne que la moyenne de la génération la plus récente; figure 19). Nous avons également tenu compte d'un autre scénario de robustesse (« meilleur scénario »), dans lequel le système a été projeté dans l'avenir en utilisant les estimations médianes α pour toutes les années d'éclosion complètes observées (1985 à 2017), qui illustre les résultats si le stock devait revenir à une productivité moyenne à long terme (figure 19, tableau 11). Il est possible que les productivités dans les années à venir deviennent également plus variables (p. ex. en raison d'événements extrêmes causés par le climat), mais pour des raisons de simplicité, ces scénarios n'ont pas été pris en considération.

Par souci de simplicité, nous avons choisi de ne pas modéliser explicitement les données démographiques des géniteurs et les conséquences de l'évolution des caractéristiques démographiques. Nous avons fait ce choix parce que nous considérons que nos modèles démographiques de recrutement des géniteurs sont exploratoires et illustratifs (décrits plus en détail à l'annexe C) et parce qu'en conditionnant notre modèle opérationnel sur la productivité récente, nous tenons implicitement compte des conséquences cumulatives des changements démographiques et environnementaux/écosystémiques sur la productivité intrinsèque de chaque UC.

8. DISCUSSION

8.1. SOMMAIRE DES PRINCIPALES CONSTATATIONS

Dans le présent rapport, nous décrivons la structure et la répartition des stocks de saumon chinook du fleuve Yukon, l'historique de l'évaluation des stocks et les analyses qui combinent l'identification génétique des stocks d'échantillons archivés d'écaillés et de tissus avec des modèles de reconstitution de la remonte pour estimer le moment de la migration et l'abondance de la remonte annuelle pour neuf unités de conservation (UC) de l'UGS du saumon chinook du Yukon. Nous caractérisons ensuite la dynamique des populations à l'échelle de l'UC pour l'UGS du saumon chinook du Yukon et estimons les points de référence biologiques en adaptant des modèles géniteurs-recrutement (ou masse d'œufs-recrutement) structurés selon l'âge ou le type d'état-espace, aux observations de l'abondance des géniteurs, des prélèvements et de la composition par âge. Les facteurs anthropiques, écosystémiques et climatiques qui ont une incidence sur les UGS du saumon chinook de la Porcupine et du Yukon sont décrits ainsi que les activités générales visant le rétablissement et la mise en valeur qui pourraient contribuer à la croissance des UGS. Enfin, des estimations quantitatives des conséquences biologiques et halieutiques prévues des mesures actuelles et de rechange en matière de gestion des pêches sont produites à partir d'un modèle de simulation en boucle fermée pour l'UGS du saumon chinook du Yukon.

Les remontes globales de saumons chinooks du fleuve Yukon ont diminué ces dernières décennies, présentant cinq des plus faibles remontes jamais enregistrées au cours de la période de 2020 à 2024. Ces baisses ont causé d'immenses difficultés aux pêcheurs de subsistance et aux pêcheurs des Premières Nations du Yukon qui dépendent du saumon chinook pour leurs utilisations alimentaires, sociales et culturelles, et ont entraîné un moratoire de sept ans sur la pêche dirigée en Alaska et au Canada à partir de 2024. La diminution de l'âge des saumons chinooks femelles à maturité et, dans une moindre mesure, de la proportion de femelles dans la population reproductrice, a entraîné un déclin marqué du taux de reproduction par géniteur (~25 % entre la fin des années 1980 et le début des années 2020). Parallèlement à ces changements, la productivité intrinsèque a diminué en moyenne de 60 % dans l'ensemble des UC.

Les abondances reconstituées de géniteurs à l'échelle des UC pour l'UGS du saumon chinook du Yukon étaient en moyenne de 42 % inférieures dans la génération la plus récente (2019 à 2024) par rapport aux générations précédentes (1985 à 2017). Quatre UC (Nordenskiöld, cours supérieur du fleuve Yukon, Stewart et White) ont été évaluées comme faisant partie de la zone d'état rouge selon la Politique concernant le saumon sauvage parce que leur abondance de géniteurs était inférieure à un seuil d'abondance absolue inférieur établi à 1 500 géniteurs. L'UC de la Teslin et des eaux d'amont a été évaluée dans la zone d'état rouge d'après les tendances d'abondance des géniteurs découlant de deux relevés aériens effectués depuis de nombreuses années. Deux UC supplémentaires, celles de Porcupine et d'Old Crow, ont été évaluées comme étant dans la zone d'état rouge en raison de leur abondance moyenne combinée de 695 au cours de la dernière génération. Les autres UC ont été évaluées comme étant dans la zone d'état ambre.

Étant donné qu'au moins une UC a été évaluée comme étant dans la zone d'état rouge dans chacune des UGS, les deux UGS ont été évaluées comme étant en dessous de leur point de référence limite fondé sur l'état de l'UC. La taille des remontes à l'échelle de l'UGS du saumon chinook du Yukon a diminué d'environ 87 % entre 1981 et 2024, et l'abondance globale des géniteurs au cours de la dernière génération (2019 à 2024) s'établissait en moyenne à 25 852 individus, ce qui est inférieur au point de référence inférieur proposé pour les pêches de 31 000 poissons et bien inférieur au point de référence supérieur proposé pour le stock de 86 000 géniteurs (section 3.3.2). Les taux de prélèvement réalisés au cours de la même période ont été en moyenne de 16 %. L'UGS du saumon chinook de la Porcupine est également inférieur à son PRL fondé sur l'état des UC parce que deux UC ont été évaluées comme étant dans la zone rouge selon la Politique concernant le saumon sauvage.

Au cours de la dernière décennie, de nombreuses recherches ont été menées sur les facteurs anthropiques, écosystémiques et climatiques qui pourraient avoir contribué aux déclinés récents et à long terme de la taille corporelle et de la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon. Les principales hypothèses pour les facteurs de ces changements comprennent le stress thermique et l'infection à *Ichthyophonus* pendant les montaisons, ainsi que les changements induits par le climat chez les prédateurs, les proies et l'abondance des espèces concurrentes dans l'écosystème de la mer de Béring, dans lequel le saumon chinook du fleuve Yukon passe une grande partie de sa vie en mer. Au cours des 40 dernières années, plusieurs activités de mise en valeur ont été axées sur le saumon chinook du fleuve Yukon, notamment des écloséries, des installations d'incubation et des projets d'incubation dans les cours d'eau. Ces projets de mise en valeur ont été de nature modeste et, bien qu'on s'entende généralement pour dire que la mise en valeur peut appuyer les efforts de rétablissement, il faut plus de recherche et de travail pour déterminer où la mise en valeur pourrait être efficace et comment réduire au minimum la possibilité d'effets négatifs. Un éventail d'activités d'intendance et de restauration ont été mises en œuvre ou envisagées pour le saumon chinook du fleuve Yukon. Ces efforts comprennent la protection des bassins versants et de l'habitat grâce à des changements précis aux règlements, à des programmes de surveillance ciblés et à la conservation des refuges en eau froide, qui visent tous à promouvoir la santé et le rétablissement à long terme du saumon chinook revenant dans la partie canadienne du bassin du fleuve Yukon.

Les simulations de l'UGS du saumon chinook du Yukon portent à croire que le moratoire actuel sur la pêche quand les remontes totales sont inférieures à 71 000 individus permet une certaine croissance des stocks et, par conséquent, des possibilités de pêche au cours des 26 prochaines années. L'abondance des géniteurs devrait dépasser les points de référence biologiques inférieurs propres aux UC pour six UC et dépassera les points de référence biologiques supérieurs pour quatre d'entre elles, pourvu que la productivité demeure à sa

moyenne de la génération la plus récente. Selon cette règle de contrôle des prises (RCP), les prélèvements devraient être d'environ 3 000 poissons en moyenne par année (2030-2050), bien que cela varie grandement d'une année à l'autre et que seulement 15 % des années devraient donner lieu à des possibilités de pêche. L'évaluation de l'objectif d'échappée conforme à la gestion provisoire (OEGP) en place avant le moratoire de 2024 porte à croire que des prélèvements moyens plus élevés pourraient être atteints, mais au coût d'une UC supplémentaire qui devrait être inférieure à son point de référence biologique inférieur et de seulement deux UC qui devraient être supérieures à leurs points de référence biologiques supérieurs. L'établissement d'un plafond du taux de prélèvement maximal égal à celui du U_{RMD} pour l'UC la moins productive (36 %) a eu peu d'incidence sur le rendement de la RCP du moratoire et a réduit les chances que des UC tombent sous leurs points de référence biologiques inférieurs selon la RCP de l'OEGP. Enfin, une RCP conforme à l'approche de précaution, qui permettait la pêche à des abondances plus faibles que les autres RCP, avait un rendement biologique semblable, mais a réduit la fréquence des fermetures de pêche de quatre par cinq ans à une par deux ans. Ces simulations ont supposé que la productivité intrinsèque des UC qui composent l'UGS du saumon chinook du Yukon est en baisse, mais qu'elle demeure la même qu'au cours de la dernière génération. Dans un autre des « pires scénarios », qui supposait que la productivité demeurera très réduite (~35 % sous la moyenne de la dernière génération), toutes les mesures de gestion des pêches de remplacement envisagées ont donné lieu à des possibilités très limitées de pêche, et jusqu'à six UC devraient tomber en dessous de leurs points de référence biologiques inférieurs d'ici 2050, et une autre devrait disparaître. Dans un « meilleur scénario » supposant que la productivité revient à sa moyenne à long terme, les possibilités de pêche ont augmenté de façon prévisible, et les projections ont indiqué que toutes les UC dépasseraient leurs points de référence biologiques inférieurs et que huit UC dépasseraient leurs cibles de rétablissement d'ici 2050 en l'absence de pêche.

8.2. CIRCONSTANCES EXCEPTIONNELLES OU DÉCLENCHEURS D'ÉVALUATION POUR LE STOCK

Les circonstances exceptionnelles sont les déclencheurs d'évaluation visant à détecter de façon proactive les conditions ou les circonstances qui peuvent représenter un écart important par rapport à celles sous lesquelles l'avis présenté dans la présente évaluation a été élaboré.

En plus d'une réévaluation régulière à chaque génération pour actualiser l'état des stocks et tenir compte des processus halieutiques et biologiques contemporains, nous recommandons de déclencher une réévaluation si l'un des événements suivants se produit :

- La productivité des stocks diminue considérablement, l'estimation médiane de la productivité variable dans le temps (α annuelle de Ricker propre à une UC) se situant en dehors du 50^e centile de la productivité utilisée pour conditionner notre simulation prospective dans le test de robustesse (α la plus récente);
- Des mesures de gestion et des statistiques de rendement autres que celles évaluées dans le présent document de recherche sont prises en compte par l'équipe de gestion des pêches.
- De nouveaux renseignements disponibles modifient notre compréhension de la structure des stocks (p. ex. la délimitation actuelle des unités de conservation) ou des facteurs importants de la dynamique des stocks.
- De nouveaux renseignements disponibles mènent à une modification des séries chronologiques historiques de l'abondance des géniteurs ou des prises utilisées dans le

présent document de recherche (p. ex. les estimations antérieures de la mortalité pendant la migration sont calculées et intégrées aux reconstitutions des remontes).

8.3. PRINCIPALES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET DOMAINES NÉCESSITANT DES TRAVAUX FUTURS

Comme cela est inévitable pour toute analyse d'ensembles de données écologiques et halieutiques vastes et complexes, nous avons dû formuler un certain nombre d'hypothèses simplificatrices. Parmi celles-ci :

1. **Supposer que chaque unité de conservation a toujours été aussi vulnérable aux pêches que les autres.** Nos reconstitutions des prises à l'échelle de l'UC, ainsi que la modélisation subséquente de la dynamique des populations et l'estimation des points de référence biologiques, se sont appuyées sur les estimations reconstituées des taux de prélèvement du saumon chinook du fleuve Yukon (Connors *et al.* 2022a) qui ont ensuite été utilisées pour calculer les prises propres à l'UC en fonction de l'abondance reconstituée des géniteurs. Cette approche suppose implicitement que toutes les UC ont historiquement connu les mêmes taux de prélèvement dans le territoire du Yukon et en Alaska. Nous considérons qu'il s'agit d'une hypothèse raisonnable parce que, de façon générale, le saumon chinook d'origine canadienne constitue la première « vague » de saumon chinook à entrer dans le fleuve Yukon chaque année, et les pêches commerciales et de subsistance (p. ex. ouvertures, fermetures et restrictions relatives aux engins) ont toujours été gérées par vague. Et pour les quelques années où l'échantillonnage génétique des prises en Alaska a permis de comparer la composition de l'UC pour le passage frontalier et les prises, il n'y avait aucune preuve d'une surreprésentation ni d'une sous-représentation constante des UC individuelles dans les prises de l'Alaska (annexe D, figure D.3). Néanmoins, il est possible que les différences dans le moment de la montaison et le moment de la pêche lors de la première impulsion dans le cours inférieur de la rivière en Alaska aient fait en sorte que les poissons qui reviennent plus tôt sont plus vulnérables à la pêche que ceux qui reviennent plus tard. Cela pourrait sous-estimer les taux de prélèvement pour les populations qui reviennent relativement tôt et surestimer les taux de prélèvement pour celles qui reviennent relativement tard (p. ex. les UC du nord du Yukon et White), ce qui pourrait à son tour sous-estimer et surestimer la productivité, respectivement. Cependant, le moment réel des pêches dans le cours inférieur de la rivière a varié au fil du temps et est difficile à séparer de la pêche du saumon chinook migrateur qui fraie dans les cours centraux et inférieurs du bassin versant du fleuve Yukon. Par conséquent, il n'est peut-être pas possible de reconstituer avec exactitude le moment et l'ampleur du défi des pêches commerciales et de subsistance qui ont eu lieu dans le passé et que le saumon chinook d'origine canadienne du fleuve Yukon aurait connu le long du fleuve Yukon.
2. **Supposer qu'il n'y ait pas eu de mortalité d'adultes lors de la migration entre la frontière canado-américaine et les frayères.** Nos reconstitutions de l'abondance des géniteurs à l'échelle de l'UC ont supposé que la seule source de mortalité après le passage de la frontière entre les États-Unis et le Canada était la pêche. Toutefois, on a déterminé que les températures élevées de l'eau et la maladie causée par *Ichthyophonus hoferi* sont deux facteurs de stress relativement courants qui peuvent entraîner la mortalité prématurée du saumon chinook du fleuve Yukon dans toutes les parties du bassin versant aux États-Unis ou au Canada pendant la migration de fraie des adultes (von Biela *et al.* 2020; Connors *et al.* 2022a; von Biela *et al.* 2022; Howard and von Biela 2023). Des études historiques de marquage du saumon chinook adulte en montaison ont révélé que les années où les conditions de migration en eau douce étaient relativement fraîches et relativement chaudes présentaient des taux des déplacement et de survie comparables

(Eiler *et al.* 2023). Cependant, des études plus récentes de marquage, entreprises en collaboration entre l'ADFG, le MPO et les Premières Nations du Yukon, et pendant une période de températures plus élevées pendant les migrations que dans les études précédentes, portent à croire que ce ne sont pas tous les poissons marqués qui se rendent à leurs frayères. Toutefois, ces travaux sont en cours et, à l'heure actuelle, l'ampleur de la mortalité des adultes en migration du saumon chinook du fleuve Yukon sur une base annuelle reste inconnue, mais elle varie probablement considérablement dans l'espace et au fil du temps. Si l'on ne tenait pas compte de la mortalité des adultes lors de la migration dans nos reconstructions des remontes d'UC, il y aurait une surestimation de l'abondance des géniteurs au cours des années où elle se produit et un potentiel d'estimations biologiquement optimistes de l'état de l'UC. Pour cette raison, l'évaluation de l'état biologique des UC des eaux d'amont a été jugée moins fiable si elle reposait sur la reconstitution du passage frontalier plutôt que sur des évaluations dans les frayères ou à proximité.

3. **Supposer que la composition selon l'âge des unités de conservation peut être estimée par la composition selon l'âge de l'ensemble des stocks d'origine canadienne.** Nos analyses du recrutement des géniteurs à l'échelle de l'UC ont supposé que toutes les UC partageaient le même âge à la montaison qui variait au fil du temps. Bien qu'il y ait sans aucun doute une certaine variation entre les UC pour ce qui est de l'âge à la montaison, cette hypothèse était une simplification nécessaire en raison de la disponibilité des renseignements sur la composition selon l'âge au niveau des UC. Les données sur la composition selon l'âge des poissons échantillonnés à la frontière canado-américaine peuvent être attribuées aux UC individuelles de 2005 environ jusqu'à aujourd'hui, mais notre capacité à établir un lien entre les renseignements génétiques et l'âge pour les échantillons antérieurs à 2005 était limitée, et la composition selon l'âge à l'échelle des affluents est très inégale. Pour les années où nous pouvons comparer la composition par UC et la composition agrégée selon l'âge, il n'y a pas de preuves solides des différences dans les compositions estimées selon l'âge (annexe D; figures D.1 et D.2), mais il est possible que des différences relativement subtiles dans la composition par âge des UC puissent fausser nos estimations du recrutement (la somme de tous les poissons qui sont remontés pour une cohorte donnée de géniteurs). Cela pourrait à son tour avoir une influence sur nos déductions concernant la relation géniteurs-recrutement, ainsi que sur les estimations de la productivité et de l'abondance des populations qui en découlent (Zabel and Levin, 2002), bien que ces répercussions puissent être relativement faibles (Peacock *et al.* 2020).
4. **Supposer que la productivité future demeurera semblable à celle observée au cours de la dernière génération.** Notre évaluation par simulation en boucle fermée des mesures de rechange pour la gestion des pêches nous a obligés à formuler des hypothèses sur ce que serait probablement la productivité intrinsèque à l'échelle des UC au cours des simulations. Il existe des preuves claires de la variation interannuelle et des baisses de la productivité intrinsèque au fil du temps, alors nous avons supposé que les estimations de la plus récente génération de la productivité propre aux UC étaient une approximation raisonnable pour les décennies à venir. Compte tenu de l'incertitude entourant les productivités futures, nous avons également envisagé deux scénarios alternatifs contrastants dans lesquels la productivité devrait demeurer très faible (~35 % sous la moyenne de la dernière génération) ou revenir à sa moyenne à long terme. Les hypothèses au sujet de la productivité intrinsèque auront une incidence sur la projection du potentiel de rétablissement et des résultats pour les pêches, et bien que les deux scénarios de productivité que nous avons examinés étaient fondés sur des observations empiriques, il est possible que la productivité continue de diminuer.

Plusieurs domaines d'évaluation et de recherche méritent qu'on s'y attarde. Cela peut aider à dissiper les principales incertitudes et à améliorer le fondement scientifique sur lequel reposent les décisions de gestion. En voici quelques-uns :

- **Effort accru/continu d'évaluation à l'échelle des affluents.** Bien que le travail d'analyse détaillé dans ce rapport représente nos meilleurs efforts pour faire la lumière sur la dynamique et l'état à l'échelle des UC en fonction de la mosaïque de renseignements disponibles, les modèles quantitatifs qui tentent de reconstruire la dynamique à partir de données limitées ne remplacent pas l'investissement à long terme dans l'évaluation des frayères à l'échelle des affluents et/ou de l'UC. Toutes les UC de l'UGS du saumon chinook du Yukon ont actuellement des projets d'évaluation à l'échelle des affluents en cours, à l'exception des UC de la Stewart et de la Nordenskiöld (tableau 2), et les estimations de l'abondance de géniteurs provenant de ces projets sur les affluents tendent à être relativement bien corrélées avec les reconstitutions à l'échelle de l'UC (figure 8). La poursuite des investissements pour veiller à ce que ces projets d'évaluation se poursuivent, et l'examen des possibilités d'élaborer des évaluations dans les UC de la Stewart et de la Nordenskiöld, aideront à garantir que des estimations empiriques de l'abondance des géniteurs sont disponibles pour compléter la reconstitution des remontes et évaluer l'état des UC dans l'avenir. En outre, le développement plus poussé des modèles de reconstitution des remontes à l'échelle de l'UC pourrait envisager un ajustement aux indices d'abondance des affluents dans la mesure du possible.
- **Amélioration des évaluations, des reconstitutions des remontes et des points de référence pour l'unité de gestion des stocks de la Porcupine.** Les données sur l'UGS du saumon chinook de la Porcupine sont très limitées. Les évaluations par sonar pour deux des trois UC (Old Crow et Porcupine) ont commencé en 2014, mais il n'y a pas d'évaluation de l'UC de Salmon Fork. L'amélioration de l'évaluation et la surveillance continue du saumon chinook dans le cours principal de la rivière Porcupine aideraient à produire des reconstitutions de remontes et des points de référence pour deux des UC. La rivière Salmon Fork se sépare du bras principal de la rivière Porcupine près d'Old Rampart, en Alaska, et en raison de l'éloignement de l'emplacement, il n'y a pas de projet d'évaluation pour cette partie du bassin versant. Le fait de commencer les évaluations pour la rivière Salmon Fork ou d'élaborer un projet de pose de radio-émetteurs afin d'identifier les lieux de fraie du saumon chinook dans la rivière Salmon Fork aiderait à combler les lacunes en matière de connaissances dans l'UGS de la Porcupine.
- **Meilleure compréhension de la mortalité en cours de migration et de ses répercussions sur l'évaluation de l'UC et les évaluations des mesures de gestion des pêches.** Étant donné que l'ampleur de la mortalité des adultes en cours de migration du saumon chinook du fleuve Yukon sur une base annuelle n'est pas connue, mais qu'elle varie probablement considérablement dans l'espace et dans le temps, l'investissement continu dans les projets d'évaluation par télémétrie, et la recherche sur les corrélations avec le potentiel de mortalité en cours de migration dans le temps, permettra une évaluation future des conséquences de la comptabilisation de cette mortalité sur l'évaluation de l'UC et des évaluations prospectives des mesures de gestion des pêches. Ces travaux pourraient comprendre l'exploration de l'utilisation des indices d'abondance des géniteurs dans les affluents comme source supplémentaire de données auxquelles le modèle de reconstitution de plusieurs UC est adapté et qui pourrait permettre d'estimer directement la mortalité pendant la migration (p. ex. en fonction de la différence entre les reconstitutions de l'abondance au passage frontalier et dans les frayères).
- **Meilleure compréhension de la contribution des UC individuelles aux prises en mer et dans les rivières.** Étant donné que la vulnérabilité de chaque UC aux pêches du poisson

de fond dans la mer de Béring et les îles Aléoutiennes et aux pêches dans le fleuve Yukon est largement inconnue, il faudrait envisager d'estimer régulièrement la composition à des prises à l'échelle de l'UC dans les pêches susceptibles de capturer des saumons chinooks du fleuve Yukon. Ces travaux devraient comprendre les prises de saumon chinook en mer et dans les rivières aux États-Unis et au Canada, ce qui permettrait une évaluation potentiellement plus rigoureuse du degré de vulnérabilité différentielle des UC à la pêche, et l'élaboration de mesures de gestion des pêches à l'échelle des UC si nécessaire.

- **Modélisation du cycle biologique fondée sur le climat et l'écosystème.** Des évaluations de l'abondance de saumons chinooks juvéniles du fleuve Yukon dans la mer de Béring ont été effectuées au cours des dernières décennies. Les poissons échantillonnés dans le cadre de ces relevés ont été attribués à des complexes de stocks du Canada, du moyen Yukon et du cours inférieur du Yukon en fonction de la génétique, mais il faudrait déterminer s'ils pourraient être attribués (rétrospectivement ou à partir de maintenant) aux UC en utilisant une méthode similaire à celle que nous avons décrite pour les adultes échantillonnés à la frontière canado-américaine. Quelle que soit l'échelle, ces données sur les juvéniles peuvent être utilisées pour éclairer des modèles du cycle biologique qui pourraient intégrer explicitement et mettre à jour les conditions écosystémiques et environnementales qui ont déjà été démontrées comme étant corrélées avec la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon (Cunningham *et al.* 2018; Murdoch *et al.* 2024; Feddern *et al.* 2024). Lorsqu'elles sont combinées aux projections futures des changements climatiques et écosystémiques, ces analyses peuvent aider à faire la lumière sur le potentiel de rétablissement futur et les répercussions des nouvelles mesures de gestion.
- **Revoir les délimitations des unités de conservation et les paramètres de la diversité génétique.** Les délimitations actuelles des UC sont fondées sur des données génétiques de référence et des analyses qui datent de plus d'une décennie (Holtby and Ciruna 2007; Holtby 2011). Ces délimitations devraient être réexaminées en fonction de la collection de données génétiques de référence mise à jour et des évaluations mises à jour des preuves génétiques de la structure des populations, ainsi que des connaissances écologiques traditionnelles et locales.

9. REMERCIEMENTS

Nous sommes très reconnaissants envers les innombrables personnes et organisations qui recueillent des données sur le saumon chinook du Yukon depuis plus de 60 ans aux États-Unis et au Canada. Sans leurs efforts, l'information et les analyses que nous décrivons dans ce rapport n'auraient pas été possibles.

Nous remercions Dan Greenberg pour ses conseils en matière d'analyses, Luc Glover et Marina Milligan pour leurs commentaires sur les projets d'évaluation, Joe Tadey qui nous a fourni un contexte supplémentaire pour les écloséries, Jaclyn Kendall et Steve Smith pour la mise en contexte utile fournie, Cheyenne Bradley et Priyadarshini Dutta pour leurs commentaires sur une version antérieure de ce document, et Carmen Gemmell pour la création des cartes. Eric Rondeau et Janine Supernault ont effectué les analyses génétiques sur lesquelles nous nous sommes appuyés pour notre travail, et Fred West a fourni des prévisions historiques et des estimations des remontes d'après-saison sur lesquelles nous avons fondé nos estimations des erreurs de prévision. Sue Grant et Gottfried Pestal ont aidé à diriger les évaluations rapides de l'état selon la Politique concernant le saumon sauvage. Enfin, Carrie Holt, Zachary Liller et Allison Dennert ont présenté des examens détaillés et constructifs qui, avec la rétroaction des participants à la réunion régionale d'examen par les pairs, ont grandement amélioré le document de recherche.

10. FIGURES

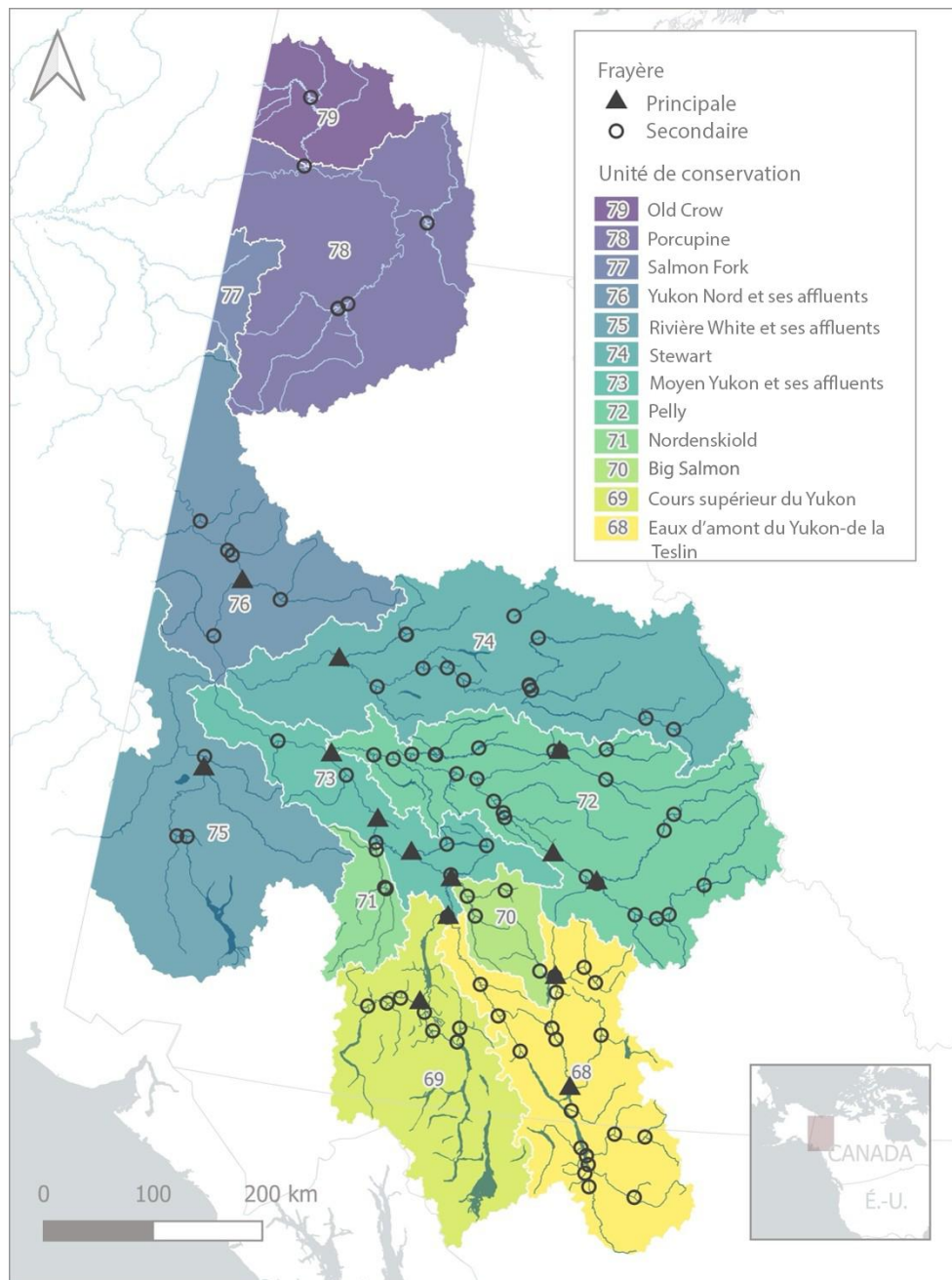


Figure 1. Unités de conservation du saumon chinook du fleuve Yukon et frayères « principales » et « secondaires », telles que cataloguées dans Brown et al. (2017).

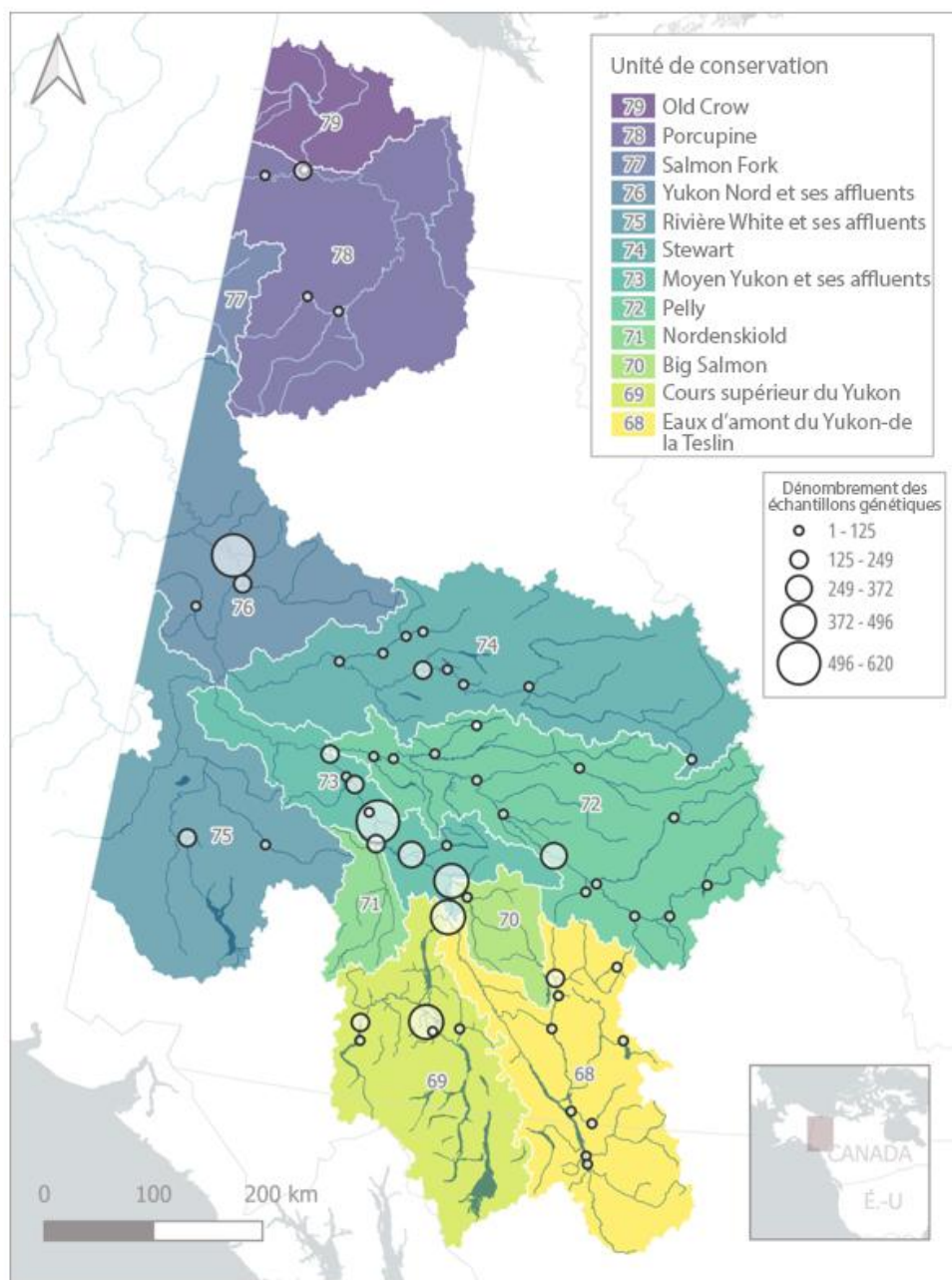


Figure 2. Emplacement des échantillons génétiques de référence du saumon chinook dans la partie canadienne du bassin versant du fleuve Yukon. Les sites sont proportionnels au nombre d'échantillons prélevés à ce jour.

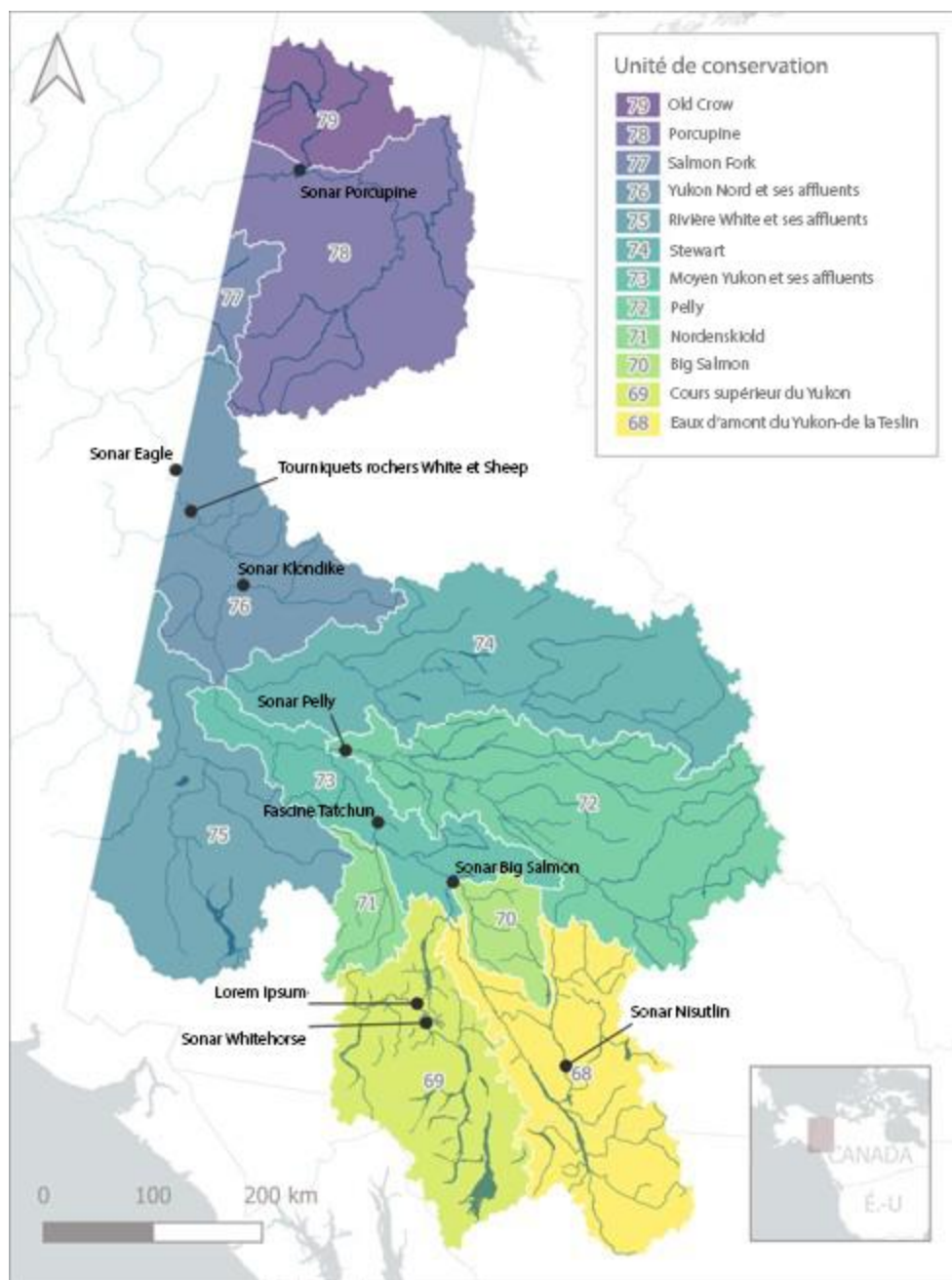


Figure 3. Grands projets d'évaluation pour le saumon chinook adulte dans la partie canadienne du bassin versant du fleuve Yukon. Une liste complète des projets d'évaluation est fournie dans le tableau 2.

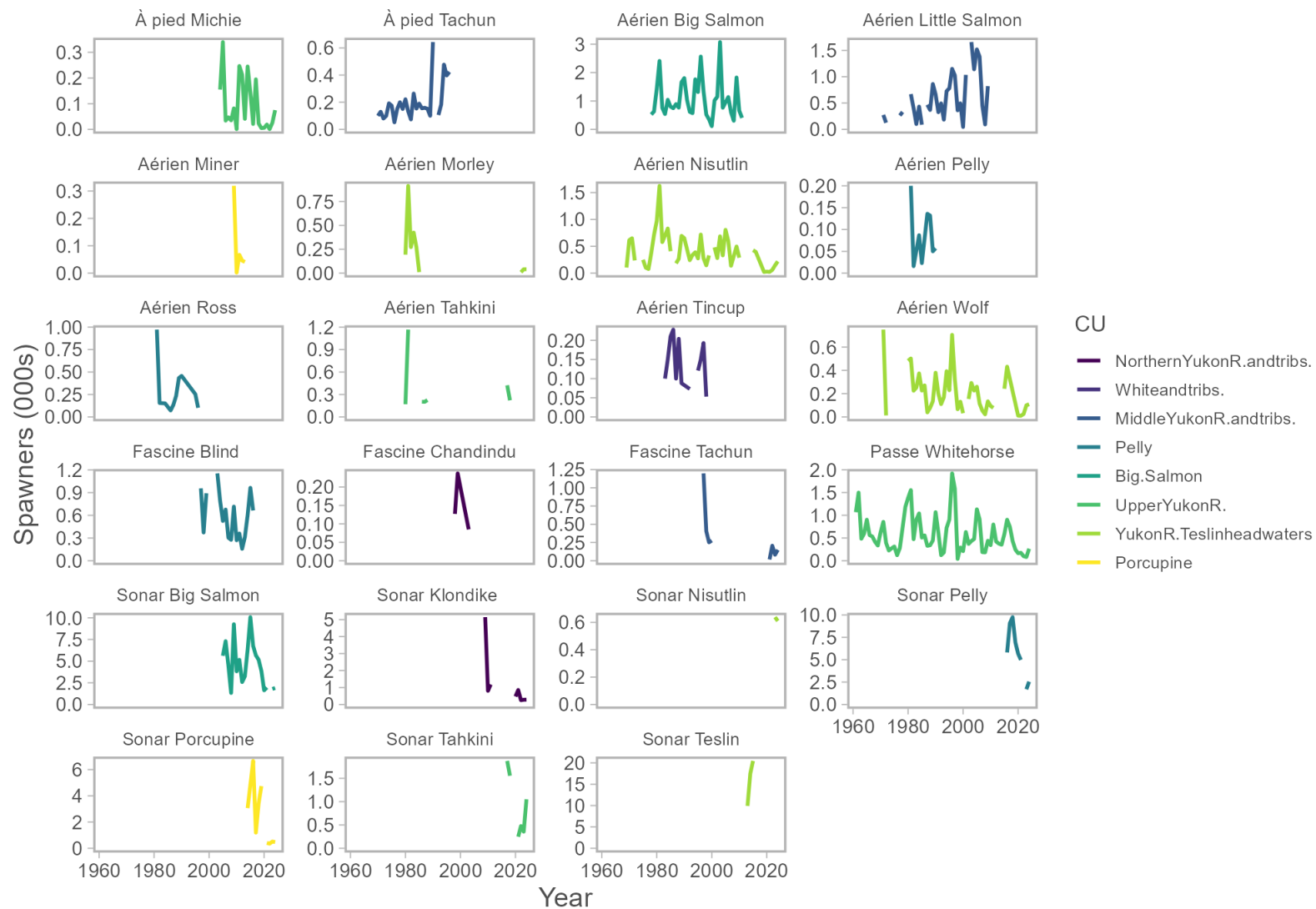


Figure 4. Estimations de l'abondance des géniteurs au fil du temps par projet d'évaluation des affluents. Pour plus de détails sur chaque projet d'évaluation, voir le tableau 2.

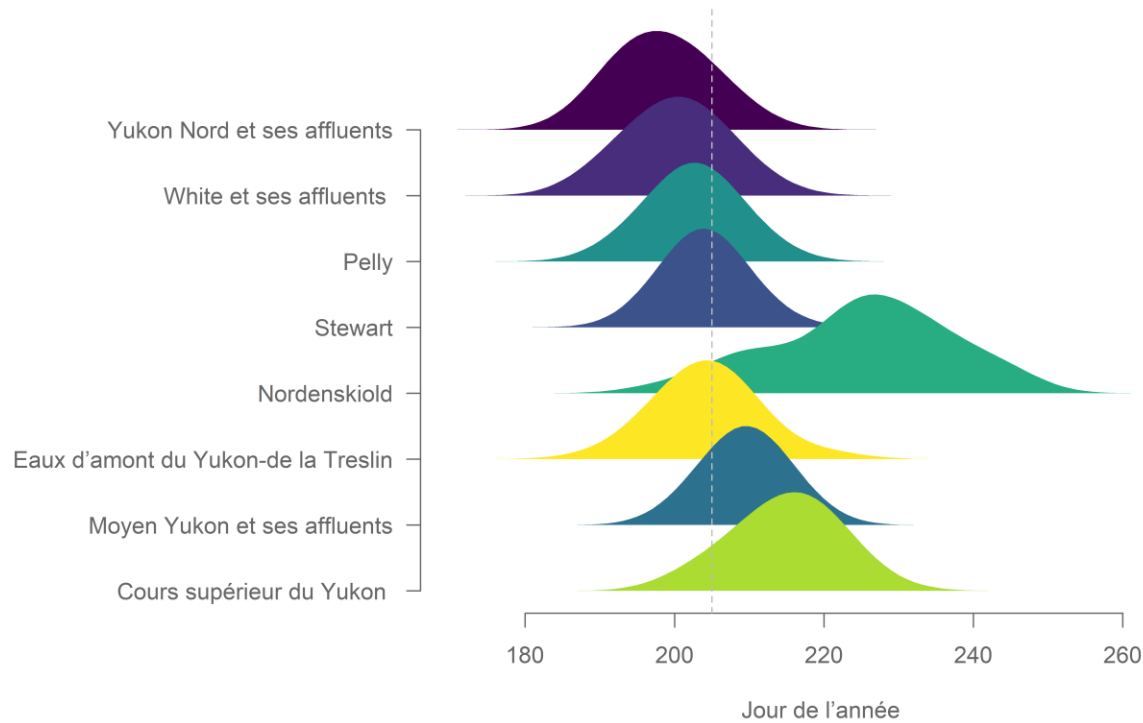


Figure 5. Moyenne annuelle des passages quotidiens (mis à l'échelle selon le maximum) des États-Unis vers le Canada dans le tronçon principal du fleuve Yukon pour huit unités de conservation. L'unité de conservation Big Salmon n'est pas montrée parce qu'elle ne peut être séparée de l'unité de conservation du tronçon intermédiaire en fonction de la génétique. À titre de référence, pour une année non bissextile, les 180^e, 210^e et 240^e jours de l'année correspondent respectivement aux 29 juin, 29 juillet et 28 août. La ligne pointillée représente le moment moyen approximatif de la période de pointe pour le regroupement du stock.

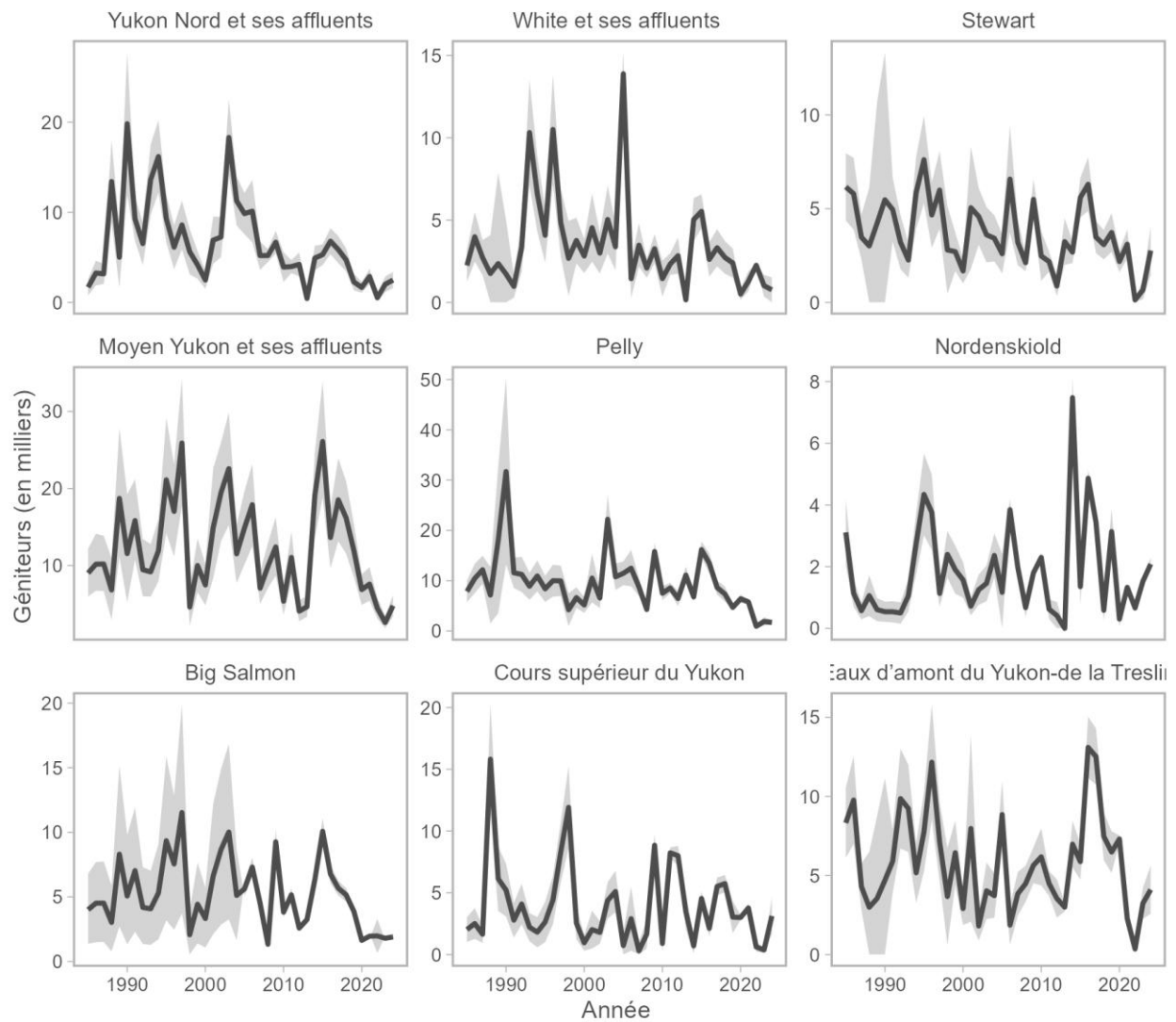


Figure 6. Reconstitution de l'abondance des géniteurs au fil du temps par unité de conservation (médiane et intervalles de confiance à 95 %).

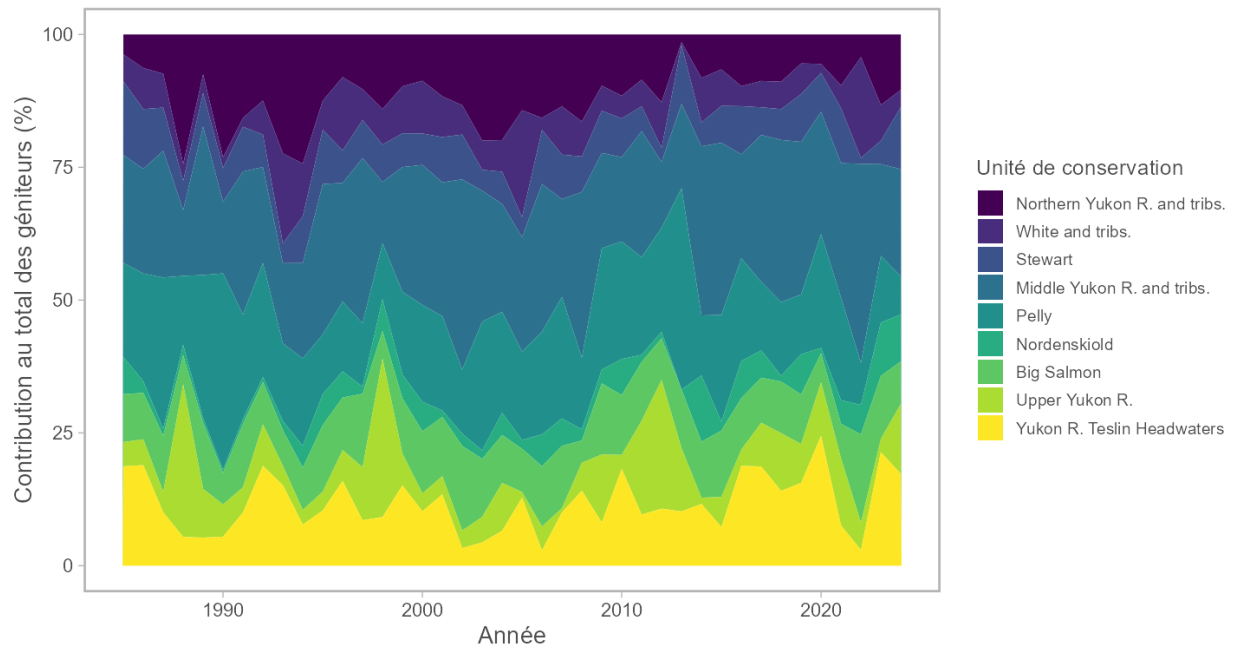


Figure 7. Contribution en pourcentage de chaque unité de conservation (UC) à la reconstitution de la taille globale de la remonte de l'unité de gestion des stocks de saumon chinook du Yukon au fil du temps. Les estimations sont fondées sur le modèle de reconstitution des remontes de plusieurs UC qui tient explicitement compte des années manquantes et de l'échantillonnage génétique parfois non représentatif des remontes totales.

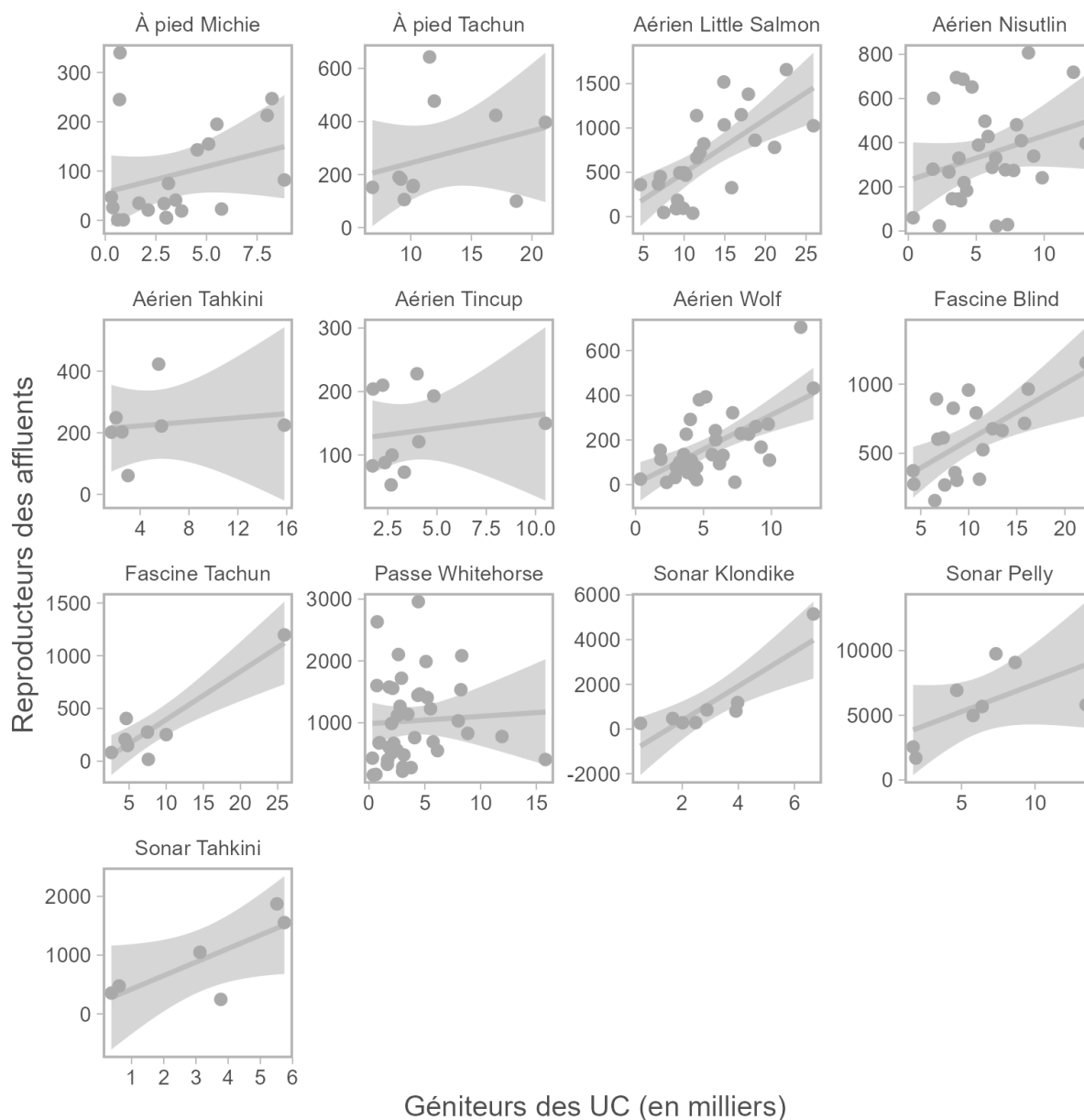


Figure 8. Relation entre les estimations de l'abondance des géniteurs provenant de certains projets d'évaluation à l'échelle des affluents et les estimations fondées sur la reconstitution des remontes à l'échelle des unités de conservation. Ajustement du modèle linéaire indiqué en gris. Pour plus de détails sur chaque projet d'évaluation et les unités de conservation correspondantes, voir le tableau 2.

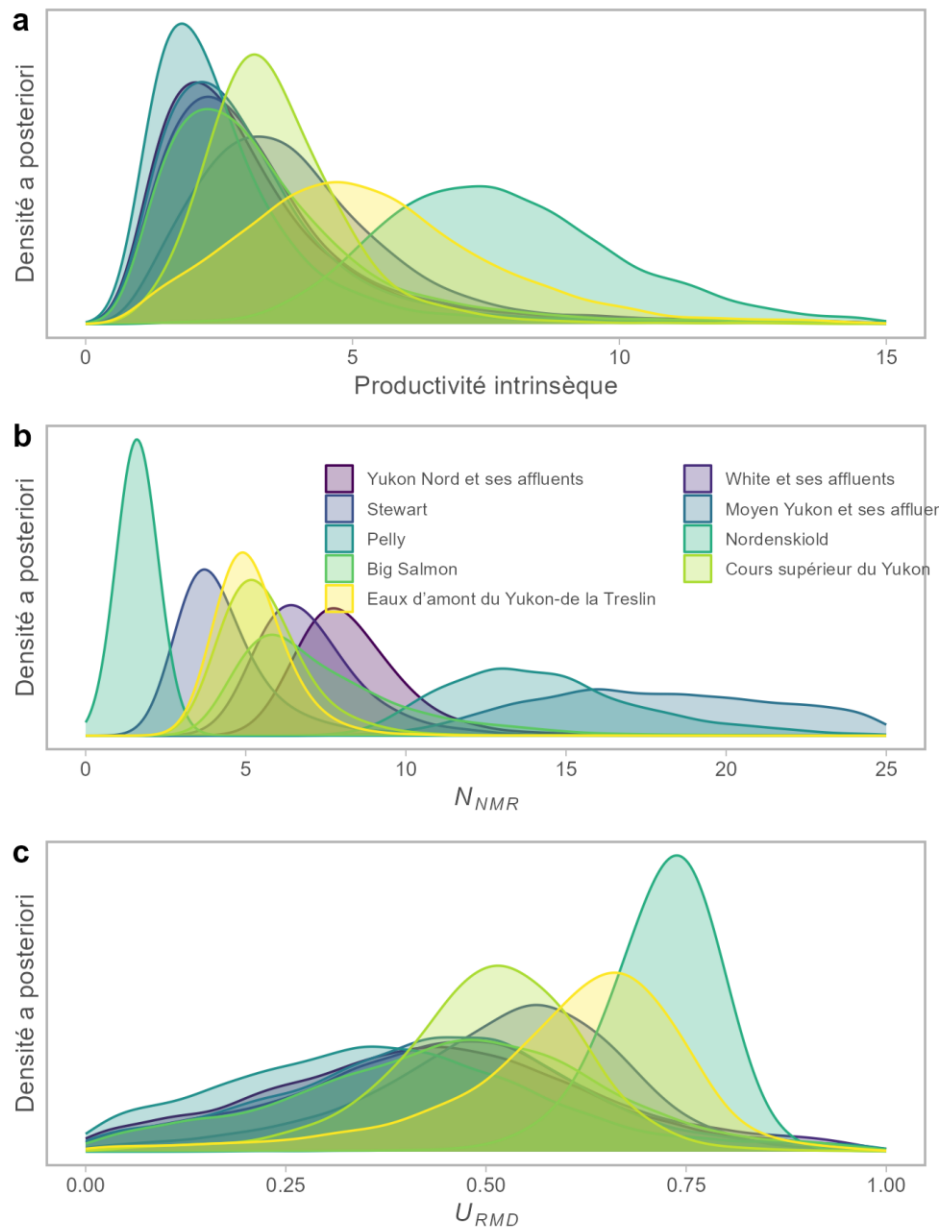


Figure 9. Distributions a posteriori propres à l'unité de conservation des estimations de la productivité intrinsèque (a; α en unités de recrues par géniteur), de l'abondance des reproducteurs associée au recrutement maximal (b; G_{NMR}) et du taux d'exploitation associé au rendement maximal durable (c; U_{RMD}).

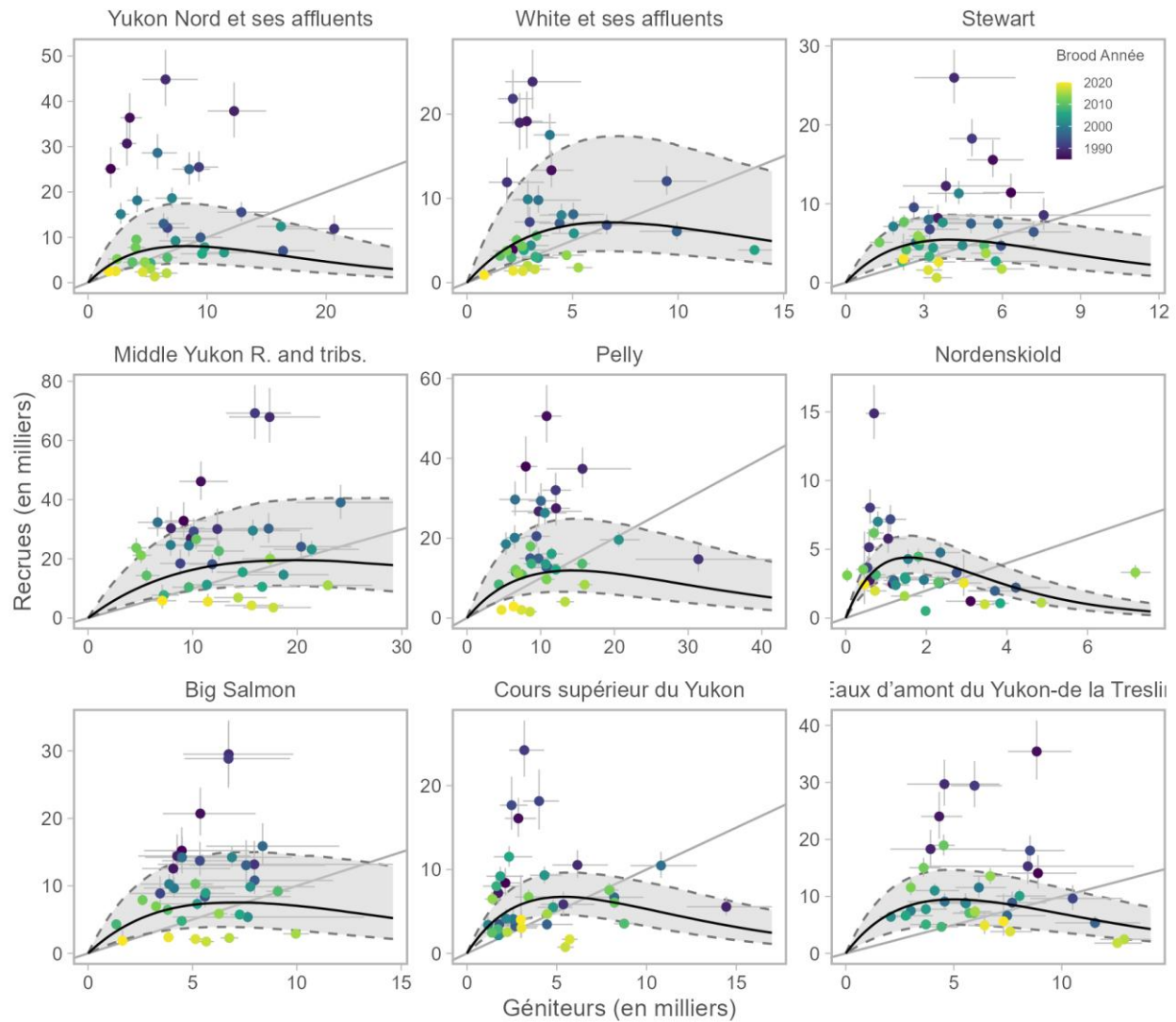


Figure 10. Relation entre l'abondance des géniteurs et le recrutement selon l'unité de conservation. Les paires géniteur-recrutement sont codées par couleur selon l'année d'éclosion, et les lignes représentent les intervalles de crédibilité à 80 %. La ligne noire épaisse est la relation médiane prévue entre l'abondance des géniteurs et le recrutement, et la zone ombrée représente les intervalles de crédibilité à 80 %. La ligne du remplacement, où les géniteurs sont égaux aux recrues, est présentée en gris. Pour aider à visualiser l'incertitude, nous utilisons des intervalles de crédibilité à 80 % plutôt qu'à 95 %.

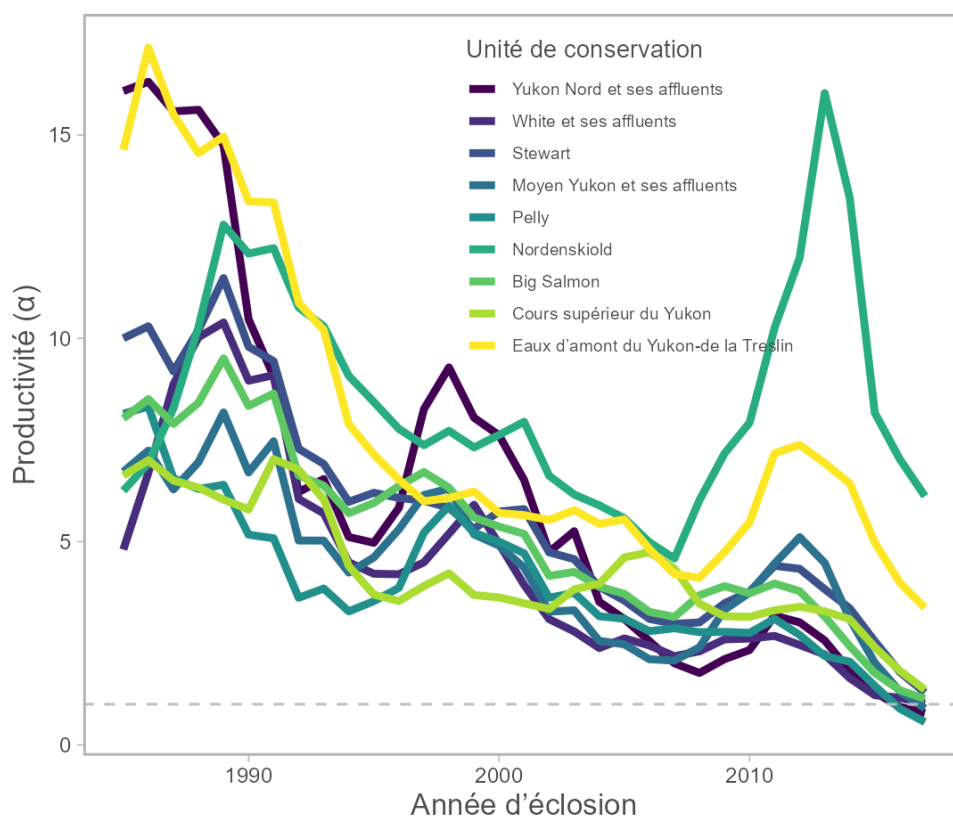


Figure 11. Estimation de la productivité intrinsèque moyenne (paramètre α de Ricker; nombre maximal de recrues par géniteur) au fil du temps par unité de conservation dans l'unité de gestion des stocks du saumon chinook du fleuve Yukon. La ligne grise tiretée représente le remplacement (les recrues sont égales aux géniteurs).

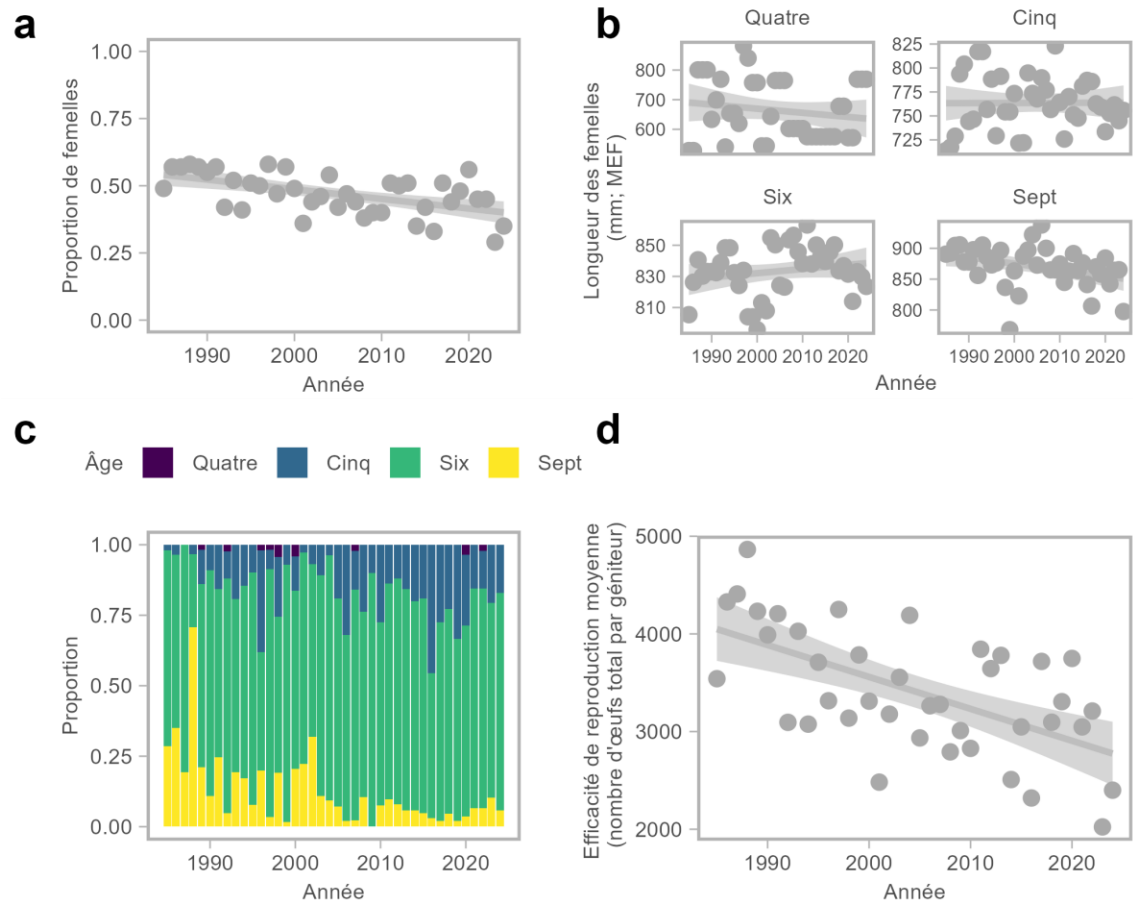


Figure 12. Tendances relatives à l'âge, au sexe, à la longueur et à l'efficacité de la reproduction du saumon chinook du fleuve Yukon au fil du temps. a) Rapport des sexes, représenté par la proportion de géniteurs femelles; b) longueur corporelle selon l'âge des géniteurs femelles (longueur du milieu de l'œil à la queue); c) proportion de géniteurs qui effectuent la montaison dans chaque classe d'âge au fil du temps; d) taux de reproduction moyen des géniteurs femelles (œufs par géniteur femelle). Données recueillies sur des poissons échantillonnés aux rochers Eagle, White et Sheep.

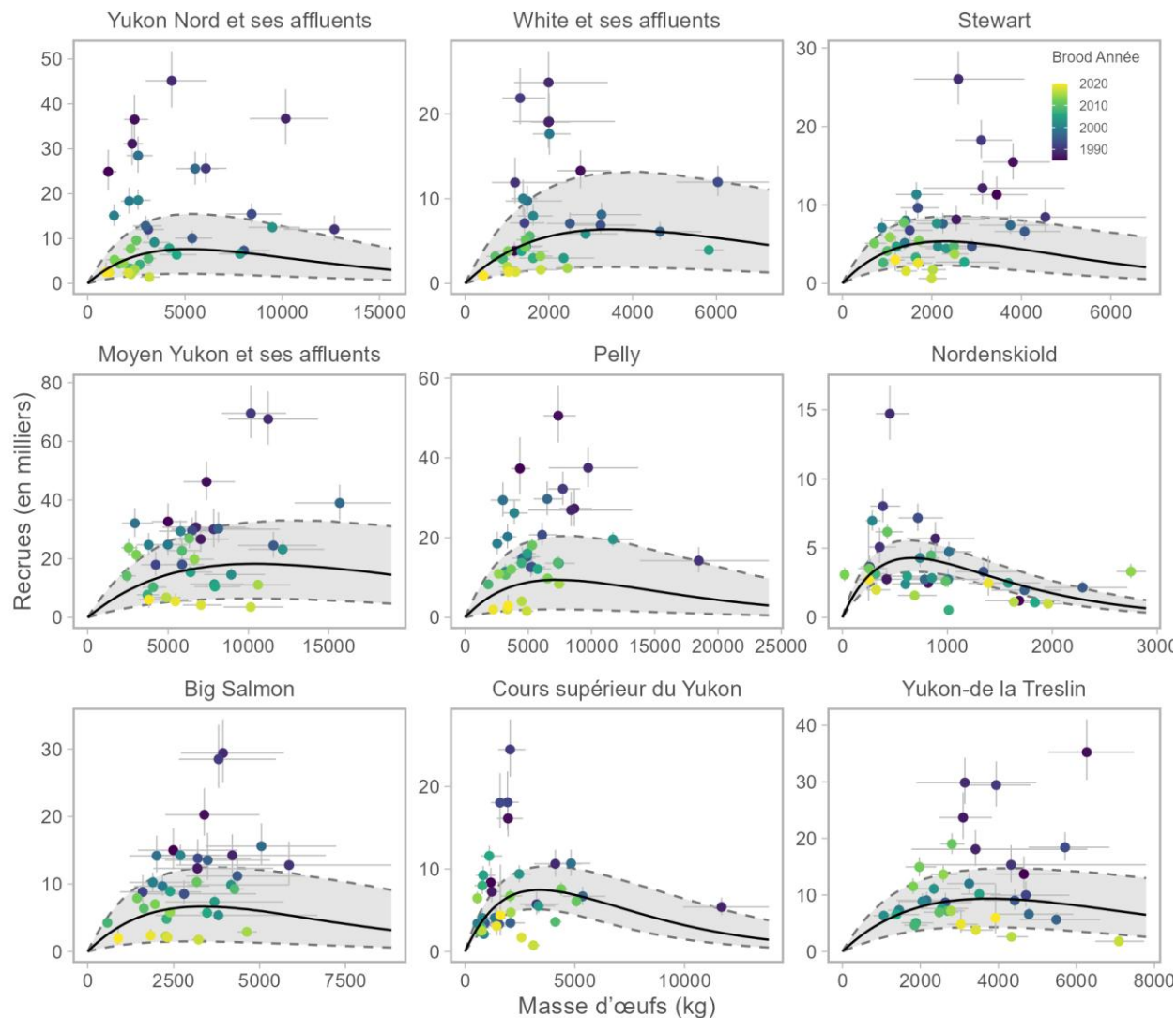


Figure 13. Relation entre la masse totale des œufs des femelles reproductrices et le recrutement par les unités de conservation. Les paires masse d'œufs-recruteurs sont codées par couleur selon l'année d'éclosion, avec des intervalles de crédibilité à 80 %. La ligne noire épaisse est la relation médiane prévue entre la masse d'œufs et le recrutement, et les intervalles de crédibilité à 80 % sont représentés par la zone ombrée. Pour aider à visualiser l'incertitude, nous utilisons des intervalles de crédibilité à 80 % plutôt qu'à 95 %.

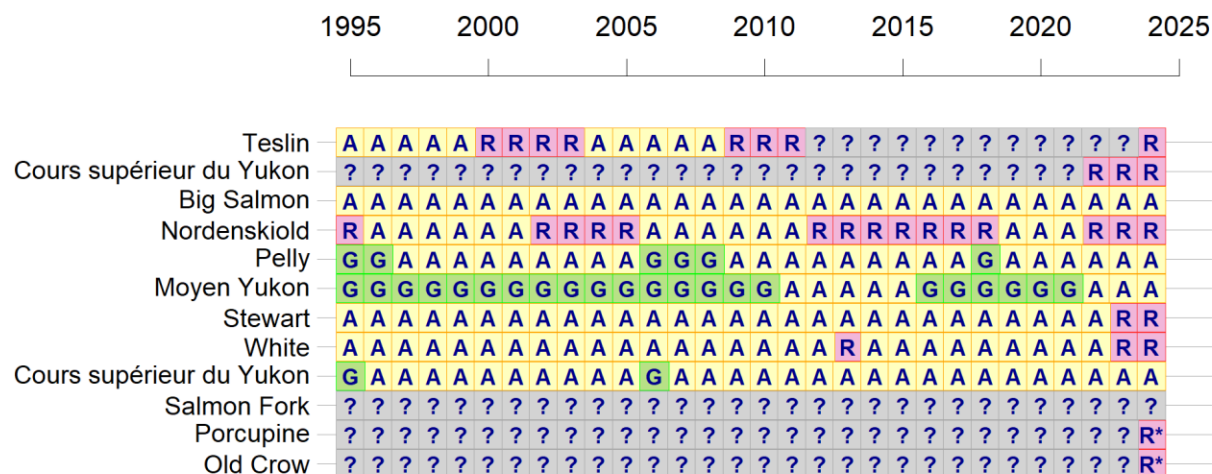


Figure 14. État du saumon chinook du fleuve Yukon selon la Politique concernant le saumon sauvage pour les années avec des données applicables. Chaque rangée résume les états disponibles pour chaque unité de conservation dans les unités de gestion des stocks du fleuve Yukon et de la rivière Porcupine. Le signe * pour les états des saumons des rivières Porcupine et Old Crow indique qu'ils sont fondés sur une évaluation combinée.

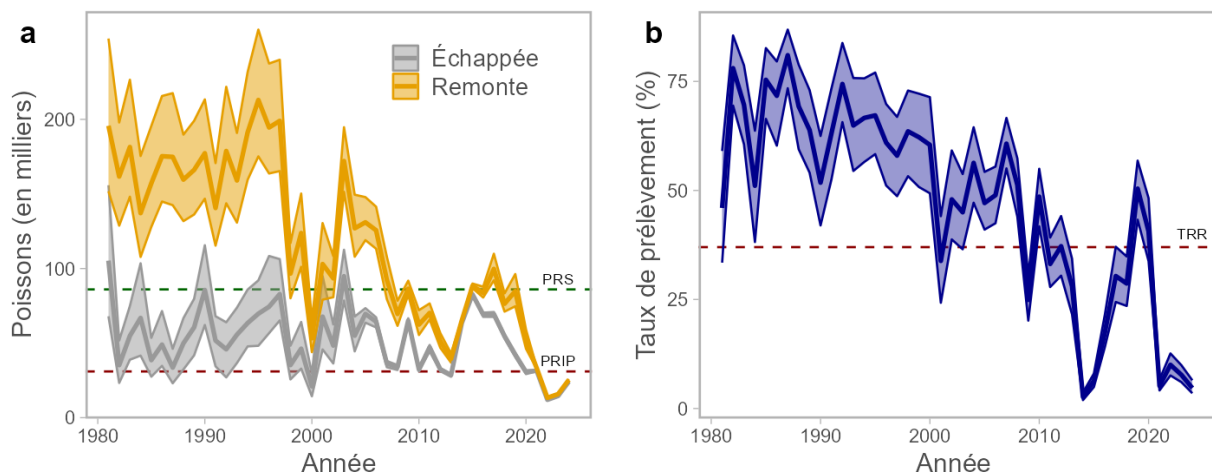


Figure 15. Reconstitution : a) de la taille totale de la remonte (orange) et de l'échappée de géniteurs (gris), avec le point de référence supérieur proposé (PRS; ligne verte pointillée) et le point de référence inférieur de la pêche (PRIP; ligne rouge pointillée), et b) des taux de prélèvement pour l'unité de gestion du stock de saumon chinook du Yukon (bleu) et le taux de retrait de référence (TRR; ligne rouge pointillée). Les lignes épaisses sont les médianes et les zones ombrées indiquent les intervalles de crédibilité à 95 %. Il est à noter que le taux de prélèvement de certaines années (p. ex. 2017 et 2019) peut être surestimé en raison de la mortalité liée à la migration de fraie qui n'a pas été prise en considération dans le modèle utilisé pour l'estimer (Connors et al. 2022a).

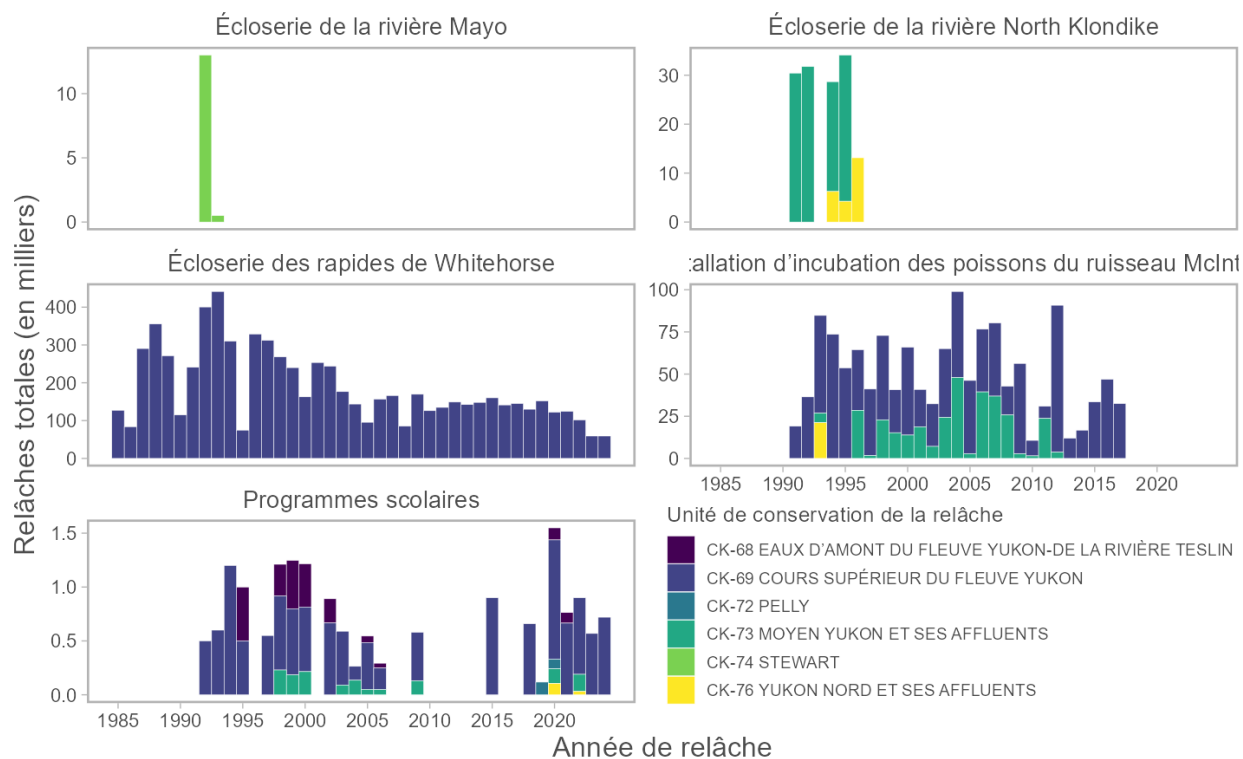


Figure 16. Total des relâches de saumon chinook du fleuve Yukon par installation/type et unité de conservation. Remarque : L'emplacement de la collecte de géniteurs et le lieu de remise à l'eau, par UC, sont les mêmes dans tous les cas, à l'exception d'environ 250 000 alevins du cours supérieur du fleuve Yukon qui ont été relâchés dans la rivière Tatchun (UC du moyen Yukon) entre 2006 et 2011.

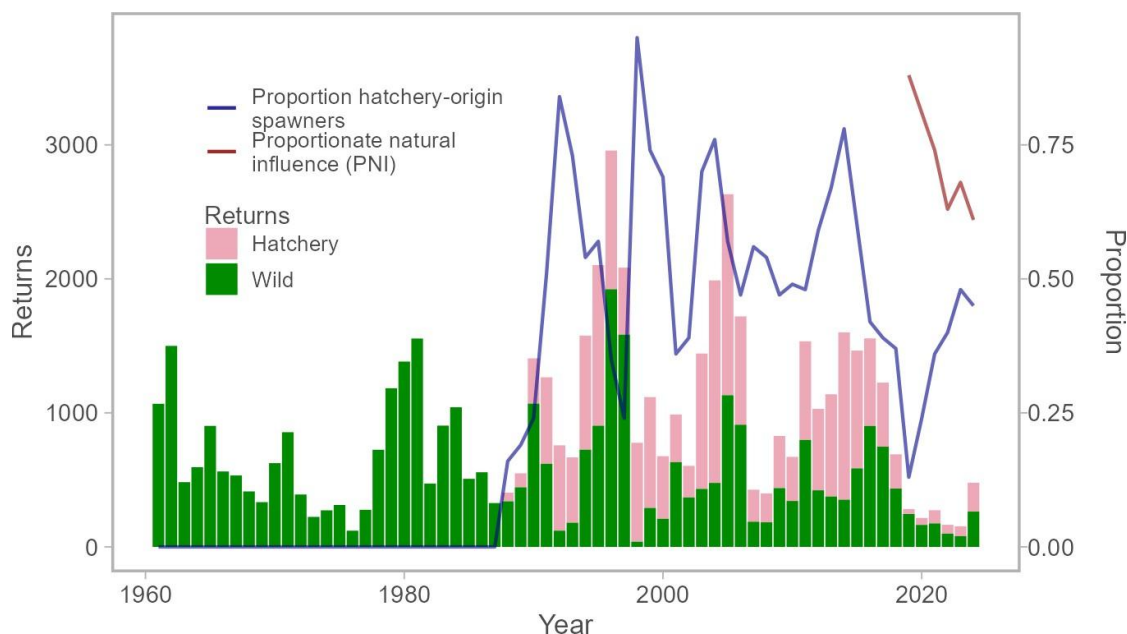


Figure 17. Remontes de saumons chinooks à la passe migratoire des rapides de Whitehorse (UC du cours supérieur du Yukon) et proportion de géniteurs issus d'écloseries (pGIE), d'après les taux de nageoires adipeuses coupées observés. Influence naturelle proportionnelle (INP) pour les six dernières années, calculée d'après l'état de la nageoire adipeuse (coupée ou non) et les résultats du marquage fondé sur la filiation (MFF) du stock de géniteurs, lorsque les données étaient disponibles.

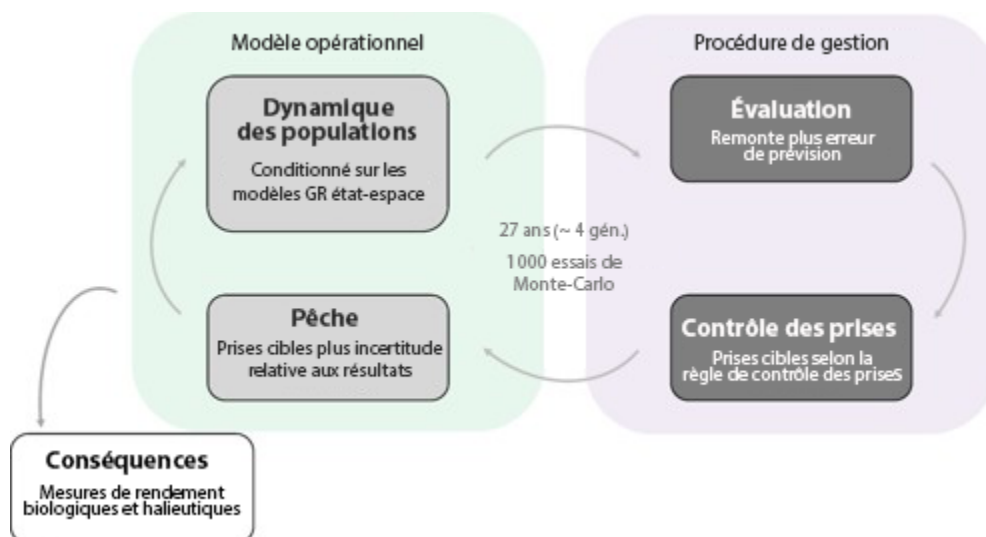


Figure 18. Illustration des étapes des simulations en boucle fermée qui ont été utilisées pour quantifier les conséquences biologiques et halieutiques futures des mesures de gestion des pêches actuelles et nouvelles. La prévision d'une remonte dans une simulation prospective fait référence à la remonte à la frontière canado-américaine.

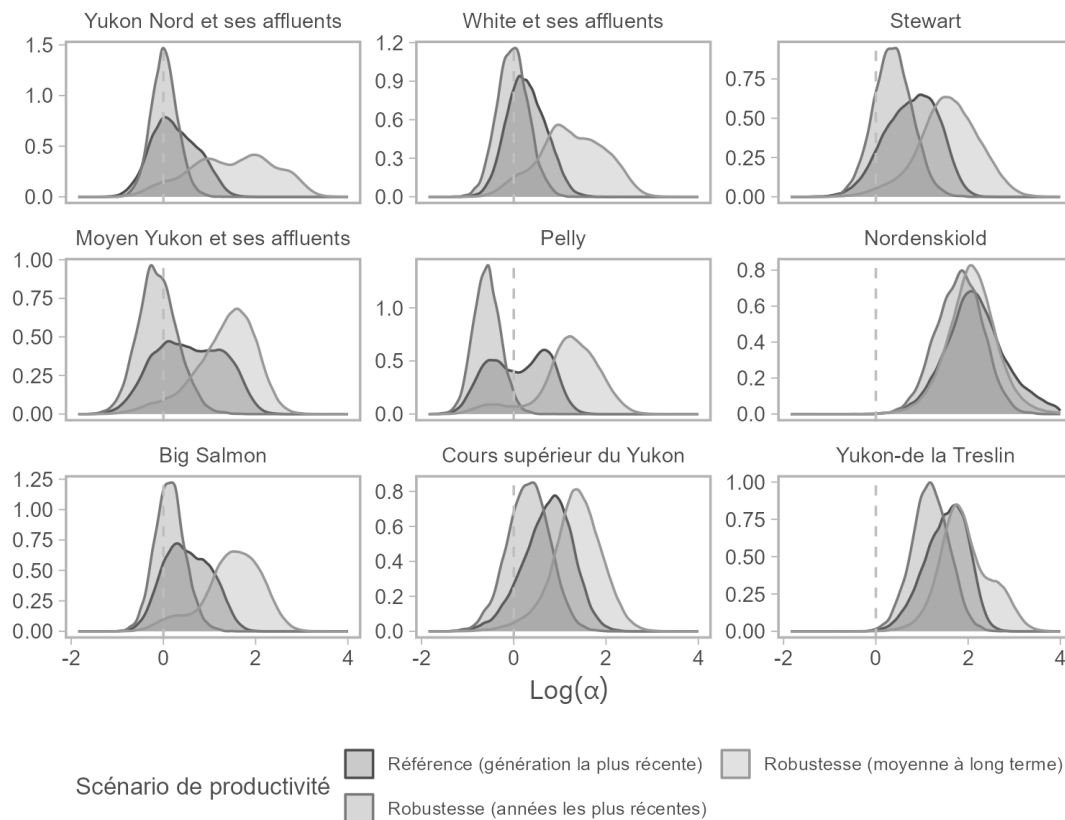


Figure 19. Scénarios de productivité de modèles opérationnels de rechange pris en considération dans les simulations en boucle fermée, y compris le scénario de référence (scénario de base), la moyenne α de la génération complète observée la plus récente (années d'éclosion 2013 à 2018) et le scénario de robustesse, la plus récente α (année d'éclosion 2017).

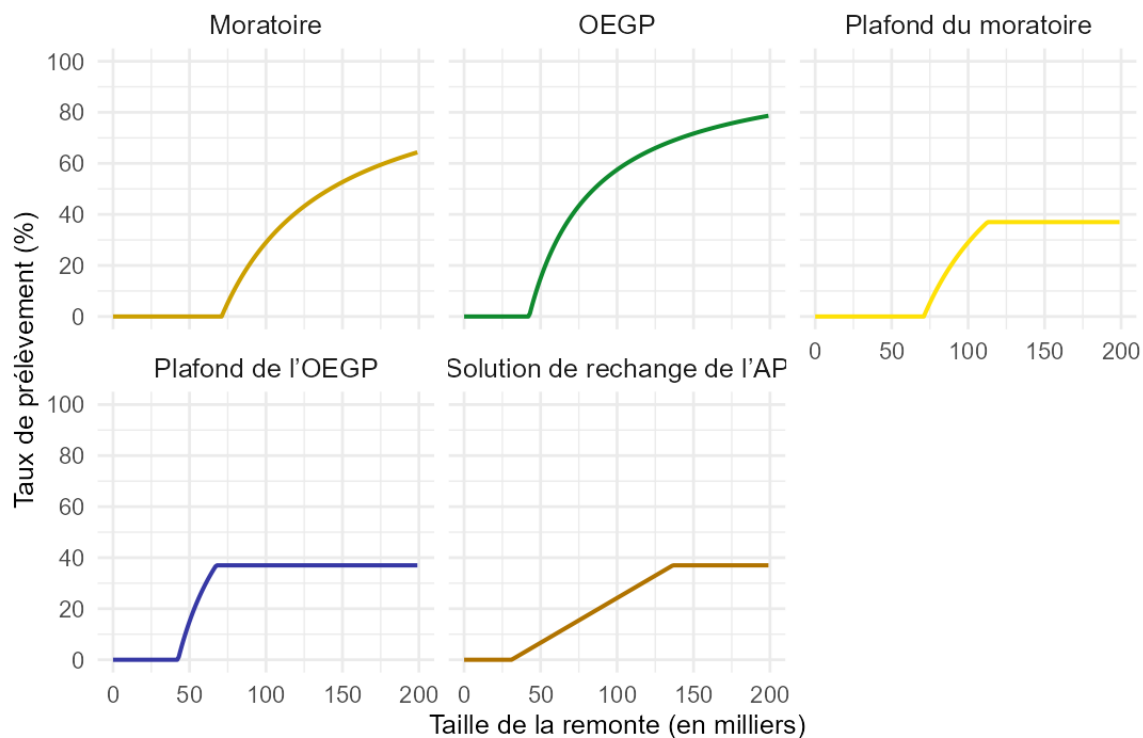


Figure 20. Illustration de la série de règles de contrôle des prises utilisées dans les simulations en boucle fermée. Voir le tableau 9 pour une description de chaque règle de contrôle des prises. L'axe des x sur le graphique correspond approximativement à la plage des tailles des remonte antérieures de saumon chinook du fleuve Yukon.

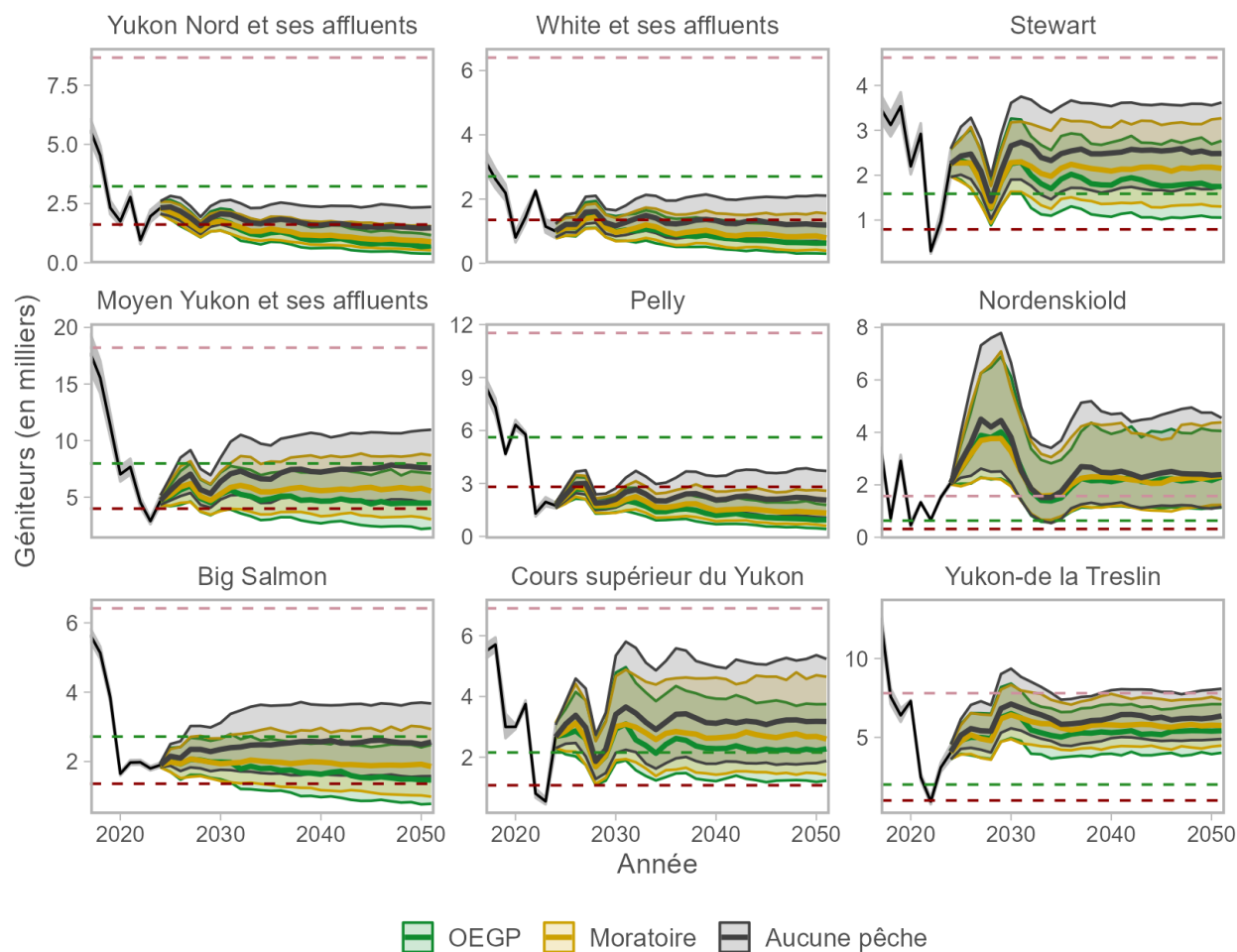


Figure 21. L'abondance prévue des géniteurs au fil du temps (médiane et 50^e centiles) par unité de conservation (UC) selon trois nouvelles mesures de gestion des pêches, et le scénario de productivité de référence (scénario de base) du modèle opérationnel. Les six dernières années d'observation de géniteurs sont indiquées avant les projections. Les lignes pointillées rouges et vertes correspondent aux points de référence biologiques inférieurs et supérieurs proposés pour chaque UC (20 % de la G_{NMR} et 40 % de la G_{NMR} , respectivement) des modèles géniteurs-recrutement avec productivité stationnaire. Les lignes pointillées de couleur saumon sont des cibles de rétablissement de l'UC fondées sur des analyses qui tenaient explicitement compte des caractéristiques démographiques (G_{NMR} fondée sur les caractéristiques démographiques de 2019 à 2024).

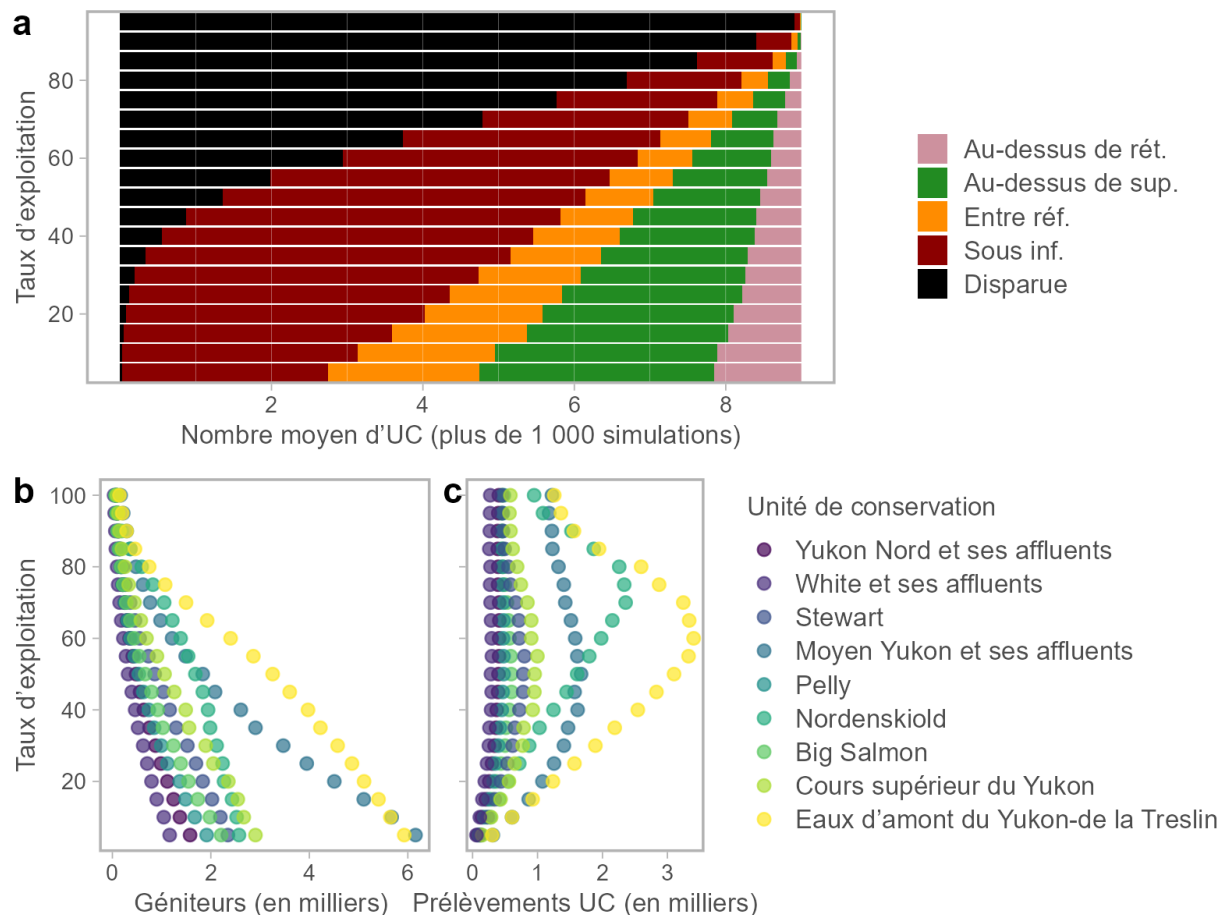


Figure 22. Conséquences projetées d'un éventail de taux d'exploitation fixes selon des simulations en boucle fermée dans le scénario de référence (scénario de base) du modèle opérationnel. a) Nombre moyen d'unités de conservation qui se situent au-dessus, en dessous et entre leurs points de référence biologiques inférieurs et supérieurs (20 % G_{NMR} et 40 % G_{NMR} selon des analyses qui supposent une productivité stationnaire) et cible de rétablissement à titre indicatif (G_{NMR} d'après les caractéristiques démographiques de 2019 à 2024) au cours de la dernière année simulée (2050), plus de 1 000 simulations répétées; b) abondance moyenne des géniteurs; c) prises moyennes, par unité de conservation, pour toutes les années de simulation (2025 à 2050).

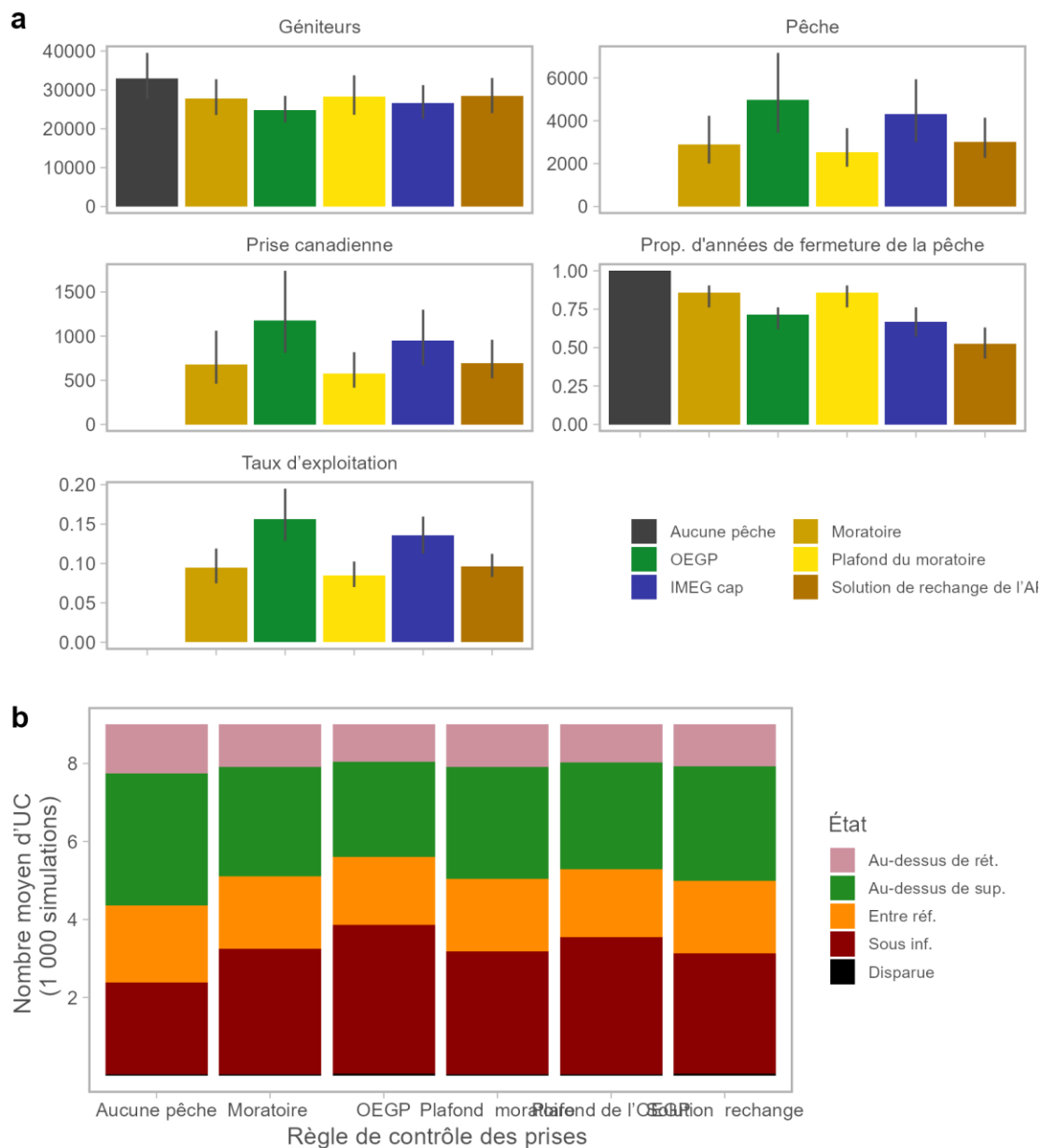


Figure 23. Rendement des différentes règles de contrôle des prises pour le scénario de productivité de référence (scénario de base) du modèle opérationnel. a) Médiane (barres de couleur) et quantiles de 50 % (lignes verticales) des mesures de rendement calculées pour 2030 à 2050 et 1 000 simulations répétées. b) Nombre moyen d'unités de conservation qui se situent au-dessus, en dessous et entre leurs points de référence biologiques inférieurs et supérieurs (20 % G_{NMR} et 40 % G_{NMR} selon des analyses qui supposent une productivité stationnaire) et cible de rétablissement illustrative (G_{NMR} fondée sur les caractéristiques démographiques de 2019 à 2024) au cours de la dernière année simulée (2050), plus de 1 000 simulations répétées.

11. TABLEAUX

Tableau 1. Gestion des stocks et unités de conservation (UC) qui constituent le principal stock de saumon chinook du Yukon prescrit par les dispositions relatives aux stocks de poissons de la Loi sur les pêches du Canada. La contribution annuelle moyenne en pourcentage de chaque UC à l'unité de gestion des stocks de saumon chinook du Yukon d'après la reconstitution du passage à la frontière est également présentée. Les contributions de chaque UC à l'UGS de Porcupine sont inconnues à l'heure actuelle.

Zone de gestion des stocks	Code d'unité de conservation	Unité de conservation	Contribution moyenne (1984 à 2024)
Saumon chinook du Yukon	CK-68	Eaux d'amont du fleuve Yukon-de la rivière Teslin	11,7 %
	CK-69	Cours supérieur du fleuve Yukon	7,89 %
	CK-70	Big Salmon	10 %
	CK-71	Nordenskiöld	3,78 %
	CK-72	Pelly	18 %
	CK-73	Moyen Yukon et ses affluents	22,9 %
	CK-74	Stewart	7,16 %
	CK-75	Rivière White et ses affluents	6,72 %
	CK-76	Yukon Nord et ses affluents	11,8 %
Saumon chinook de la Porcupine	CK-77	Salmon Fork	S.O.
	CK-78	Porcupine	S.O.
	CK-79	Old Crow	S.O.

Tableau 2. Projets d'évaluation du saumon chinook adulte dans la partie canadienne du bassin versant du fleuve Yukon.

Projet	Méthode d'évaluation	Promoteur	Unité de conservation	État	Années d'exploitation
Big Salmon*	Sonar	Metla Environmental Inc.	Big Salmon	Actif	2005-2021, 2023-24
Big Salmon	Aérien	Pêches et Océans Canada et Alaska Department of Fish and Game	Big Salmon	Passé	1978 à 2011
Ruisseau Tatchun*	Fascine/boîte vidéo	Première Nation de Little Salmon/Carmacks	Moyen Yukon et ses affluents	Actif	2021 à 24
Relevés de la rivière Tatchun	À pied/aérien/fascine	Pêches et Océans Canada, Alaska Department of Fish and Game, consultants indépendants, Première Nation de Little Salmon/Carmacks	Moyen Yukon et ses affluents	Passé	1970-90, 92-2000
Little Salmon	Aérien	Pêches et Océans Canada et Alaska Department of Fish and Game	Moyen Yukon et ses affluents	Passé	1969-72, 1977-78, 1981-82, 1984-85, 1987-2011
Klondike*	Sonar	Trondëk Hwëchin	Yukon Nord	Actif	2009-11, 2020-24
Chandindu	Fascine	Pêches et Océans Canada	Yukon Nord	Passé	1998-99, 2003
Pelly*	Sonar	Première Nation de Selkirk	Pelly	Actif	2016-21, 2023-24
Rivière Ross	Aérien	Pêches et Océans Canada et Alaska Department of Fish and Game	Pelly	Passé	1981-82, 1984, 1986-90, 1995-96
Porcupine*	Sonar	Pêches et Océans Canada et la Première Nation des Vuntut Gwitchin	Porcupine	Actif	2014-19, 2021-24
Miner	Aérien	Pêches et Océans Canada	Porcupine	Passé	2009-13
Takhini*	Sonar	Première Nation des Kwanlin Dün	Cours supérieur du fleuve Yukon	Actif	2017-18, 2021-24
Passe à poissons de Whitehorse*	Échelle à poissons/vidéo	Société d'énergie du Yukon	Cours supérieur du fleuve Yukon	Actif	1961-2024
Michie	À pied	Première Nation des Kwanlin Dün	Cours supérieur du fleuve Yukon	Actif	2004-24
Takhini	Aérien	Pêches et Océans Canada et Alaska	Cours supérieur	Passé	1980-81, 1986-88,

Projet	Méthode d'évaluation	Promoteur	Unité de conservation	État	Années d'exploitation
		Department of Fish and Game	du fleuve Yukon		2001, 2017-18, 2020
Takhini	Aérien	Pêches et Océans Canada	Cours supérieur du fleuve Yukon	Passé	1980-83, 1986-89, 2001-02, 2017-20
Tincup	Aérien	Pêches et Océans Canada et Alaska Department of Fish and Game	Rivière White et ses affluents	Passé	1983-1990, 1992, 1995-98
Eagle*	Sonar	Alaska Department of Fish and Game et Pêches et Océans Canada	UGS du chinook du Yukon	Actif	2005-24
Marquage-recapture à la frontière	Tourniquet à poissons	Pêches et Océans Canada	UGS du chinook du Yukon	Passé	1982-2004
Marquage avec émetteurs radio et recapture au Canada	Tourniquet à poissons	Alaska Department of Fish and Game et Pêches et Océans Canada	UGS du chinook du Yukon	Passé	2003-05
Nisutlin*	Sonar	Conseil des Tlingits de Teslin	Eaux d'amont du fleuve Yukon-de la rivière Teslin	Actif	2023-24
Nisutlin	Aérien	Conseil des Tlingits de Teslin, Pêches et Océans Canada, Alaska Department of Fish and Game	Eaux d'amont du fleuve Yukon-de la rivière Teslin	Actif	1969-72, 1975-85, 1987-99, 2001-10, 2015-16, 2019-24
Wolf	Aérien	Conseil des Tlingits de Teslin, Pêches et Océans Canada, Alaska Department of Fish and Game	Eaux d'amont du fleuve Yukon-de la rivière Teslin	Actif	1971-72, 1980-00, 2002-11, 2015-16, 2020-24
Morley	Aérien	Conseil des Tlingits de Teslin, Pêches et Océans Canada, Alaska Department of Fish and Game	Eaux d'amont du fleuve Yukon-de la rivière Teslin	Actif	1980-85, 2022-24

Remarque : *Le projet fournit de l'information en saison sur les géniteurs en montaison.

Tableau 3. Définitions, valeurs et justification des points de référence biologiques proposés et des cibles de rétablissement à l'échelle de l'unité de conservation (UC).

Paramètre	Définition	Valeur	Justification
Point de référence biologique inférieur	Abondance de géniteurs en deçà de laquelle on s'attend à ce que l'UC présente un risque élevé de dommages irréversibles et qui est conforme à une évaluation en tant qu'espèce « en voie de disparition » par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC)	20 % G_{NMR}	Davantage fondé sur la biologie que les points de référence biologiques fondés sur le RMD qui sont implicitement liés aux objectifs fondés sur le rendement (Frid <i>et al.</i> 2023). Moins sensible à la variation temporelle de la productivité intrinsèque que les points de référence fondés sur le RMD (Holt and Michielsens 2020). Harmonisation avec l'utilisation proposée de points de référence fondés sur la G_{NMR} à l'échelle de l'UGS
Point de référence biologique supérieur	Abondance de géniteurs associée à un faible risque de dommages irréversibles, délimitant les zones d'état biologique ambre et verte de la Politique concernant le saumon sauvage	40 % G_{NMR}	Comme ci-dessus
Cible de rétablissement	Abondance de géniteurs associée à un état « sain » qui répond aux objectifs socio-écologiques et qui devrait être résiliente face aux changements environnementaux rapides et imprévisibles	G_{NMR} fondée sur les caractéristiques démographiques des géniteurs de la dernière génération (2019 à 2024)	Cibles liées à une taille des stocks plus élevée que celles associées au RMD, et qui tiennent compte des données démographiques, ont été jugées plus conformes aux principes autochtones et écosystémiques et plus résilientes face aux changements environnementaux et écosystémiques (Reid <i>et al.</i> 2022; Frid <i>et al.</i> 2023)

Tableau 4. Définitions, valeurs et justification des points de référence proposés pour l'unité de gestion des stocks du Yukon (UGS).

Paramètre	Définition	Valeur	Justification
Point de référence limite (PRL)	Point en dessous duquel des dommages graves pourraient être causés au stock et où il pourrait	Une ou plusieurs UC composantes de l'UGS dans la zone d'état rouge	Exigé en vertu des dispositions de la <i>Loi sur les pêches</i> relatives aux stocks de poissons. Reflète la nécessité

Paramètre	Définition	Valeur	Justification
	également y avoir des répercussions pour l'écosystème et les espèces connexes, ainsi qu'une perte à long terme de possibilités de pêche.	de la Politique concernant le saumon sauvage	que les PRL du saumon soient harmonisés avec l'objectif de la Politique concernant le saumon sauvage de préserver la biodiversité du saumon à l'échelle des UC (Holt <i>et al.</i> 2023).
Point de référence supérieur (PRS)	Taille du stock avec une faible probabilité que le stock tombe en dessous de son PRL, et une cible pour atteindre les objectifs biologiques et/ou socioéconomiques	86 000 géniteurs; estimation médiane de la G_{NMR} pour l'UGS fondée sur les caractéristiques démographiques des géniteurs (et les répercussions sur la masse d'œufs totale) au cours de la dernière décennie (2009 à 2019) au moment de l'analyse (Connors <i>et al.</i> 2022).	Exigé en vertu des dispositions de la <i>Loi sur les pêches</i> relatives aux stocks de poissons. Des points de référence liés à une taille des stocks plus élevée que celles associées au RMD, et qui tiennent compte des données démographiques, ont été jugées plus en accord avec les principes autochtones et écosystémiques (Reid <i>et al.</i> 2022; Frid <i>et al.</i> 2023). Conforme à l'utilisation de la G_{NMR} comme cible de passage frontalier en vertu de l'accord actuel sur le fleuve Yukon d'une durée de sept ans.
Taux de retrait de référence (TRR) maximal	Le taux de prélèvement maximal acceptable auquel l'UGS peut être soumise	36 %; taux de prélèvement associé au RMD (U_{RMD}) pour l'UC la moins productive dans l'UGS	Exigé en vertu des dispositions de la <i>Loi sur les pêches</i> relatives aux stocks de poissons. Les politiques fédérales et internationales en matière de pêches fixent habituellement des prélèvements maximaux de la pêche inférieurs ou égaux à ceux associés au U_{RMD} . Proposer que cette valeur provienne de l'UC la moins productive pour s'harmoniser avec l'objectif de la Politique concernant le saumon sauvage de tenir compte de la biodiversité à l'échelle des UC.
Point de référence inférieur de la pêche (PFIP)	Abondance globale des géniteurs de l'UGS en deçà de laquelle les prélèvements devraient	31 000 géniteurs; abondance moyenne des géniteurs de l'UGS associée à	Non requis en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons de la <i>Loi sur les pêches</i> , mais utile pour éclairer la gestion puisque les

Paramètre	Définition	Valeur	Justification
	être limités dans toute la mesure du possible	une probabilité d'au plus 50 % qu'au moins une UC se retrouve dans la zone d'état rouge selon la Politique concernant le saumon sauvage	décisions d'évaluation et de pêche sont souvent fondées sur l'abondance et peuvent donc être opérationnalisées (comparativement au PRL fondé sur l'état de l'UC)

Tableau 5. Estimations des points de référence biologiques par unité de conservation, fondées sur les paramètres des modèles géniteurs-recrutement en supposant une productivité intrinsèque stationnaire. Les valeurs sont exprimées en milliers de poissons (sauf U_{RMD}).

Unité de conservation	Point de référence	Médiane (80 ^e centile)
Big Salmon	G_{GEN}	1,11 (0,56, 2)
	G_{NMR}	6,8 (4,83, 1,52)
	20 % G_{NMR}	1,36 (0,97, 2,3)
	40 % G_{NMR}	2,72 (1,93, 4,61)
	G_{RMD}	3,15 (1,42, 5,19)
	U_{RMD}	0,46 (0,19, 0,69)
Moyen Yukon et ses affluents	G_{GEN}	3,29 (1,66, 5,88)
	G_{NMR}	19,96 (13,5, 34,88)
	20 % G_{NMR}	3,99 (2,7, 6,98)
	40 % G_{NMR}	7,98 (5,4, 13,95)
	G_{RMD}	8,28 (3,9, 14,97)
	U_{RMD}	0,43 (0,17, 0,66)
Nordenskiöld	G_{GEN}	0,17 (0,11, 0,26)
	G_{NMR}	1,59 (1,31, 1,96)
	20 % G_{NMR}	0,32 (0,26, 0,39)
	40 % G_{NMR}	0,64 (0,53, 0,78)
	G_{RMD}	1,14 (0,98, 1,37)
	U_{RMD}	0,73 (0,63, 0,8)
Yukon Nord et ses affluents	G_{GEN}	1,35 (0,68, 1,87)
	G_{NMR}	8,07 (6,49, 10,5)
	20 % G_{NMR}	1,61 (1,3, 2,1)
	40 % G_{NMR}	3,23 (2,6, 4,2)
	G_{RMD}	3,48 (1,34, 5,57)
	U_{RMD}	0,43 (0,16, 0,68)
Pelly	G_{GEN}	2,31 (1,06, 3,34)
	G_{NMR}	14,04 (10,74, 19,26)

Unité de conservation	Point de référence	Médiane (80 ^e centile)
Stewart	20 % G_{NMR}	2,81 (2,15, 3,85)
	40 % G_{NMR}	5,62 (4,3, 7,71)
	G_{RMD}	5,15 (1,75, 9,01)
	U_{RMD}	0,36 (0,12, 0,63)
	G_{GEN}	0,65 (0,36, 1,11)
	G_{NMR}	3,97 (2,93, 6,24)
	20 % G_{NMR}	0,79 (0,59, 1,25)
	40 % G_{NMR}	1,59 (1,17, 2,5)
	G_{RMD}	2,1 (1,31, 3,03)
	U_{RMD}	0,53 (0,3, 0,69)
Cours supérieur du Yukon	U_{RMD}	0,94 (0,61, 1,36)
	G_{GEN}	5,39 (4,2, 7,34)
	G_{NMR}	1,08 (0,84, 1,47)
	20 % G_{NMR}	2,16 (1,68, 2,94)
	40 % G_{NMR}	2,72 (1,99, 3,58)
	G_{RMD}	0,51 (0,35, 0,64)
White et ses affluents	U_{RMD}	1,11 (0,57, 1,62)
	G_{GEN}	6,76 (5,27, 9,32)
	G_{NMR}	1,35 (1,05, 1,86)
	20 % G_{NMR}	2,7 (2,11, 3,73)
	40 % G_{NMR}	3,03 (1,31, 5,09)
	G_{RMD}	0,45 (0,19, 0,71)
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	U_{RMD}	0,71 (0,4, 1,11)
	G_{GEN}	5,04 (4,1, 6,55)
	G_{NMR}	1,01 (0,82, 1,31)
	20 % G_{NMR}	2,02 (1,64, 2,62)
	40 % G_{NMR}	3,12 (2,16, 3,97)
	G_{RMD}	0,63 (0,41, 0,75)

Tableau 6. Estimations des principaux paramètres de la relation géniteurs-recrutement selon l'unité de conservation, ainsi que deux mesures de l'estimation des paramètres et de la convergence du modèle. Les estimations de β sont à l'échelle de 10 000 poissons pour faciliter la synthèse des paramètres dans le tableau.

Unité de conservation	Paramètre	Médiane (80 ^e centile)	Taille effective de l'échantillon (N_{eff})	Mélange des chaînes ($\hat{R}$)
Big Salmon	α	2,95 (1,5, 6,49)	3 387	1,0006
	β	1,5 (0,9, 2,1)	1 570	1,0012
	ϕ	0,85 (0,68, 0,96)	4 389	1,0003
	σ	0,94 (0,84, 1,05)	4 973	0,9998

Unité de conservation	Paramètre	Médiane (80 ^e centile)	Taille effective de l'échantillon (N_{eff})	Mélange des chaînes ($\hat{R}$)
Moyen Yukon et ses affluents	α	2,71 (1,44, 5,73)	4 343	0,9999
	β	0,5 (0,3, 0,7)	5 895	1,0004
	ϕ	0,81 (0,63, 0,95)	5 257	1,0008
	σ	1 (0,91, 1,11)	8 907	1,0005
Nordenskiöld	α	7,64 (5,14, 11,15)	7 104	0,9998
	β	6,3 (5,1, 7,6)	9 282	0,9996
	ϕ	0,35 (0,08, 0,61)	4 290	0,9999
	σ	1,29 (1,19, 1,41)	8 671	1,0002
Yukon Nord et ses affluents	α	2,68 (1,41, 6,18)	4 172	1,0005
	β	1,2 (1, 1,5)	7 982	1,0001
	ϕ	0,87 (0,75, 0,96)	6 184	1,0001
	σ	0,96 (0,87, 1,07)	6 767	0,9999
Pelly	α	2,25 (1,28, 5,03)	2 811	1,0012
	β	0,7 (0,5, 0,9)	5 772	1,0004
	ϕ	0,86 (0,72, 0,97)	4 339	1,0006
	σ	0,96 (0,87, 1,06)	5 228	1,0005
Stewart	α	3,67 (1,92, 6,56)	5 612	0,9999
	β	2,5 (1,6, 3,4)	4 867	1,0003
	ϕ	0,73 (0,52, 0,9)	5 147	1,0000
	σ	1,05 (0,96, 1,16)	8 010	1,0002
Cours supérieur du Yukon	α	3,39 (2,17, 5,18)	4 234	1,0003
	β	1,9 (1,4, 2,4)	6 220	1,0002
	ϕ	0,53 (0,27, 0,77)	3 765	1,0001
	σ	1,17 (1,07, 1,29)	6 476	1,0002
White et ses affluents	α	2,88 (1,49, 6,95)	4 451	1,0000
	β	1,5 (1,1, 1,9)	7 091	1,0000
	ϕ	0,85 (0,69, 0,96)	5 568	0,9997
	σ	1 (0,9, 1,12)	5 271	1,0006
Eaux d'amont du Yukon-de la Teslin	α	5,09 (2,55, 8,66)	4 591	0,9999
	β	2 (1,5, 2,4)	6 222	0,9999
	ϕ	0,76 (0,54, 0,93)	3 638	1,0010
	σ	0,96 (0,87, 1,06)	6 714	1,0001

Tableau 7. Points de référence biologiques fondés sur les relations masse d'œufs-recrutement estimées selon l'unité de conservation. Les valeurs sont en milliers de poissons et sont présentées comme des points de référence biologiques en supposant que la composition selon l'âge, la taille et le sexe est différente et observée au cours des six premières années de la série chronologique (« début »), des six dernières années de la série chronologique (« fin ») ou moyenne sur toutes les années.

Unité de conservation	Point de référence	Période	Médiane (80 ^e centile)
Big Salmon	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	5,7 (0,92, 11,31)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	3,04 (0,45, 6,09)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	4,6 (0,73, 9,61)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	2,7 (0,36, 5,23)

Unité de conservation	Point de référence	Période	Médiane (80 ^e centile)
Moyen Yukon et ses affluents	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	6,42 (0,84, 12,04)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	3,22 (0,41, 6,69)
	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	16,92 (2,82, 35,88)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	8,39 (1,38, 20,24)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	14,38 (2,7, 32,12)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	7,76 (1,32, 17,89)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	18,21 (2,19, 38,2)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	8,63 (1,08, 22,37)
Nordenskiöld	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	1,31 (1, 1,83)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	0,99 (0,8, 1,28)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	1,01 (0,77, 1,41)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	0,81 (0,65, 1,05)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	1,57 (1,2, 2,2)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	1,12 (0,91, 1,45)
Yukon Nord et ses affluents	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	8,2 (0,81, 13,49)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	3,86 (0,4, 8,38)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	7,01 (0,87, 10,96)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	3,6 (0,43, 6,96)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	8,67 (0,75, 15,35)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	3,95 (0,37, 9,6)
Pelly	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	11,13 (0,82, 19,68)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	5,22 (0,41, 12,46)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	9,58 (1,17, 16,67)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	4,91 (0,58, 10,33)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	11,52 (0,98, 22,52)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	5,29 (0,49, 14,21)
Stewart	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	4,05 (1,07, 8,62)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	2,24 (0,52, 4,29)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	3,24 (1,07, 7,92)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	1,97 (0,51, 3,97)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	4,62 (0,94, 9,07)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	2,38 (0,46, 4,54)
Cours supérieur du Yukon	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	6,22 (3,02, 9,98)

Unité de conservation	Point de référence	Période	Médiane (80 ^e centile)
		années)	
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	3,12 (1,42, 4,98)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	4,99 (3,1, 8,41)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	2,82 (1,54, 4,48)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	6,9 (2,62, 10,7)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	3,24 (1,26, 5,28)
White et ses affluents	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	5,89 (0,89, 10,89)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	2,92 (0,44, 6,25)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	4,9 (0,91, 9,19)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	2,68 (0,44, 5,33)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	6,4 (0,68, 12,11)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	3,03 (0,34, 6,94)
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	G_{NMR}	Moyenne (toutes les années)	6,87 (2,17, 14,18)
	G_{RMD}	Moyenne (toutes les années)	3,76 (1,02, 7,63)
	G_{NMR}	Début (1985-1990)	5,46 (2,29, 11,89)
	G_{RMD}	Début (1985-1990)	3,32 (1,07, 6,79)
	G_{NMR}	Fin (2019-2024)	7,8 (2, 15,46)
	G_{RMD}	Fin (2019-2024)	4,02 (0,97, 8,33)

Tableau 8. Résumé des facteurs anthropiques, écosystémiques et climatiques susceptibles d'avoir une incidence sur le saumon chinook du fleuve Yukon.

Stade biologique	Facteur anthropique, écosystémique ou climatique	Description ou hypothèse	Références
Géniteur	Température de l'eau	Des températures supérieures à 18 °C causant un stress thermique et ayant un impact sur le succès de la fraie	Feddern <i>et al.</i> 2024; Murdoch <i>et al.</i> 2024
	Niveaux d'écoulement/débit	Les faibles débits réduisent le succès de la fraie par des températures plus élevées et la fragmentation de l'habitat	Howard and von Biela 2023; Neuswanger <i>et al.</i> 2015
	<i>Ichthyophonus hoferi</i> (agent pathogène)	Infeste principalement les adultes matures dans le milieu marin, ce qui peut entraîner une mortalité élevée pendant la migration de fraie	Carroll and Liller 2023; Murphy <i>et al.</i> 2023; 2024; Kocan <i>et al.</i> 2004
	Complexe de carence en thiamine (CCT)	Une carence en thiamine chez les adultes a des effets	Larson and Howard 2019; Howard and von

Stade biologique	Facteur anthropique, écosystémique ou climatique	Description ou hypothèse	Références
		transgénérationnels	Biela 2023
Œuf	Débit des cours d'eau	Des débits élevés affouillent les lits des cours d'eau, ce qui réduit la survie des œufs	Feddern <i>et al.</i> 2024
	Température du cours d'eau en hiver	Les hivers froids ou longs réduisent la survie à l'incubation	Murdoch <i>et al.</i> 2020; 2024
Alevins/ smolts	Aufeis (amas de glace)	Réduction ou interruption du débit des cours d'eau en raison de la formation de glace, ce qui réduit la survie des alevins	von Finster <i>et al.</i> 2025; sous presse.
	Débit du cours d'eau/précipitations	Débit d'eau élevé (précipitations élevées) susceptible de réduire l'efficacité de la recherche de nourriture	Murdoch <i>et al.</i> 2024; Feddern <i>et al.</i> 2024
	Date de la débâcle	La fonte hâtive des glaces permet une montaison plus précoce	Murdoch <i>et al.</i> 2024; Cunningham <i>et al.</i> 2018; Feddern <i>et al.</i> 2024
	Barrage hydroélectrique	Les alevins et les smolts traversent le barrage, ce qui réduit la survie en aval	Twardek <i>et al.</i> 2023b
	Exploitation des placers	Le dépôt et la suspension de sédiments peuvent réduire la survie des œufs et des alevins	Jensen <i>et al.</i> 2009; von Finster <i>et al.</i> sous presse
Juvénile	Température de surface de la mer – hiver	Des premiers hivers plus froids réduisent la productivité	Feddern <i>et al.</i> 2024
	Couverture de glace de mer	La productivité est plus faible les années où la glace persiste plus tard dans la mer de Béring	Feddern <i>et al.</i> 2024; Murdoch <i>et al.</i> 2024
	Prédation	Augmentation de l'abondance des superprédateurs	Ohlberger <i>et al.</i> 2019
Adulte	Concurrence du saumon rose	L'abondance du saumon rose provoque des cascades trophiques dans la mer de Béring	Ruggerone <i>et al.</i> 2016; Cunningham <i>et al.</i> 2018
	Qualité des proies	L'hypothèse a été avancée que le déclin de la qualité des proies dans l'est de la mer de Béring est la cause d'une carence en thiamine chez les adultes reproducteurs	Howard and von Biela 2023

Tableau 9. Description des autres mesures de gestion des pêches (aussi appelées règles de contrôle des prises) envisagées dans les simulations en boucle fermée

Règle de contrôle des prises	Description
Moratoire	Accord actuel entre l'Alaska Department of Fish and Game et le MPO (aussi appelé « moratoire ») qui limite la pêche dirigée à moins que le passage à la frontière ne dépasse 71 000 poissons, ce qui, par souci de simplicité, est opérationnalisé comme une remonte prévue dépassant 71 000 individus
OEGP	Objectif d'échappée conforme à la gestion provisoire (OEGP) qui était en place avant le moratoire actuel. Avec des prévisions inférieures à 42 500 poissons franchissant la frontière (limite inférieure de l'objectif d'échappée), aucune pêche dirigée et prélèvements cibles correspondant au « surplus » si les prévisions dépassent l'objectif d'échappée
Moratoire avec plafond des prélèvements	Moratoire actuel à moins que le passage de la frontière ne dépasse 71 000 poissons, auquel cas il y a un plafond du taux de prélèvement pour les grandes remontes qui est égal au U_{RMD} de l'unité de conservation la moins productive (36 %)
OEGP avec plafond des prélèvements	Objectif d'échappée conforme à la gestion provisoire avec un plafond du taux de prélèvement pour les grandes remontes qui est égal à l' U_{RMD} de l'unité de conservation la moins productive
Solution de rechange conforme à l'approche de précaution (AP)	Règle de contrôle des prises qui est conforme au cadre de l'approche de précaution du MPO (MPO 2009) : aucun prélèvement en deçà du point de référence inférieur de la pêche (31 000) avec augmentation progressive du taux de prélèvement autorisé jusqu'à concurrence du maximum égal à l' U_{RMD} de l'unité de conservation la moins productive lorsque les remontes atteignent l'abondance des géniteurs associée au point de référence supérieur du stock (86 000)

Tableau 10. Paramètres sur lesquels a été conditionné le modèle de simulation en boucle fermée pour évaluer l'impact des futures mesures possibles de gestion des pêches. Les valeurs α sont celles du scénario de référence (productivité de la génération la plus récente; 2013 à 2018), et les valeurs α des nouveaux scénarios de productivité (robustesse) figurent dans le tableau 11. Les probabilités moyennes d'âge à la maturité (p) correspondent aux âges 4 à 7.

Unité de conservation	Paramètre	Médiane (50 ^e centiles) ou valeur
Big Salmon	α	2,1 (1,73, 2,56)
	β	2 (1,72, 2,27)
Moyen Yukon et ses affluents	α	1,18 (1,03, 1,37)
	β	1,41 (1,24, 1,58)
Nordenskiöld	α	2,18 (1,72, 2,76)
	β	2,78 (2,31, 3,24)
Yukon Nord et ses affluents	α	1,56 (1,26, 1,97)
	β	1,72 (1,42, 2)
Pelly	α	1,12 (0,95, 1,36)
	β	0,74 (0,63, 0,86)
Stewart	α	8,06 (6,12, 10,56)
	β	6,74 (6,07, 7,47)
Cours supérieur du Yukon	α	1,24 (1,06, 1,47)
	β	1,8 (1,56, 2,06)
White et ses affluents	α	1,64 (1,3, 2,1)
	β	0,63 (0,51, 0,75)
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	α	4,43 (3,48, 5,58)
	β	2,23 (1,99, 2,47)
-	p_1	0,09 (0,08, 0,09)
	p_2	0,34 (0,34, 0,35)
	p_3	0,49 (0,48, 0,49)
	p_4	0,08 (0,08, 0,08)
	ϕ	0,75
	Erreur de prévision	0,79
	Erreur de résultat	0,1

Tableau 11. Autres scénarios de productivité (α) mis à l'essai dans des simulations prospectives. Les valeurs sont les médianes a posteriori de (α) estimées par des modèles de productivité variables dans le temps sur trois périodes, soit la plus récente génération de saumon chinook (années d'éclosion 2012 à 2017), la moyenne à long terme (1985 à 2017) et la plus récente année d'éclosion entièrement observée (2017).

Unité de conservation	Scénario de productivité	Médiane (95 ^e centile)
Big Salmon	Référence (génération la plus récente)	0,5 (-0,39, 1,48)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,55 (-0,05, 2,54)
	Robustesse (année la plus récente)	0,13 (-0,48, 0,81)
Moyen Yukon et ses affluents	Référence (génération la plus récente)	0,56 (-0,73, 1,82)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,44 (-0,25, 2,4)
	Robustesse (année la plus récente)	-0,13 (-0,9, 0,78)

Unité de conservation	Scénario de productivité	Médiane (95 ^e centile)
Nordenskiöld	Référence (génération la plus récente)	2,15 (0,94, 3,62)
	Robustesse (moyenne à long terme)	2,09 (0,97, 3,17)
	Robustesse (année la plus récente)	1,85 (0,85, 2,73)
Yukon Nord et ses affluents	Référence (génération la plus récente)	0,21 (-0,63, 1,23)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,53 (-0,29, 3,03)
	Robustesse (année la plus récente)	0,01 (-0,52, 0,6)
Pelly	Référence (génération la plus récente)	0,13 (-1,01, 1,15)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,27 (-0,65, 2,31)
	Robustesse (année la plus récente)	-0,59 (-1,13, 0,05)
Stewart	Référence (génération la plus récente)	0,83 (-0,36, 1,77)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,59 (0,14-2,81)
	Robustesse (année la plus récente)	0,38 (-0,41, 1,21)
Cours supérieur du Yukon	Référence (génération la plus récente)	0,78 (-0,42, 1,71)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,39 (0,13, 2,37)
	Robustesse (année la plus récente)	0,32 (-0,59, 1,16)
White et ses affluents	Référence (génération la plus récente)	0,26 (-0,48, 1,11)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,24 (-0,17, 2,54)
	Robustesse (année la plus récente)	-0,03 (-0,67, 0,64)
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	Référence (génération la plus récente)	1,56 (0,5, 2,32)
	Robustesse (moyenne à long terme)	1,87 (0,9, 3,07)
	Robustesse (année la plus récente)	1,17 (0,37, 1,98)

Tableau 12. Mesures du rendement biologique et halieutique considérées dans les simulations en boucle fermée pour évaluer le rendement des nouvelles mesures de gestion des pêches. Le cas échéant, les années au cours desquelles les paramètres sont calculés étaient $t_1=2030 - t_2=2050$.

Paramètre	Description	Équation
Échappée	Abondance moyenne des géniteurs dans toutes les UC dans les simulations répétées et les années, où n_{rep} est le nombre de simulations répétées et t_1 et t_2 sont la première année et la dernière année pour lesquelles le paramètre est calculé	$\frac{\sum_i \sum_{n_{rep}=1} \sum_{t_1}^{t_2} S_{i,t}}{t_2 - t_1 + 1}$
Prélèvements	Prélèvement annuel moyen (H) dans toutes les UC pour toutes les simulations répétées et années	$\frac{\sum_i \sum_{n_{rep}=1} \sum_{t_1}^{t_2} H_{i,t}}{t_2 - t_1 + 1}$

Paramètre	Description	Équation
Prélèvements canadiens	Prélèvement annuels moyens (H) prévus au Canada après la prise en considération des dispositions sur le partage des prélèvements avec l'Alaska	$\frac{\sum_i \sum_{n_{rep}=1} \sum_{t_1}^{t_2} H_{i,t}}{t_2 - t_1 + 1} * 0.23$
Taux d'exploitation	Taux de prélèvement annuel moyen (U) pour l'ensemble des stocks selon les simulations répétées et les années	$\frac{\sum_{t_1}^{t_2} U_t}{t_2 - t_1 + 1}$
Proportion d'années de fermeture de la pêche	Proportion d'années entre les simulations répétées et d'années au cours desquelles la règle de contrôle des prises simulée entraînerait la fermeture de la pêche (total autorisé des captures [TAC] = 0)	$\frac{\sum_i \sum_{n_{rep}=1} \sum_{t_1}^{t_2} TAC_{i,t=0}}{t_2 - t_1 + 1}$
Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	Nombre d'unités de conservation (UC; i) où l'abondance des géniteurs (S) à la fin des simulations est inférieure au point de référence biologique inférieur propre à l'UC, défini comme 20 % de l'abondance des géniteurs associée aux remontes maximales (20% G_{NMR}), selon les estimations des modèles de recrutement des géniteurs avec productivité stationnaire	$\sum_i S_{i,t=2050} < 0.2 S_{MSR,i}$
Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	Nombre d'unités de conservation (UC) où l'abondance des géniteurs à la fin des simulations est supérieure au point de référence biologique supérieur propre à l'UC, défini comme 40 % de l'abondance des géniteurs associée aux remontes maximales (40 % G_{NMR}), selon les estimations des modèles de recrutement des géniteurs avec productivité stationnaire	$\sum_i S_{i,t=2050} > S_{MSR,i}$

Tableau 13. Conséquences des nouvelles règles de contrôle des prises fondées sur l'éventail des paramètres biologiques et de rendement de la pêche dans le scénario de référence simulé (scénario de base) où la productivité demeure à la moyenne générationnelle la plus récente. Les paramètres de rendement de l'état des UC (c.-à-d. nombre d'UC inférieures au point de référence inférieur, entre les points de référence, supérieures au point de référence supérieur, supérieures à la cible de rétablissement des UC et disparues) reflètent l'état dans la dernière année des simulations (2050). Les mesures des prélèvements et des échappées sont exprimées en milliers de poissons et représentent la valeur moyenne entre 2030 et 2050. Toutes les valeurs moyennes et médianes sont résumées dans 1 000 simulations.

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne	Médiane (50 ^e centile)
Sans pêche	Échappée	33,84	32,96 (27,61, 39,53)
	Prélèvements	0	0 (0, 0)
	Prélèvements canadiens	0	0 (0, 0)
	Taux d'exploitation	0	0 (0, 0)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	1	1 (1, 1)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	2,36	2 (1, 3)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,98	2 (1, 3)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	3,39	3 (2, 4)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	1,25	1 (0, 2)
	Nombre d'UC disparues	0,03	0 (0, 0)
Moratoire	Échappée	28,32	27,87 (23,56, 32,75)
	Prélèvements	3,43	2,89 (2, 4,23)
	Prélèvements canadiens	0,85	0,68 (0,46, 1,06)
	Taux d'exploitation	0,1	0,09 (0,07, 0,12)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,84	0,86 (0,76, 0,9)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	3,22	3 (2, 4)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,86	2 (1, 3)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	2,8	3 (2, 4)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	1,09	1 (0, 2)
	Nombre d'UC disparues	0,03	0 (0, 0)
OEGP	Échappée	25,05	24,74 (21,64, 28,47)
	Prélèvements	5,72	4,97 (3,44, 7,17)
	Prélèvements canadiens	1,4	1,18 (0,81, 1,74)
	Taux d'exploitation	0,17	0,16 (0,13, 0,19)
	Proportion d'années de fermeture de	0,68	0,71 (0,62, 0,76)

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne	Médiane (50 ^e centile)
	la pêche		
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	3,81	4 (3, 5)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,74	2 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	2,44	2 (2, 3)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,95	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	0,05	0 (0, 0)
Plafond du moratoire	Échappée	28,78	28,32 (23,6, 33,75)
	Prélèvements	2,95	2,54 (1,86, 3,66)
	Prélèvements canadiens	0,66	0,58 (0,42, 0,82)
	Taux d'exploitation	0,09	0,08 (0,07, 0,1)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,84	0,86 (0,76, 0,9)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	3,15	3 (2, 4)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,86	2 (1, 3)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	2,87	3 (2, 4)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	1,09	1 (0, 2)
	Nombre d'UC disparues	0,03	0 (0, 0)
Plafond de l'OEGP	Échappée	27,01	26,66 (22,58, 31,24)
	Prélèvements	4,74	4,31 (3, 5,94)
	Prélèvements canadiens	1,04	0,95 (0,67, 1,3)
	Taux d'exploitation	0,14	0,14 (0,11, 0,16)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,67	0,67 (0,57, 0,76)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	3,51	3 (3, 4)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,75	2 (1, 3)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	2,73	3 (2, 4)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,98	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	0,03	0 (0, 0)
Solution de rechange conforme à l'AP	Échappée	28,64	28,43 (24,03, 33,07)
	Prélèvements	3,38	3,01 (2,27, 4,15)
	Prélèvements canadiens	0,78	0,7 (0,52, 0,96)

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne	Médiane (50 ^e centile)
	Taux d'exploitation	0,1	0,1 (0,08, 0,11)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,54	0,52 (0,43, 0,63)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	3,1	3 (2, 4)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,86	2 (1, 3)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	2,94	3 (2, 4)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	1,07	1 (0, 2)
	Nombre d'UC disparues	0,04	0 (0, 0)

Tableau 14. Conséquences des nouvelles règles de contrôle des prises fondées sur l'éventail des paramètres biologiques et de rendement de la pêche dans le scénario de robustesse où la productivité demeure très faible (aux niveaux de 2017). Les paramètres de rendement de l'état des UC (c.-à-d. nombre d'UC inférieures au point de référence inférieur, entre les points de référence, supérieures au point de référence supérieur, supérieures à la cible de reconstitution des UC et disparues) reflètent l'état dans la dernière année des simulations (2050). Les mesures des prélèvements et des échappées sont exprimées en milliers de poissons et représentent la valeur moyenne entre 2030 et 2050. Toutes les valeurs moyennes et médianes sont résumées dans 1 000 simulations.

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne	Médiane (50 ^e centile)
Sans pêche	Échappée	19,11	18,36 (14,94, 22,5)
	Prélèvements	0	0 (0, 0)
	Prélèvements canadiens	0	0 (0, 0)
	Taux d'exploitation	0	0 (0, 0)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	1	1 (1, 1)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	4,26	4 (3, 5)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,28	1 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	1,97	2 (1, 3)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,79	1 (0, 1)
Moratoire	Nombre d'UC disparues	0,71	1 (0, 1)
	Échappée	16,43	15,99 (12,54, 19,61)
	Prélèvements	1,79	1,6 (1,32, 2,02)
	Prélèvements canadiens	0,42	0,37 (0,3, 0,47)
	Taux d'exploitation	0,11	0,1 (0,08, 0,12)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,95	0,95 (0,9, 1)
	Nombre d'UC en dessous du point de	4,37	4 (3, 5)

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne Médiane (50 ^e centile)	
OEGP	référence inférieur		
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,03	1 (0, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	1,71	2 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,75	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	1,14	1 (0, 2)
	Échappée	15,5	15,05 (11,99, 18,61)
	Prélèvements	2,54	2,11 (1,58, 3)
	Prélèvements canadiens	0,6	0,49 (0,36, 0,7)
	Taux d'exploitation	0,14	0,13 (0,11, 0,16)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,86	0,86 (0,81, 0,95)
Plafond du moratoire	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	4,41	4 (4, 5)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1	1 (0, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	1,63	2 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,69	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	1,26	1 (0, 2)
	Échappée	16,49	15,98 (12,86, 20,04)
	Prélèvements	1,66	1,53 (1,28, 1,9)
	Prélèvements canadiens	0,38	0,35 (0,29, 0,43)
	Taux d'exploitation	0,1	0,09 (0,08, 0,11)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,95	0,95 (0,9, 1)
Plafond de l'OEGP	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	4,34	4 (4, 5)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,08	1 (0, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	1,73	2 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,73	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	1,12	1 (0, 2)
	Échappée	15,81	15,32 (12,34, 18,91)
	Prélèvements	2,19	1,9 (1,51, 2,56)
	Prélèvements canadiens	0,49	0,43 (0,34, 0,57)
	Taux d'exploitation	0,12	0,12 (0,1, 0,14)
	Proportion d'années de fermeture de	0,86	0,86 (0,81, 0,95)

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne Médiane (50 ^e centile)	
	la pêche		
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	4,41	4 (4, 5)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,04	1 (0, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	1,69	2 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,7	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	1,16	1 (0, 2)
Solution de rechange conforme à l'AP	Échappée	16,14	15,71 (12,25, 19,68)
	Prélèvements	1,81	1,66 (1,38, 2,06)
	Prélèvements canadiens	0,42	0,38 (0,32, 0,48)
	Taux d'exploitation	0,11	0,1 (0,09, 0,12)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,77	0,76 (0,67, 0,86)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	4,37	4 (3, 5)
	Nombre d'UC entre les points de référence	1,04	1 (0, 2)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	1,66	2 (1, 2)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	0,72	1 (0, 1)
	Nombre d'UC disparues	1,21	1 (0, 2)

Tableau 15. Conséquences des nouvelles règles de contrôle des prises fondées sur l'éventail des paramètres biologiques et de rendement de la pêche dans le scénario de robustesse où la productivité revient à sa moyenne à long terme. Les paramètres de rendement de l'état des UC (c.-à-d. nombre d'UC inférieures au point de référence inférieur, entre les points de référence, supérieures au point de référence supérieur, supérieures à la cible de reconstitution des UC et disparues) reflètent l'état dans la dernière année des simulations (2050). Les mesures des prélèvements et des échappées sont exprimées en milliers de poissons et représentent la valeur moyenne entre 2030 et 2050. Toutes les valeurs moyennes et médianes sont résumées dans 1 000 simulations.

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne Médiane (50 ^e centile)	
Sans pêche	Échappée	94,02	93,17 (85,46, 101,41)
	Prélèvements	0	0 (0, 0)
	Prélèvements canadiens	0	0 (0, 0)
	Taux d'exploitation	0	0 (0, 0)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	1	1 (1, 1)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	0,08	0 (0, 0)
	Nombre d'UC entre les points de	0,13	0 (0, 0)

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne Médiane (50 ^e centile)	
Moratoire	référence		
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	2,63	2 (1, 4)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	6,14	7 (5, 8)
	Nombre d'UC disparues	0,02	0 (0, 0)
	Échappée	63,04	62,64 (57,66, 6,04)
	Prélèvements	28,51	26,7 (20,97, 35,29)
	Prélèvements canadiens	8,36	7,61 (5,77, 10,41)
	Taux d'exploitation	0,29	0,28 (0,24, 0,33)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,4	0,38 (0,33, 0,48)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	0,33	0 (0, 0)
OEGP	Nombre d'UC entre les points de référence	1,05	0 (0, 1)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	4,45	5 (2, 7)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	3,14	2 (0, 6)
	Nombre d'UC disparues	0,03	0 (0, 0)
	Échappée	47,04	46,86 (42,47, 51,11)
	Prélèvements	40,42	38,99 (31,65, 48,21)
	Prélèvements canadiens	11,35	10,9 (8,62, 13,43)
	Taux d'exploitation	0,43	0,43 (0,38, 0,48)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,22	0,19 (0,14, 0,29)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	0,89	0 (0, 1)
Plafond du moratoire	Nombre d'UC entre les points de référence	1,98	1 (0, 3)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	4,26	4 (2, 6)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	1,87	1 (0, 3)
	Nombre d'UC disparues	0,01	0 (0, 0)
	Échappée	74,4	73,98 (67,75, 80,42)
	Prélèvements	20,83	20,01 (16,02, 24,8)
	Prélèvements canadiens	4,67	4,42 (3,5, 5,6)
	Taux d'exploitation	0,21	0,21 (0,17, 0,24)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,38	0,38 (0,29, 0,48)
	Nombre d'UC en dessous du point de	0,05	0 (0, 0)

Règle de contrôle des prises	Mesure du rendement	Moyenne Médiane (50 ^e centile)	
	référence inférieur		
	Nombre d'UC entre les points de référence	0,26	0 (0, 0)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	4,29	4 (2, 7)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	4,39	4,5 (2, 7)
	Nombre d'UC disparues	0	0 (0, 0)
Plafond de l'OEGP	Échappée	67,92	67,3 (61,28, 73,84)
	Prélèvements	28,12	27,74 (23,35, 32,53)
	Prélèvements canadiens	5,86	5,73 (4,69, 6,71)
	Taux d'exploitation	0,28	0,28 (0,26, 0,31)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,19	0,19 (0,1, 0,24)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	0,07	0 (0, 0)
	Nombre d'UC entre les points de référence	0,31	0 (0, 1)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	5,08	5 (3, 7)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	3,52	3 (1, 6)
	Nombre d'UC disparues	0,01	0 (0, 0)
Solution de rechange conforme à l'AP	Échappée	73,9	73,37 (67,43, 79,77)
	Prélèvements	22,14	21,6 (17,72, 26,06)
	Prélèvements canadiens	5,43	5,27 (4,24, 6,38)
	Taux d'exploitation	0,22	0,22 (0,19, 0,25)
	Proportion d'années de fermeture de la pêche	0,11	0,1 (0,05, 0,14)
	Nombre d'UC en dessous du point de référence inférieur	0,06	0 (0, 0)
	Nombre d'UC entre les points de référence	0,22	0 (0, 0)
	Nombre d'UC au-dessus du point de référence supérieur	4,26	4 (2, 6)
	Nombre d'UC au-dessus de leur cible de rétablissement	4,45	5 (2, 7)
	Nombre d'UC disparues	0,01	0 (0, 0)

12. REFERENCES CITED

Abdul-Aziz, O.I., Mantua, N.J., and Myers, K.W. 2011. [Potential climate change impacts on thermal habitats of Pacific salmon \(*Oncorhynchus* spp.\) in the North Pacific Ocean and adjacent seas](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 68(9): 1660–1680.

-
- Barrett, T.J., Marentette, J.R., Forrest, R.E., Anderson, S.C., Holt, C.A., Ings, D.W., et Thiess, M.E. 2024. [Considérations techniques relatives à l'état des stocks et aux points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc de rech. 2024/029. v + 66 p.
- Beacham, T.D., Candy, J.R., Jonsen, K.L., Supernault, J., Wetklo, M., Deng, L., Miller, K.M., Withler, R.E., and Varnavskaya, N. 2006. [Estimation of stock composition and individual identification of Chinook salmon across the Pacific Rim by use of microsatellite variation](#). Transactions of the American Fisheries Society. 135(4): 861–888.
- Beacham, T.D., Wallace, C., MacConnachie, C., Jonsen, K., McIntosh, B., Candy, J.R., and Withler, R.E. 2018. [Population and individual identification of Chinook salmon in British Columbia through parentage-based tagging and genetic stock identification with single nucleotide polymorphisms](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 75(7): 1096–1105.
- Bowen, L., von Biela, V.R., McCormick, S.D., Regish, A.M., Waters, S.C., Durbin-Johnson, B., Britton, M., Settles, M.L., Donnelly, D.S., Laske, S.M., Carey, M.P., Brown, R.J., and Zimmerman, C.E. 2020. [Transcriptomic response to elevated water temperatures in adult migrating Yukon River Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). Conservation Physiology. 8(1): coaa084.
- Brabets, T.P., Wang, B., and Meade, R.H. 2000. Environmental and hydrologic overview of the Yukon River basin, Alaska and Canada. Water-Resources Investigations Report. 99: 4204.
- Bradford, M.J., Duncan, J., and Jang, J.W. 2008. [Downstream Migrations of Juvenile Salmon and Other Fishes in the Upper Yukon River](#). Arctic. 61(3): 255–264.
- Bradford, M.J., Finster, A. von, and Milligan, P.A. 2009. [Freshwater life history, habitat, and the production of Chinook salmon from the upper Yukon basin](#). In American Fisheries Society Symposium. pp. 19–38.
- Bradford, M.J., Grout, J.A., and Moodie, S. 2001. [Ecology of juvenile Chinook salmon in a small non-natal stream of the Yukon River drainage and the role of ice conditions on their distribution and survival](#). Canadian Journal of Zoology. 79(11): 2043–2054.
- Bradford, M.J., Kwong, L.E., Holt, C.A., Ramshaw, B.C., and Galbraith, R.V. 2025. [A framework for the use of conservation hatcheries to support wild Pacific salmon recovery in Canada](#). FACETS. 10: 1–19.
- Brown, R.J., Von Finster, A., Henszey, R.J., and 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.
- Bush, E., et Lemmon, D.S. 2019. [Rapport sur le climat changeant du Canada](#), Environnement et changement climatique Canada, Gatineau (QC).
- Carpenter, B., Gelman, A., Hoffman, M.D., Lee, D., Goodrich, B., Betancourt, M., Brubaker, M., Guo, J., Li, P., and Riddell, A. 2017. [Stan : A probabilistic programming language](#). J. Stat. Soft. 76(1).
- Chambre des communes. 2019. *Loi modifiant la Loi sur les pêches et d'autres lois en conséquence*.
- Chevreaux, A., and Clarkson, R. 2015. Wetland reclamation for placer mining. Klondike Placer Miners' Association.
-

-
- Connors, B.M., Hunter H., Gill J., Rossi S., Greenberg D., and D. Glaser. 2026. [Pacific-salmon-assess/Yukon-Chinook-stock-assessment-2025: 2025 CSAS Research Document archive \[Computer code\]](#). Zenodo.
- Connors, B.M., Bradley, C.A., Cunningham, C., Hamazaki, T., et Liller, Z.W. 2022a. [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.
- Connors, B.M., Finster, A. von, Gustafson, J., Bradford, M., Trerice, J., Zimmermann, D., Wright, H., and Tamburello, N. 2016. Yukon Chinook stock restoration initiative: Technical team year 1 final report.
- Connors, B.M., Siegle, M.R., Harding, J., Rossi, S., Staton, B.A., Jones, M.L., Bradford, M.J., Brown, R., Bechtol, B., Doherty, B., Cox, S., and Sutherland, B.J.G. 2022b. [Chinook salmon diversity contributes to fishery stability and trade-offs with mixed-stock harvest](#). Ecological Applications. 32(8): e2709.
- Connors, B.M., Staton, B., Coggins, L., Walters, C., Jones, M., Gwinn, D., Catalano, M., and 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.
- Connoy, J.W., Rourke, G., Knude, S., Dewhurst, R., Huot, D., and Vamosi, S.M. 2024. [Studying Chinook salmon in northern river ecosystems through ecological methods and Indigenous, Teslin Tlingit Knowledge](#). Communications Biology. 7(1): 1657.
- Crawford, B. 2023. Fox Creek Chinook salmon restoration project. R & E Fund Project Reports, Yukon River Panel.
- Cunningham, C.J., Westley, P.A.H., and Adkison, M.D. 2018. [Signals of large scale climate drivers, hatchery enhancement, and marine factors in Yukon River Chinook salmon survival revealed with a Bayesian life history model](#). Global Change Biology. 24(9): 4399–4416.
- Daum, D.W., and Flannery, B.G. 2011. [Canadian-origin Chinook salmon rearing in nonnatal U.S. Tributary streams of the Yukon River, Alaska](#). Transactions of the American Fisheries Society. 140(2): 207–220.
- DeCovich, N.A., and Howard, K.G. 2011. Genetic stock identification of Chinook salmon harvest on the Yukon river 2010. Alaska Department of Fish and Game, Fishery Data Series, Anchorage No. 11-65.
- DFO. 2000. [Effects of sediment on fish and their habitat](#). 2000/01 E. Habitat Status Report.
- DFO. 2013. [A biological risk management framework for enhancing salmon in the Pacific region](#). Salmonid Enhancement Program, Fisheries; Oceans Canada, Pacific Region.
- DFO. 2017. Assessing passage of Porcupine River Chinook and Chum salmon at Old Crow using sonar. R & E Fund Project Report.
- DFO. 2024b. [Genetically based enhanced contribution guidelines for Pacific salmon populations](#).
- DFO. 2024a. [Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, July 1, 2024–June 30, 2025, Yukon River, Yukon Territory, Chinook, Chum, and Coho](#). Fisheries and Oceans Canada.
-

-
- Dorner, B., Catalano, M.J., and Peterman, R.M. 2018. [Spatial and temporal patterns of covariation in productivity of Chinook salmon populations of the northeastern Pacific Ocean](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 75(7): 1082–1095.
- Eiler, J.H., Evans, A.N., and Schreck, C.B. 2015. [Migratory patterns of wild Chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha* returning to a large, free-flowing river basin](#). PloS one. 10(4): e0123127.
- Eiler, J.H., Masuda, M.M., and Evans, A.N. 2023. [Swimming depths and water temperatures encountered by radio-archival-tagged Chinook salmon during their spawning migration in the Yukon River basin](#). Transactions of the American Fisheries Society. 152(1): 51–74.
- Environmental Dynamics Inc. 2017. Porcupine River Chinook salmon sonar program. R & E Fund Report, Yukon River Panel.
- Environmental Dynamics Inc. 2021a. Deadman Creek Chinook stock restoration and instream incubation – year 5. R & E Fund Report, Yukon River Panel.
- Environmental Dynamics Inc. 2021b. Ibex River Chinook incubation trial (2020/2021). R & E Fund Report, Yukon River Panel.
- Environmental Dynamics Inc. 2023b. Klondike River Chinook salmon sonar. R & E Fund Report, Yukon River Panel.
- Environmental Dynamics Inc. 2023a. Nisutlin river instream incubation trial and aerial surveys (2022). R & E Fund Report, Yukon River Panel.
- Fedder, M.L., Shaftel, R., Schoen, E.R., Cunningham, C.J., Connors, B.M., Staton, B.A., Von Finster, A., Liller, Z., Von Biela, V.R., and Howard, K.G. 2024. [Body size and early marine conditions drive changes in Chinook salmon productivity across northern latitude ecosystems](#). Global Change Biology. 30(10): e17508.
- Finster, A. von, Murdoch, A., Gill, J.A., Hawkins, T., Hodgson, J., and Knight, K. 2025. Summary of issues facing canadian-origin yukon river chinook salmon: A review of limiting ecosystem and habitat factors. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.
- Fleischman, S.J., Catalano, M.J., Clark, R.A., and Bernard, D.R. 2013. [An age-structured state-space stock-recruit model for Pacific salmon \(*Oncorhynchus* spp.\)](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 70(3).
- Forbes, C., Evans, M., Hastings, N., and Peacock, B. 2011. Statistical Distributions. In Fourth. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Frid, A., Wilson, K.L., Walkus, J., Forrest, R.E., and Reid, M. 2023. [Re-imagining the precautionary approach to make collaborative fisheries management inclusive of Indigenous Knowledge systems](#). Fish and Fisheries. 24(6): 940–958.
- Gormley, K.L., Teather, K.L., and Guignion, D.L. 2005. [Changes in salmonid communities associated with pesticide runoff events](#). Ecotoxicology. 14: 671–678.
- Gouvernement du Yukon. 2025. [Le gouvernement du Yukon fait le point sur la défaillance de l'infrastructure de lixiviation en tas survenue à la mine Eagle Gold](#).
- Hamazaki, T. 2018. 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.
- Hatchery Scientific Review Group. 2009. [Report to congress on Columbia River basin hatchery reform](#).
-

-
- Hatchery Scientific Review Group. 2015. [Annual report to congress on the science of hatcheries, 2015. A report on the application of up-to-date science in the management of salmon and steelhead hatcheries in the pacific northwest.](#)
- Heginbottom, J., Dubreuil, M., et Harker, P. 1995. Canada, pergélisol. Dans L'Atlas national du Canada, 5^e édition, Ressources naturelles Canada, MCR 4177.
- 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.
- Hoffman, M.D., and Gelman, A. 2014. The No-U-Turn Sampler: Adaptively setting path lengths in Hamiltonian Monte Carlo. Journal of Machine Learning Research. 15: 1593–1623.
- Holt, C.A. 2009. [Evaluation of Benchmarks for Conservation Units in Canada's Wild Salmon Policy: Technical Documentation.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/059. x + 50 p.
- Holt, C.A., Connors, B.M., Wor, C., and Greenberg, D. 2025. Guidance on when and how science advice for Pacific salmon should account for time-varying population dynamics. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. 3653: xii +90 p.
- Holt, C.A., Holt, K., Warkentin, L., Wor, C., Connors, B., Grant, S., Huang, A.-M., et Marentette, J. 2023. [Lignes directrices pour la définition des points de référence limites pour les unités de gestion des stocks de saumons du Pacifique.](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/009. iv + 66 p.
- Holt, C.A., and Michielsens, C.G. 2020. Impact of time-varying productivity on estimated stock–recruitment parameters and biological reference points. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 77(5): 836–847. NRC Research Press.
- Holtby, L.B. 2011. [Implementation of Canada's policy for conservation of wild pacific salmon: Conservation Units of the Yukon Territory.](#) Fisheries and Oceans Canada.
- Holtby, L.B., and Ciruna, K.A. 2007. [Conservation Units for Pacific Salmon under the Wild Salmon Policy.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/070. 358 p.
- Hoogland, E., and Therriault, A. 2025. 2024 Takhini River Chinook salmon sonar program. R & E Fund Project Report, Kwanlin Dün First Nation.
- Howard, K.G., and von Biela, V. 2023. [Adult spawners: A critical period for subarctic Chinook salmon in a changing climate.](#) Global Change Biology. 29(7): 1759–1773.
- Howard, K., Miller, K.B., and Murphy, J. 2017. Estuarine fish ecology of the Yukon River Delta, 2014-2015. Fishery Data Series No. 17-16. Alaska Department of Fish; Game, Anchorage.
- Ianelli, J.N., and Stram, D.L. 2018. Chinook bycatch mortality update. Discussion paper presented to the North Pacific Fishery Management Council, April 2018.
- Isaak, D.J., Thurow, R.F., Rieman, B.E., and Dunham, J.B. 2007. [Chinook salmon use of spawning patches: Relative roles of habitat quality, size, and connectivity.](#) Ecological Applications. 17(2): 352–364.
- Jensen, D.W., Steel, E.A., Fullerton, A.H., and Pess, G.R. 2009. [Impact of Fine Sediment on Egg-To-Fry Survival of Pacific Salmon: A Meta-Analysis of Published Studies.](#) Reviews in Fisheries Science. 17(3): 348–359.
- Jessup, L., and Graff, N. de. 2024. KDFN Michie Creek monitoring project. R & E Fund Project Report, Kwanlin Dün First Nation.
-

-
- Johnson, S.P., and Schindler, D.E. 2009. [Trophic ecology of Pacific salmon \(*Oncorhynchus* spp.\) in the ocean: a synthesis of stable isotope research](#). Ecological Research. 24(4): 855–863.
- JTC. 2025. Yukon River salmon 2024 season summary and 2025 season outlook. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Regional Information Report 25-01.
- Kirkland, J., and Wondzell, S. 2020. Shading out climate change: Planting streamside forests to keep salmon cool. Science Findings 228: 1–5. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 5 p., Portland, OR.
- Kocan, R., Hershberger, P., and Winton, J. 2004. [Ichthyophonus: An Emerging Disease of Chinook Salmon in the Yukon River](#). Journal of Aquatic Animal Health. 16(2): 58–72.
- Kristensen, K., Nielsen, A., Berg, C.W., Skaug, H., and Bell, B.M. 2016. [TMB: Automatic differentiation and laplace approximation](#). Journal of Statistical Software. 70: 1–21.
- Lakatos, G., Fleit, E., and Mészáros, I. 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in tisa river. Toxicology Letters. 140: 333–342. Elsevier.
- Lamborn, C.C., Ohlberger, J., Walsworth, T.E., Westley, P.A.H., Cunningham, C.J., Wynsma, S., and Smith, J.W. 2025. [A Synthesis of Factors Related to Trends in Abundance and Demography of Alaska Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*, Salmonidae\): Implications for Research, Management, and Policy](#). Fish and Fisheries: faf.12895.
- Larson, S., and Howard, K. 2019. Exploration of AYK chinook salmon egg thiamine levels as a potential mechanism contributing to recent low productivity patterns, 2014 and 2015.
- Fishery Data Series No. 19-22. Alaska Department of Fish; Game, Anchorage.
- Lewis, B., Grant, W.S., Brenner, R.E., and Hamazaki, T. 2015. [Changes in size and age of Chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha* returning to Alaska](#). PLoS ONE. 10(6): e0130184.
- Liller, Z., and Ferguson, J. 2023. Investigating the impacts of Ichthyophonus on Yukon River Chinook salmon. Report to the Board of Fisheries, Alaska Department of Fish and Game.
- Litzow, M.A., Ciannelli, L., Puerta, P., Wettstein, J.J., Rykaczewski, R.R., and Opiekun, M. 2018. [Non-stationary climate–salmon relationships in the Gulf of Alaska](#). Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 285(1890): 20181855.
- Litzow, M.A., Malick, M.J., Bond, N.A., Cunningham, C.J., Gosselin, J.L., and Ward, E.J. 2020. [Quantifying a Novel Climate Through Changes in PDO-Climate and PDO-Salmon Relationships](#). Geophysical Research Letters. 47(16).
- Malick, M.J., and Cox, S.P. 2016. [Regional-scale declines in productivity of pink and chum salmon stocks in western North America](#). PLoS One. 11(1): e0146009.
- Malison, R., Kuzishchin, K., and Stanford, J. 2016. [Do beaver dams reduce habitat connectivity and salmon productivity in expansive river floodplains?](#) PeerJ 4.
- Mantyka-Pringle, C., Etherton, P., McLaren, L., and Moore, L. 2020. [Surveying Chinook salmon spawning areas in the beaver river watershed to establish conservation strategies for Na-Cho Nyäk Dun First Nation: Final report](#). R & E Fund Project Report, Yukon River Panel.
- 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.
-

-
- Moore, J.W., and Schindler, D.E. 2022. [Getting ahead of climate change for ecological adaptation and resilience](#). *Science*. 376(6600): 1421–1426.
- Moran, B.M., and Anderson, E.C. 2019. [Bayesian inference from the conditional genetic stock identification model](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 76(4): 551–560.
- MPO. 1985. [Loi sur les pêches, Lois révisées du Canada \(1985, ch. F-14\)](#).
- MPO. 2005. La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique.
- MPO. 2009. Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution.
- MPO. 2023. Avis scientifique concernant les lignes directrices sur les points de référence limites dans le cadre des dispositions relatives aux stocks de poissons. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/009.
- Murdoch, A., Connors, B.M., Lapointe, N.W.R., Mills Flemming, J., Cooke, S.J., and Mantyka-Pringle, C. 2024. [Multiple environmental drivers across life stages influence Yukon River Chinook salmon productivity](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 81(1): 97–114.
- Murphy, J. 2024. [Northern Bering Sea ecosystem and surface trawl survey 2023 - Strait Science, Feb 12 2024](#).
- Murphy, J., Dimond, J., Cooper, D., Garcia, S., Lee, E., Clark, J., Pinchuk, A., Reedy, M., Miller, T., Howard, K., Ferguson, J., Strasburger, W., Labunski, E., and Farley, E. Jr. 2023. [Northern Bering Sea ecosystem and surface trawl cruise report, 2021](#).
- Murphy, M., Howard, K., Garcia, S., Moss, J., Strasburger, W., Sewall, F., and Lee, E. 2021. Juvenile Yukon River Chinook salmon in a warming Arctic. North Pacific Anadromous Fish Commission, Technical Report No. 17: 97–101.
- Myers, K.W., Walker, R.V., Davis, N.D., Armstrong, J.A., Fournier, W.J., Mantua, N.J., and Raymond-Yakoubian, J. 2010. Climate-ocean effects on Chinook salmon. Arctic-Yukon-Kuskokwim Sustainable Salmon Initiative Project Final Product, School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington.
- Ohlberger, J., Schindler, D.E., Brown, R.J., Harding, J.M.S., Adkison, M.D., Munro, A.R., Horstmann, L., and Spaeder, J. 2020. [The reproductive value of large females: Consequences of shifts in demographic structure for population reproductive potential in Chinook salmon](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 77(8): 1292–1301.
- Ohlberger, J., Schindler, D.E., and Staton, B.A. 2025. [Accounting for salmon body size declines in fishery management can reduce conservation risks](#). *Fish and Fisheries*. 26(1): 113–130.
- Ohlberger, J., Schindler, D.E., Ward, E.J., Walsworth, T.E., and Essington, T.E. 2019. [Resurgence of an apex marine predator and the decline in prey body size](#). *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 116(52): 26682–26689.
- Ohlberger, J., Ward, E.J., Schindler, D.E., and Lewis, B. 2018. [Demographic changes in Chinook salmon across the Northeast Pacific Ocean](#). *Fish and Fisheries*. 19(3): 533–546.
- Panel, Y.R. 2001. Yukon river salmon agreement of 2001: Amendment to annex i of the pacific salmon treaty.
- Peacock, S.J., Hertz, E., Holt, C.A., Connors, B., Freshwater, C., and Connors, K. 2020. [Evaluating the consequences of common assumptions in run reconstructions on pacific salmon biological status assessments](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 77(12): 1904–1920.
-

-
- Pestal, G., MacDonald, B.L., Grant, S.C.H., and Holt, C.A. 2023. [State of the Salmon: Rapid status assessment approach for Pacific salmon under Canada's Wild Salmon Policy](#). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.
- Pestal, G., Mather, V., West, F., Liller, Z., and 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., and Dorner, B. 2012. [A widespread decrease in productivity of sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) populations in western North America](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69(8): 1255–1260.
- Pollock, M.M., Pess, G.R., Beechie, T.J., and Montgomery, D.R. 2004. The importance of beaver ponds to coho salmon production in the stillaguamish river basin, washington, USA. North American Journal of Fisheries Management. 24(3): 749–760. Taylor & Francis.
- Pusey, B.J., and Arthington, A.H. 2003. [Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: A review](#). Marine and Freshwater Research. 54(1): 1–16.
- Rantanen, M., Karpechko, A.Yu., Lipponen, A., Nordling, K., Hyvärinen, O., Ruosteenoja, K., Vihma, T., and Laaksonen, A. 2022. [The Arctic has warmed nearly four times faster than the globe since 1979](#). Communications Earth & Environment. 3(1): 168.
- Reid, A.J., Young, N., Hinch, S.G., and Cooke, S.J. 2022a. [Learning from indigenous knowledge holders on the state and future of wild pacific salmon](#). FACETS. 7: 718–740.
- Reid, M., Collins, M.L., Hall, S.R.J., Mason, E., McGee, G., and Frid, A. 2022b. [Protecting our coast for everyone's future: Indigenous and scientific knowledge support marine spatial protections proposed by Central Coast First Nations in Pacific Canada](#). People and Nature. 4(5): 1052–1070.
- Ricker, W.E. 1954. [Stock and recruitment](#). Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 11(5).
- Ruggerone, G., Springer, A., Van Vliet, G., Connors, B., Irvine, J., Shaul, L., Sloat, M., and Atlas, W. 2023. [From diatoms to killer whales: impacts of pink salmon on North Pacific ecosystems](#). Marine Ecology Progress Series. 719: 1–40.
- Ruggerone, G.T. 2016. Pink and sockeye salmon interactions at sea and their influence on forecast error of Bristol Bay sockeye salmon. Bulletin - North Pacific Anadromous Fish Commission. 6: 349–361.
- Scheuerell, M.D. 2016. [An explicit solution for calculating optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment model](#). PeerJ 4: e1623.
- Seitz, A.C., Courtney, M.B., Evans, M.D., and Manishin, K. 2019. [Pop-up satellite archival tags reveal evidence of intense predation on large immature Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in the North Pacific Ocean](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 76(9): 1608–1615.
- Sergeant, C.J., Sexton, E.K., Moore, J.W., Westwood, A.R., Nagorski, S.A., Ebersole, J.L., Chambers, D.M., O'Neal, S.L., Malison, R.L., Hauer, F.R., and others. 2022. [Risks of mining to salmonid-bearing watersheds](#). Science Advances. 8(26): eabn0929.
- Shugar, D.H., Clague, J.J., Best, J.L., Schoof, C., Willis, M.J., Copland, L., and Roe, G.H. 2017. [River piracy and drainage basin reorganization led by climate-driven glacier retreat](#). Nature Geoscience. 10(5): 370–375.
-

-
- Siddon, E. 2023. Ecosystem status report 2023: Eastern bering sea: Stock assessment and fishery evaluation report. North Pacific Fishery Management Council.
- Smith, C.A.S., Meikle, J.C., and Roots, C.F. 2004. Ecoregions of the Yukon Territory: Biophysical properties of Yukon landscapes. PARC Technical Bulletin No. 04-01: 313. Agriculture; Agri-Food Canada, Summerland, British Columbia.
- Stan Development Team. 2023. [Rstan: The R interface to Stan](#).
- Staton, B.A., Catalano, M.J., Connors, B.M., Jr, L.G.C., Jones, M.L., Walters, C.J., Fleischman, S.J., and Gwinn, D.C. 2020. [Evaluation of methods for spawner-recruit analysis in mixed-stock Pacific salmon fisheries](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 77(7).
- Staton, B.A., Catalano, M.J., and 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., and Ohlberger, J. 2021. [Incorporating demographic information into spawner–recruit analyses alters biological reference point estimates for a western Alaska salmon population](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 78(12): 1755–1769.
- Ta'an Kwäch'än Council. 2024. Fox Creek Chinook salmon restoration project. R & E Fund Report, Yukon River Panel.
- Twardek, W.M., Cooke, S.J., and Lapointe, N.W.R. 2023a. [Fishway performance of adult Chinook salmon completing one of the world's longest inland salmon migrations to the upper Yukon River](#). Ecological Engineering. 187: 106846.
- Twardek, W.M., Vogt, E., Mercer, B., and Murphy, I. 2023b. Whitehorse rapids generating station juvenile chinook salmon entrainment assessment. Consultant's report prepared for Yukon Energy - Resource Planning Department by Ecofish Research Ltd.
- U.S. EPA. 2003. EPA Region 10 guidance for Pacific Northwest state and tribal temperature water quality standards. EPA 910-B-03-002. Region 10 Office of Water, Seattle, WA.
- USGS. 2022. [Geological survey national water information system: USGS 15565447 Yukon R at Pilot Station AK](#).
- Ushey, K., and Wickham, H. 2025. [Renv: Project environments](#).
- van Loon, S. 2025. Yukon placer mining 2024 development and exploration overview. : 21–35. Yukon Geological Survey.
- Varner, M.S., Lamb, E.K., and McLeod, D.B. 2023. Stream reclamation basics – an introduction to the key concepts contributing to the rehabilitation of fisheries habitat and how miners can achieve success using materials onsite. Anchorage, AK.
- Vehtari, A., Gelman, A., Simpson, D., Carpenter, B., and 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.
- Vittrekwa, S. 2023. Tr'ondëk Hwëch'in First Fish final report. R & E Fund Project Report, Kwanlin Dün First Nation.
- von Biela, V.R., 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., and 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.
-

-
- von Biela, V.R., Sergeant, C.J., Carey, M.P., Liller, Z., Russell, C., Quinn-Davidson, S., Rand, P.S., Westley, P.A., and Zimmerman, C.E. 2022. [Premature mortality observations among Alaska's pacific salmon during record heat and drought in 2019](#). Fisheries. 47(4): 157–168. Oxford University Press Oxford, UK.
- Wade, J., Hamilton, S., Baxter, B., Brown, G., Grant, S.C.H., Holt, C., Thiess, M., et Withler, R. 2019. [Cadre pour l'examen et l'approbation de modifications d'unités de conservation visées par la Politique concernant le saumon sauvage](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/015. v + 33 p.
- White, V., Morado, J., and Friedman, C. 2014. Ichthyophonus-infected walleye pollock theragra chalcogramma (pallas) in the eastern bering sea: A potential reservoir of infections in the north pacific. Journal of Fish Diseases. 37(7): 641–655. Wiley Online Library.
- Wilson, S.M., and Peacock, S.J. 2025. [Freshwater life-cycle timing of pacific salmon and steelhead \(Oncorhynchus spp.\) In Canada](#). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 82: 1–17.
- Withler, R.E., Bradford, M.J., Willis, D.M., and Holt, C. 2018. [Genetically based targets for enhanced contributions to Canadian Pacific Chinook salmon populations](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/019.
- W.R. Ricks Consulting, and DNA Enterprises. 1996. A review of the whitehorse rapids fish hatchery. Whitehorse, YT.
- YRDFA. 2025. YRDFA report to yukon river regional advisory councils spring 2025. Yukon River Drainage Fisheries Association.
- YSSC. 2025. Preliminary research on the regulatory regime protecting salmon and their habitats in Yukon.
- Yukon Energy. 2024. Yukon Energy Mayo Generating Station relicensing project: What we heard report. Yukon Energy.
- Zabel, R.W., and Levin, P.S. 2002. [Simple assumptions on age composition lead to erroneous conclusions on the nature of density dependence in age-structured populations](#). Oecologia. 133: 349–355.
- Zdanowicz, C., Karlsson, P., Beckholmen, I., Roach, P., Poulain, A., Yumvihoze, E., Martma, T., Ryjkov, A., and Dastoor, A. 2018. [Snowmelt, glacial and atmospheric sources of mercury to a subarctic mountain lake catchment, yukon, canada](#). Geochimica et Cosmochimica Acta. 238: 374–393.

ANNEXE A. RENSEIGNEMENTS SUR LA GÉNÉTIQUE DES STOCKS

Des données biologiques sur le saumon chinook du fleuve Yukon ont été recueillies chaque année au moyen de tourniquets à poissons aux rochers White et Sheep (écailles; la plupart des années de 1985 à 2008) et de la pêche expérimentale au filet maillant à Eagle (échantillons de tissus; 2005 à aujourd'hui; 3). Les échantillons ont généralement été prélevés au cours de la période annuelle de migration des adultes en amont, le nombre d'échantillons prélevés chaque jour étant à peu près proportionnel au passage quotidien (figure A.1) (Connors *et al.* 2020). Du matériel génétique a été récupéré à partir de 150 à 300 échantillons d'écailles archivés pour la plupart des années de 1985 à 2005, et depuis lors, de 500 à 1 500 échantillons de tissus ont été prélevés chaque année aux fins d'identification génétique des stocks. Ces échantillons ont été utilisés pour génotyper des poissons individuels par un ensemble de microsatellites [1985 à 2016; Beacham *et al.* (2006)] ou ensemble de polymorphismes mononucléotidiques (SNP) (2017 à 2019, Beacham *et al.* (2018) puis assignés à l'une des huit unités de conservation (UC). Ces groupes d'UC diffèrent légèrement de ceux indiqués dans les rapports annuels du Comité technique mixte (CTM 2025). Cette base de référence étalonnée comprend 4 713 saumons chinooks échantillonnés dans 29 frayères (ou affluents) uniques dans la partie canadienne du bassin du fleuve Yukon (tableau A.1).

Afin d'évaluer l'exactitude des attributions génétiques, nous avons effectué une analyse de simulation sur les échantillons de référence (c.-à-d. échantillons d'origine connue) dans rubias (Moran and Anderson 2019). Les simulations ont indiqué que la précision moyenne de la simulation dans chaque UC était supérieure à 75 %, et généralement supérieure à 95 %, pour toutes les UC utilisant la base de référence microsatellite et semblable pour la base de référence du SNP, à l'exception des rivières Chandindu, Earn et Nisling, dont l'exactitude des attributions était moins bonne (tableau A.1). Compte tenu de l'incertitude variable dans l'attribution des stocks génétiques révélée par ces simulations, nous avons veillé à ce que le modèle de reconstitution des remontes (annexe B) soit adapté à ces données pour dériver les estimations annuelles du passage frontalier de l'UC en tenant explicitement compte de l'incertitude dans l'identification génétique des stocks. Les échantillons génétiques des affluents de Big Salmon et de Teslin (sous le lac Teslin) ne pouvaient pas être différenciés de façon fiable des emplacements d'échantillonnage de référence dans l'UC du cours intermédiaire du Yukon; par conséquent, ils ont été regroupés avec l'UC du cours intermédiaire du Yukon aux fins de nos analyses génétiques. De même, les échantillons génétiques de la rivière McQuesten étaient plus étroitement regroupés avec l'UC du Nord qu'avec l'UC de Stewart dont ils provenaient (tableau A.1). Ces erreurs d'identification génétique ont par la suite été prises en considération dans les reconstitutions des remontes à l'échelle de l'UC (annexe B).

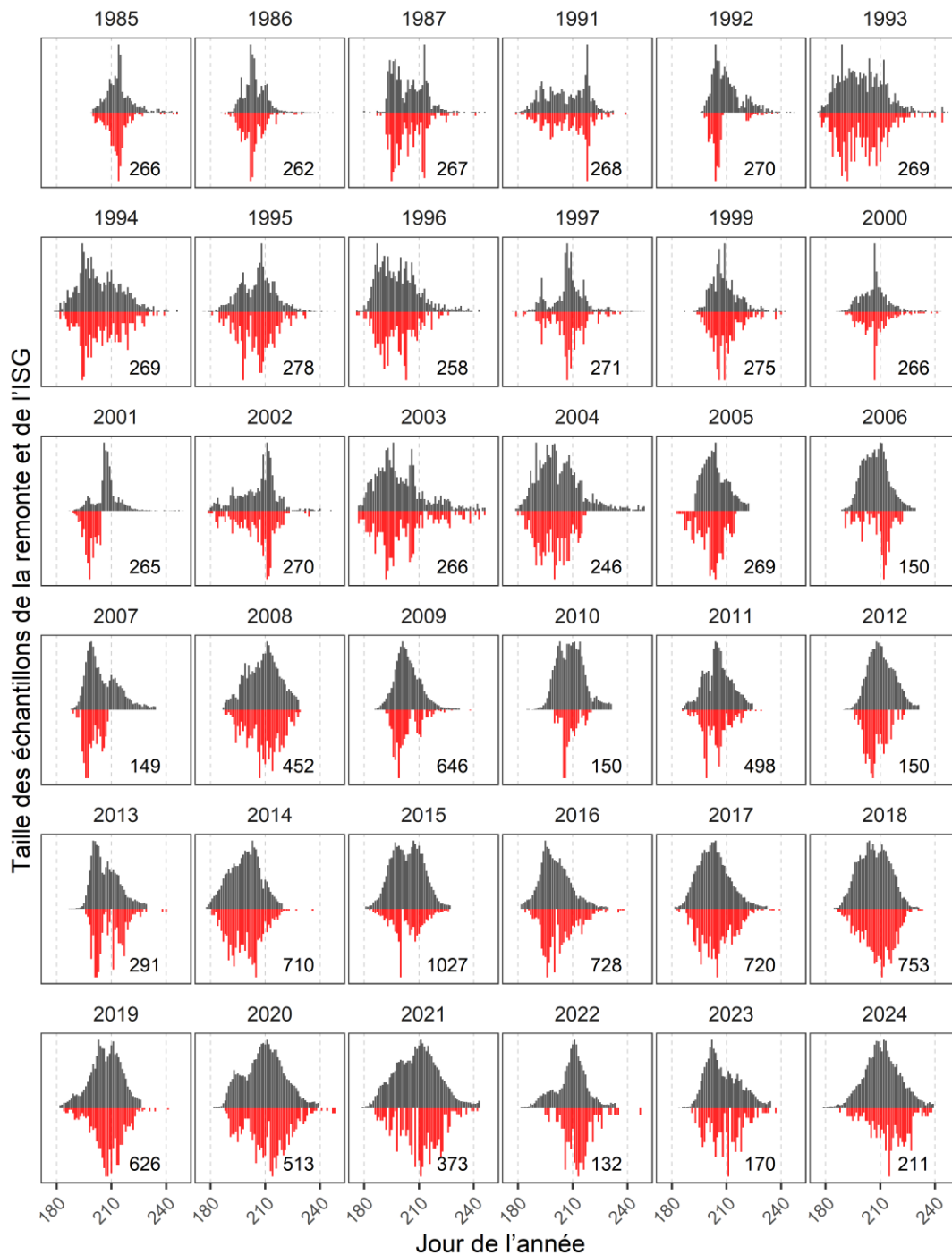


Figure A.1. Estimations quotidiennes du passage à la frontière du saumon chinook (barres grises) et des écailles ou des tissus échantillonnés (barres rouges) à partir de la remonte pour procéder à l'identification génétique des stocks (ICS). Chaque barre est relative au maximum pour une année donnée avec des échantillons GSI inversés afin de permettre la visualisation des échantillons par rapport au passage à la frontière. Le nombre d'échantillons d'ICS pour chaque année se trouve dans le coin inférieur droit de chaque panneau. Veuillez noter que les échantillons d'écailles n'étaient pas disponibles pour 1988 à 1990 et 1998. À titre de référence, les 29 juin, 29 juillet et 28 août d'une année non bissextile équivalent aux 180^e, 210^e et 240^e jours de l'année, respectivement (barres grises pointillées).

Tableau A.1. Les populations de saumon chinook du fleuve Yukon examinaient les principaux affluents utilisés pour la fraie ou l'endroit où des échantillons ont été prélevés pour déterminer le nombre total d'échantillons génétiques de référence (Msat(n), SNP(n)) de la base de référence génétique (nom de l'affluent), les unités de conservation (UC) correspondantes, les codes des UC et la probabilité d'attribuer correctement un échantillon génétique pour un affluent (prélèvement) à son affluent connu ou à son UC en fonction de l'analyse par simulation.

Nom de l'affluent	Msat(n)	SNP(n)	UC	Code d'unité de conservation ²	Probabilité pour l'affluent (Msat)	Probabilité pour l'UC (SNP)
Rivière Big Salmon ¹	394	195	MoyenY	CK 70	0,99	0,89
Rivière Little Salmon	285	175	MoyenY	CK 73	0,97	0,95
Rivière Tatchun	327	95	MoyenY	CK 73	0,95	0,95
Fleuve Yukon à Yukon Crossing	197	170	MoyenY	CK 73	0,98	0,92
Rivière Teslin ¹	328	200	MoyenY	CK 73	0,95	0,94
Rivière Nordenskiöld	126	96	Norden	CK 71	0,91	0,91
Rivière Chandindu	526	102	YNord	CK 76	0,95	0,49
Rivière Klondike	247	163	YNord	CK 76	0,99	0,9
Rivière McQuesten	144	135	YNord	CK 76	0,93	0,9
Ruisseau Blind	251	134	Pelly	CK 72	0,98	0,94
Rivière Earn	34	42	Pelly	CK 72	0,9	0,67
Rivière Glenlyon	61	58	Pelly	CK 72	0,96	0,94
Rivière Hoole	22	106	Pelly	CK 72	0,92	0,92
Rivière Kalzas	8	73	Pelly	CK 72	0,99	0,87
Rivière Pelly	178	59	Pelly	CK 72	0,83	0,88
Rivière Ross ¹	103	99	Pelly	CK 72	0,98	0,91
Rivière Mayo	142	56	Stew	CK 74	0,84	0,83
Rivière Stewart	231	140	Stew	CK 74	0,85	0,78
Rivière Morley	59	120	Teslin	CK 68	0,93	0,95
Rivière Nisutlin	117	168	Teslin	CK 68	0,97	0,96
Rivière Wolf	40	90	Teslin	CK 68	0,85	0,96
Rivière Takhini	198	169	Cours supérieur du fleuve Yukon	CK 69	0,98	0,96
Fleuve Yukon à Whitehorse	200	200	Cours supérieur du fleuve Yukon	CK 69	0,93	0,95
Rivière Nisling	40	38	White	CK 75	0,75	0,64

¹Les échantillons de la rivière Big Salmon et de la rivière Teslin (sous le lac Teslin) sont tous deux attribués à l'UC du moyen Yukon aux fins de la présente analyse, car ils ne peuvent pas être différenciés de façon fiable des autres emplacements d'échantillonnage de référence dans l'UC du moyen Yukon.

²Holtby and Ciruna (2007)

ANNEXE B. MODÈLE DE RECONSTITUTION DES REMONTES

Nous avons estimé le passage quotidien du saumon chinook dans les eaux canadiennes à l'aide d'un modèle de reconstitution des remontes à UC multiples, qui tient compte simultanément de l'incertitude des observations et des processus démographiques sous-jacents et permet l'inclusion d'ensembles de données incomplets. Ce modèle a été décrit à l'origine dans Connors *et al.* (2022b) et a été adapté pour permettre une accessibilité variable dans le temps et l'adaptation aux données mises à jour (y compris la génétique et un indice de passage frontalier dérivé de l'extérieur) jusqu'en 2024. Nous avons modélisé séparément la dynamique des neuf unités de conservation (UC) qui le composent, indexées par i , dans l'unité de gestion des stocks de saumon chinook du Yukon. Le passage frontalier annuel propre à l'UC était le principal paramètre d'intérêt estimé par le modèle, bien que nous ayons également estimé les paramètres pour la période de montaison et la capturabilité. Nous avons modélisé séparément la capturabilité au fil du temps à deux « engins » de pêche (indice g) : les tourniquets à poissons et le sonar, qui ont été utilisés pour calculer des estimations annuelles agrégées du passage frontalier (marquage-recapture à l'aide d'un tourniquet à poissons de 1985 à 2008; sonar de 2005 à 2024). La notation et les équations relatives à ce modèle figurent dans les tableaux B1 et B2, respectivement. Bien que nous appelions ce modèle une reconstitution des remontes, on pourrait aussi l'appeler (peut-être plus précisément) une reconstitution du passage frontalier.

Tableau B.1. Notation du modèle pour le modèle de reconstitution des remontes à UC multiples.

Indices

Symbole	Description
i	Unité de conservation, $i=1, \dots, 9$
y	Année, $y = 1985, \dots, 2016$
d	Jour julien, $d=160, \dots, 285$
g	Type d'engin, 1 = sonar, 2 = tourniquet à poissons

Données et intrants

Symbole	Description
$x_{igy d}$	Composition de l'UC observée par engin/année/jour
$E_{gy d}$	Nombre de passages à la frontière par engin/année/jour
I_y	Indice de passage de la frontière provenant de la reconstitution des remontes de l'ensemble des stocks (Connors <i>et al.</i> 2022b)
CV_y	Coefficient de variation autour de l'indice de passage à la frontière

Paramètres

Symbole	Description
R_{iy}	Passage frontalier annuel par l'UC
μ_{iy}	Date julienne moyenne d'arrivée par UC au cours de la première année
σ_i	Écart-type autour de la date julienne moyenne d'arrivée par UC
ε_{iy}	Erreur de traitement du moment d'arrivée par UC/année
$\Sigma_{(E)}$	Covariance des erreurs de traitement du moment d'arrivée
q_{gy}	Dénombrements quotidiens de la capturabilité par engin et par année

Variables latentes

Symbole	Description
N_{iyd}	Nombres quotidiens d'arrivées par UC/année
ρ_{iyd}	Proportions des arrivées quotidiennes par UC/année
μ_{iyd}	Date julienne moyenne d'arrivée par UC/année
E_{igyd}	Dénombrements quotidiens prévus par UC/engin/année
I_{iy}	Indice prévu des passages à la frontière
p_{igyd}	Composition de l'UC par engin/année/jour
τ_y	Écart type pour l'indice logarithmique des passages à la frontière

Tableau B.2. Équations du modèle de reconstitution des remontes à UC multiples. « BN » signifie binomial négatif et « VLN » signifie log-vraisemblance négative.

Dynamique de la population

Équation	Formule
(TB.2.1) Paramètres estimés	$\Theta = \left\{ \hat{R}_{iy}, \hat{\mu}_i, \sigma_i, \varepsilon_{iy}, \sum, q_{gy}^{(E)}, \tau \right\}$
(TB.2.2) Moment d'arrivée, y=1	$\mu_{i,1} = \hat{\mu}_i$
(TB.2.3) Moment d'arrivée, y>1	$\mu_{i,y} = \mu_{i,y-1} \exp(\varepsilon_{i,y-1})$
(TB.2.4) Proportions des arrivées quotidiennes	$\rho_{iyd} = \frac{\exp(-0.5(d - \mu_{iy})^2 \sigma_i^{-2})}{\sum_k \exp(-0.5(k - \mu_{iy})^2 \sigma_i^{-2})}$
(TB.2.5) Arrivées quotidiennes (nombres)	$N_{iyd} = \hat{R}_{iy} \rho_{iyd}$

Prédictions du modèle

Équation	Formule
(TB.2.6) Dénombrement quotidien prévu à la frontière	$\hat{I}_y = \sum_i \hat{R}_{iy}$
(TB.2.7) Indice de passage prévu à la frontière	$p_{iyd} = N_{iyd} / \sum_j N_{jyd}$
(TB.2.8) Composition prévue de l'UC	$\eta_{gyd} = \sum_i \hat{E}_{igy d}$

Fonction objective

Équation	Formule
(TB.2.9) Moyenne pour la probabilité de dénombrement BN	$\hat{E}_{igy d} = q_{gy}^{(E)} N_{iyd}$
(TB.2.10) Variance pour la probabilité de dénombrement BN	$\tau_{gyd}^2 = \eta_{gyd} + \eta_{gyd}^2 \phi_{gy}$
(TB.2.11) Prévision de la composition moyenne reparamétrée du stock par type d'engin pour la probabilité de dénombrement BN	$p_{gyd} = \eta_{gyd} / \tau_{gyd}^2$
(TB.2.12) Prévision de la variance de la composition reparamétrée du stock	$r_{gyd} = \eta_{gyd} p_{gyd} (1 - p_{gyd})$

Équation	Formule
par type d'engin pour la probabilité de dénombrement BN	
(TB.2.13) Log-vraisemblance d'une loi binomiale négative pour les dénombrements quotidiens	$L_E = \sum_g \sum_y \sum_d [-\ln \Gamma(E_{gyd} + \eta_{gyd}) + \ln \Gamma(\eta_{gyd}) + \ln \Gamma(E_{gyd} + 1) - \eta_{gyd} \ln(1 - p_{gyd})]$
(TB.2.14) Log-vraisemblance négative multinomiale pour la composition du stock	$L_x = \sum_g \sum_y \sum_d [-\ln \Gamma(\sum_i x_{igy d} + 1) + \sum_i \ln \Gamma(x_{igy d} + 1) - \sum_i x_{igy d} \ln(p_{iyd})]$
(TB.2.15) Écart type de l'indice de passage à la frontière	$\tau_y = \sqrt{\ln(CV_t^2 + 1)}$
(TB.2.16) Log-vraisemblance négative d'une loi log-normale pour l'indice des remontes	$L_I = \sum_{y=1985}^{2008} \left[\ln \tau_y + \frac{\ln 2\pi}{2} + \frac{(\ln I_y - \ln \hat{I}_y)^2}{2\tau_y^2} \right]$
(TB.2.17) Pénalité de probabilité d'une loi normale multivariée pour les erreurs de processus	$L_\epsilon = 0.5 [\ln \boldsymbol{\sigma} - \boldsymbol{\epsilon}^T \boldsymbol{\sigma}^{-1} \boldsymbol{\epsilon}]$
(TB.2.18) Pénalité pour la probabilité de passage à la frontière pour les années où un tourniquet à poissons a été utilisé	$L_R = \sum_{y=1985}^{2005} \left[\ln 1 + \frac{\ln 2\pi}{2} + \frac{(\ln \hat{R}_{iy} - \ln \hat{R}_{i,y-1})^2}{2} \right]$
(TB.2.19) Fonction objective	$L = L_E + L_x + L_I + L_\epsilon + L_R$

B.1. DYNAMIQUE DES POPULATIONS

Pour chaque population, la proportion quotidienne de saumons entrant dans le modèle (c.-à-d. traversant la frontière canado-américaine pour entrer dans les eaux canadiennes) au cours d'une année donnée est calculée en fonction d'une fonction de densité de probabilité normale, avec une μ_{iy} moyenne et une variance σ^2 , qui est divisé par sa somme pour s'assurer que les valeurs individuelles totalisent 1 (tableau B.2.4). Le nombre de saumons arrivant chaque jour pour chaque combinaison UC/année est ensuite calculé comme le produit des proportions d'arrivées quotidiennes et du passage frontalier (tableau B.2.5). Pour modéliser la variabilité interannuelle du moment moyen de la montaison, nous supposons que les dates moyennes d'arrivée propres à l'UC dans une année donnée ($\{\mu_{iy}\}_{i=1}^9$ ou μ_y) sont fonction du moment de la montaison au cours de l'année précédente, c.-à-d. :

$$\mu_y = (\mu_{y-1})^{\epsilon_y} \quad (\text{B.1})$$

où ϵ_y est un vecteur de neuf erreurs de processus normalement distribuées avec la moyenne 0 et la covariance Σ . La matrice de covariance est construite comme $\Sigma = DCD$, où D est une matrice diagonale avec la variance des μ_i comme i ie élément, et C est une matrice de corrélation symétrique, c'est-à-dire :

$$C_{i,j} = \begin{cases} 1 & i = j \\ c_{i,j} & i \neq j \end{cases} \quad (\text{B.2})$$

où $c_{i,j}$ est la corrélation entre les écarts du moment des arrivées pour les UC i et j . Nous avons limité tous les éléments hors diagonale de C pour qu'ils aient la même valeur, ce qui suppose que tous les stocks ont une corrélation égale dans les écarts du moment des arrivées.

B.2. MODÈLE D'OBSERVATION ET FONCTION OBJECTIVE

Les dénombrements quotidiens des passages à la frontière ont été prédits en échelonnant le passage quotidien prévu par le modèle selon un facteur de capturabilité propre à l'engin (tableau B.2.6). Le tourniquet à poissons prélève des échantillons sur une portion inconnue de la remonte, ce qui permet d'estimer la capturabilité du tourniquet à poissons, qui peut varier d'une année à l'autre pour tenir compte de l'influence potentielle des conditions environnementales (p. ex. les rejets) sur le taux de capture du tourniquet à poissons. Bien que la capturabilité puisse varier d'une UC à l'autre pour diverses raisons (p. ex. orientation des berges, période de montaison, etc.), les données n'étaient pas suffisamment informatives pour estimer la capturabilité propre à l'UC. En revanche, nous avons supposé que tous les poissons qui passaient étaient observables par sonar, et nous avons donc fixé la capturabilité du sonar à 1. De même, on a supposé que l'indice prévu des passages à la frontière représentait la remonte totale à la frontière, de sorte que la capturabilité de l'indice du passage à la frontière a également été fixée à 1 (tableau B.2.7), et cet indice a été tiré d'un ajustement mis à jour du modèle décrit dans Connors *et al.* (2022a). La composition des unités de conservation était prévue comme proportion relative d'une UC présente chaque jour (tableau B.2.8).

On a supposé que les dénombrements quotidiens de saumons à la frontière découlaient des distributions binomiales négatives (tableau B.2.13). La distribution (BN) , qui décrit le nombre de réussites dans une série d'essais de Bernoulli avant que r échecs ne se produisent (avec probabilité de réussite p), est largement applicable comme modèle pour les données de dénombrement surdispersé. Nous avons paramétré la distribution BN en termes de dénombrement moyen η et de dispersion Φ (tableau B.2.10-11). La variance de cette distribution est $\tau^2 = \eta + \eta^2\Phi$, donc la distribution BN est équivalente à celle de Poisson lorsque Φ

= 0. Nous avons établi que $\Phi = 0$ pour les dénombrements par sonar, car on croit que ces dénombrements sont relativement exacts. Nous avons établi que $\Phi = 0,1$ pour les dénombrements au tourniquet à poissons.

Les données sur la composition des unités de conservation (x_{igyd}), qui étaient fondées sur la somme des probabilités individuelles d'attribution génétique et la remise à l'échelle de la taille totale de l'échantillon pour cette UC et ce jour, tenant ainsi compte de l'incertitude dans les attributions génétiques, ont été rajustées au moyen d'une probabilité multinomiale (tableau B.2.14). Pour chaque combinaison année/jour/engin, le nombre de saumons chinooks observés par UC, $n_1, \dots$. On a supposé que n_9 provenait d'une distribution multinomiale avec la taille de l'échantillon $n = \sum_i n_i$ et des probabilités égales aux proportions relatives de passage par UC pour cette année/ce jour. Les tailles des échantillons dans les distributions multinomiales pour les données sur la composition des pêches sont généralement pondérées à la baisse en fonction d'une taille « effective » de l'échantillon afin de tenir compte des corrélations entre les poissons au sein d'un échantillon donné. Cependant, nous n'avons pas pondéré à la baisse la taille des échantillons, car ils étaient déjà relativement petits. Nous remarquons toutefois qu'en appliquant une valeur relativement importante et fixe pour le paramètre de dispersion BN lors de la modélisation des dénombrements quotidiens, ainsi que pour la probabilité de l'indice de taille de remonte totale (voir ci-dessous), nous pondérons effectivement à la baisse les données sur la composition des stocks.

On a supposé que les indices de passage total à la frontière découlaient d'une distribution log-normale avec l'écart-type τ_y , qui était dérivée des estimations annuelles du CV dans l'indice de passage à la frontière (tableau B.2.13). On suppose que les erreurs de processus dans le moment de l'arrivée découlent d'une distribution normale multivariée centrée avec covariance Σ (tableau B.2.15).

Au cours des années qui ont précédé la mise en œuvre de la surveillance par sonar, les données sur le tourniquet à poissons n'étaient pas suffisamment informatives pour estimer le passage à la frontière de certaines UC. Pour stabiliser les estimations dans ces cas, nous avons appliqué une pénalité de vraisemblance aux écarts interannuels du passage frontalier à l'échelle logarithmique pour chaque UC (tableau B.2.16). La pénalité a été fixée à 1, ce qui est suffisamment large pour avoir des effets négligeables au cours des années pour lesquelles les données étaient suffisamment informatives pour estimer le passage frontalier et a été omise à partir de 2005, après l'introduction de l'évaluation au sonar du passage frontalier.

B.3. AJUSTEMENT DU MODÈLE ET RECONSTITUTION DE L'ABONDANCE DES GÉNITEURS

Nous ajustons le modèle de reconstitution des remontes à l'aide du *Template Model Builder* (TMB) (Kristensen *et al.* 2016). Les paramètres du modèle ont été estimés en fonction du maximum de vraisemblance, et les écarts-types des paramètres et des quantités d'intérêt ont été calculés à l'aide de la méthode delta habituelle au sein du TMB et ont été traités comme équivalents aux écarts-types.

On a estimé que la capturabilité du tourniquet à poissons était d'environ 0,02 en moyenne, mais qu'elle variait considérablement d'une année à l'autre (figure B.1), probablement en raison des différentes conditions environnementales (p. ex. débit) et/ou du fonctionnement du tourniquet à poissons. On a estimé que les écarts interannuels dans le moment de l'arrivée étaient faiblement corrélés entre les UC (corrélation par paires, qui était supposée être la même pour toutes les UC, estimée à 0,15).

Le modèle avait tendance à bien s'ajuster aux données de dénombrement par sonar (figure B.2). En revanche, les ajustements du modèle par rapport aux dénombrements par tourniquet à poissons pour 1985 à 2007 étaient plus variables, ce qui était prévu en raison de la nature relativement imprécise des données obtenues à l'aide des tourniquets à poissons (figure B.3). Au cours des années où les dénombrements par sonar et à l'aide d'un tourniquet à poissons se sont chevauchés (2005 à 2007), la correspondance étroite entre les estimations du modèle et les dénombrements par sonar a donné lieu à des correspondances relativement plus faibles avec les données obtenues à l'aide des tourniquets à poissons.

Au cours des années précédant l'utilisation du sonar, le modèle a tenté de s'ajuster simultanément aux indices d'abondance relative du tourniquet à poissons et à l'indice de passage absolu à la frontière obtenu à partir de sources externes (fondé sur les projets de marquage-recapture). Le modèle avait donc tendance à produire des estimations du nombre total de passages à la frontière qui correspondaient étroitement à l'indice de passage à la frontière (figure B.3). À mesure que des données plus fiables sur l'abondance (c.-à-d. des estimations fondées sur les dénombrements par sonar à partir de 2005) sont devenues disponibles, l'indice du passage à la frontière n'a eu essentiellement aucun effet sur les estimations modélisées, et le modèle correspond davantage aux estimations basées sur les relevés par sonar du passage total de la frontière de 2005 à 2024.

Étant donné que les reconstitutions du passage à la frontière de l'UC du Nord comprenaient des poissons de la rivière McQuesten, nous avons estimé après coup la contribution annuelle de la rivière McQuesten en fonction d'analyses génétiques d'échantillons prélevés à Eagle de 2013 à 2023 (moyenne : 0,008; ET : 0,006). Plus précisément, pour chaque année, nous avons tiré au sort la contribution moyenne de la rivière McQuesten au passage frontalier ainsi que le passage frontalier pour cette année-là, et nous l'avons répété 1 000 fois. Nous avons ensuite retiré ces estimations du passage frontalier de la rivière McQuesten de l'UC du Nord et les avons ajoutées aux reconstitutions du passage frontalier de l'UC de Stewart.

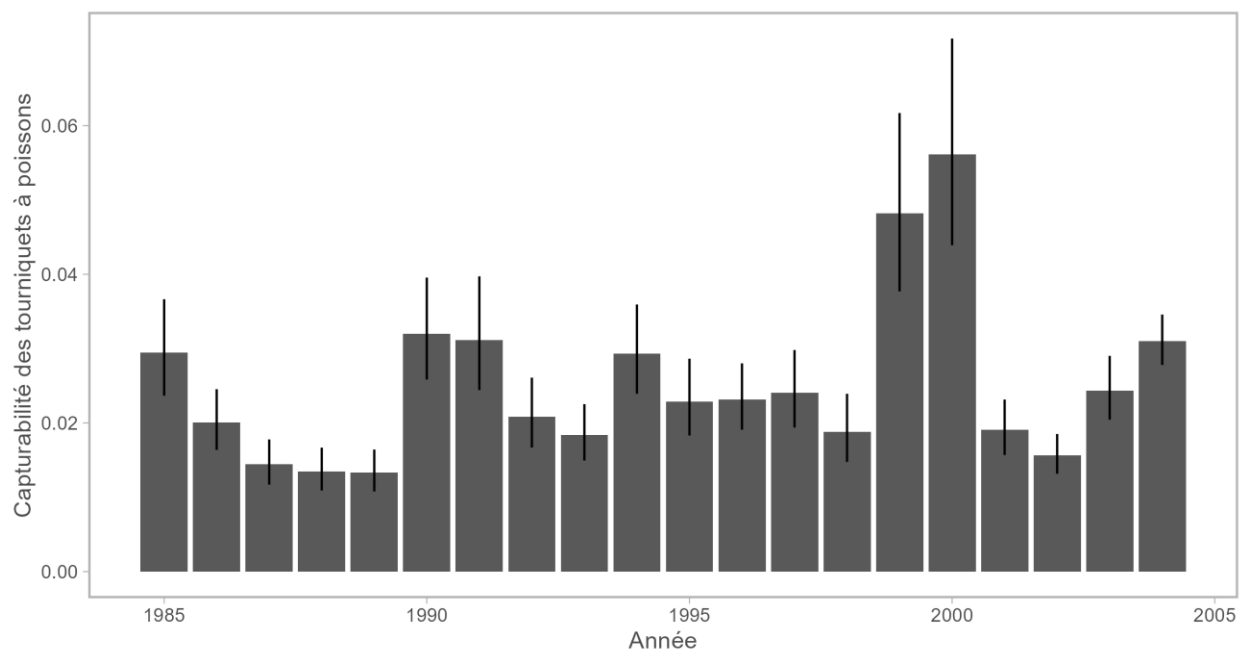


Figure B.1. Estimation de la capturabilité des tourniquets à poisson, par année. Les barres sont des estimations médianes +/- les intervalles de confiance à 95 %.

Le modèle de reconstitution des remontes a estimé le passage à la frontière et, par conséquent, les estimations de l'abondance des géniteurs ont été obtenues en soustrayant les prises déduites de chaque UC par les pêches en amont (au Canada) dans le cours principal du fleuve Yukon de l'estimation du passage frontalier. Pour ce faire, nous avons supposé que toutes les UC étaient historiquement aussi vulnérables aux pêches canadiennes et avons calculé l'abondance des géniteurs comme $S_{i,y} = \hat{R}_{i,y}(1 - U_{CDN,y})$ où $\hat{R}_{i,y}$ est le passage à la frontière pour l'UC i l'année y et $U_{CDN,y}$ représente le taux de prélèvement global des pêches canadiennes estimé par Connors *et al.* (2022a).

Pour l'UC de Big Salmon, qui ne peut pas être différenciée de façon fiable par la génétique de l'UC du tronçon central intermédiaire, mais qui fait l'objet d'un projet d'évaluation par sonar depuis 2005, nous avons déduit l'abondance des géniteurs en tant que proportion de l'abondance reconstituée des géniteurs provenant de l'UC du tronçon central intermédiaire. Cette proportion était fondée sur les années où il y avait des données provenant du projet d'évaluation par sonar (c.-à-d. 2005 à aujourd'hui, à l'exception de 2022) et où l'abondance reconstituée des géniteurs tenait explicitement compte de la variabilité de la contribution proportionnelle de l'UC de Big Salmon, et l'incertitude quant à l'abondance des géniteurs du tronçon central intermédiaire, en simulant 1 000 estimations de l'abondance des géniteurs pour les deux UC en tirant au hasard la contribution proportionnelle moyenne de l'UC de Big Salmon et les estimations de l'abondance des géniteurs de l'UC du tronçon central intermédiaire pour chaque année qui n'a pas fait l'objet d'une évaluation par sonar de Big Salmon. La série chronologique ainsi obtenue de l'abondance des géniteurs de Big Salmon a ensuite été retirée pour toute la série chronologique de l'UC du tronçon central intermédiaire.

Pour l'UC du cours supérieur du fleuve Yukon, nous avons supprimé la contribution estimée des poissons d'écloseries en fonction du dénombrement des poissons d'écloseries à la passe migratoire de Whitehorse.

Les estimations résultantes de l'abondance des géniteurs par UC, additionnées pour l'ensemble de l'UC et estimées précédemment pour l'ensemble du stock (Connors *et al.* 2022a) sont fournies dans le tableau B.3. Les estimations agrégées annuelles de l'abondance des géniteurs à partir de nos reconstitutions à plusieurs UC et des reconstitutions agrégées précédentes du stock (Connors *et al.* 2022a) étaient très semblables et, en moyenne, à moins de 6 % les unes des autres (~9 % dans les années précédant le dénombrement par sonar à Eagle et ~3 % dans les années suivantes). Cela donne une certaine assurance que les analyses à l'échelle des UC et des regroupements produisent des reconstitutions très semblables du système. Bien que les reconstitutions à l'échelle de l'UC étaient nécessaires pour appuyer nos évaluations de l'état de l'UC et l'évaluation des conséquences des nouvelles mesures de gestion de la pêche intérieure, nous faisons une mise en garde contre leur regroupement pour obtenir un tableau des stocks reproducteurs globaux, ce qui, selon nous, se fait plutôt à l'aide de la reconstitution intégrée des remontes et du modèle géniteurs-recrutement utilisé bilatéralement en vertu de l'Accord sur le saumon du fleuve Yukon pour calculer les estimations annuelles des prises totales, des échappées et des remontes, selon l'âge, pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne (JTC 2025).

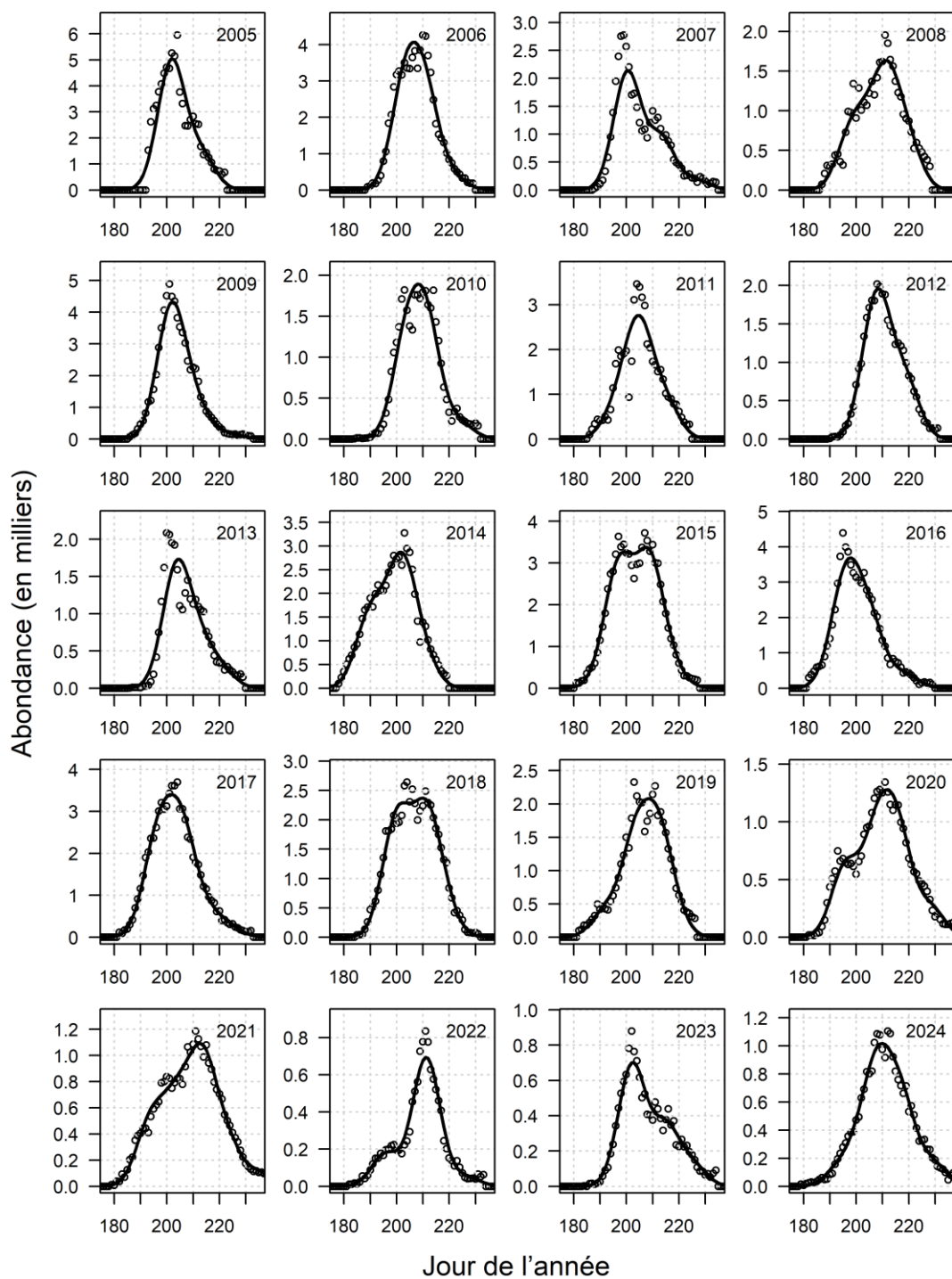


Figure B.2. Ajustement du modèle de reconstitution des remontes (lignes) aux dénombrements quotidiens au sonar (cercles) à Eagle, près de la frontière canado-américaine.

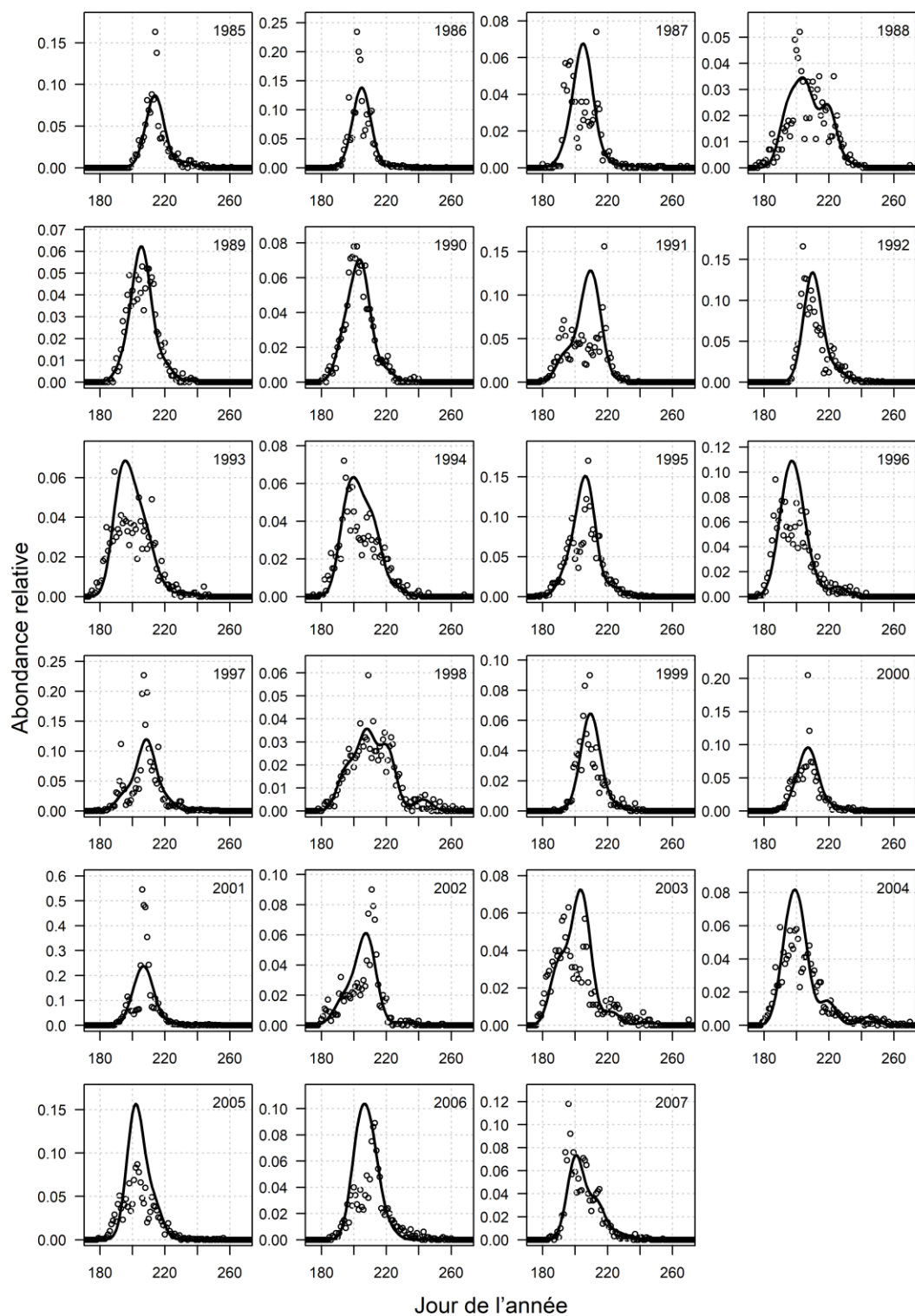


Figure B.3. Ajustement du modèle de reconstitution des remontes (lignes) aux dénombrements quotidiens au tourniquet à poissons (cercles) aux rochers White et Sheep, près de la frontière canado-américaine.

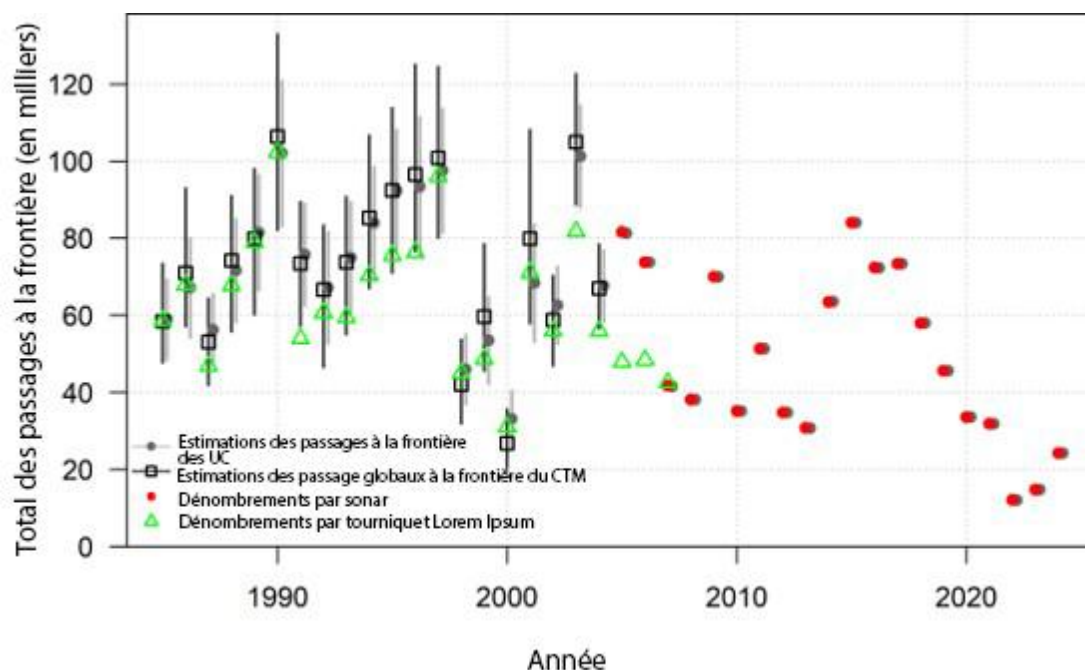


Figure B.4. Estimations du passage total à la frontière fondées sur le modèle de reconstitution des remontes (cercles gris avec barres indiquant l'intervalle de confiance central à 95 %), estimations des remontes à partir de poissons échantillonnés dans le cadre d'activités de marquage-recapture à l'aide de tourniquets à poisson, après avoir pris en considération la sélectivité (carré ouvert), et somme annuelle des dénombrements quotidiens à l'aide des tourniquets à poissons (en fonction de l'estimation de la capturabilité, triangle vert ouvert) et du sonar à Eagle (cercle rouge).

Tableau B.3. Estimations médianes de l'abondance des géniteurs selon l'UC, additionnées pour l'ensemble des UC (« groupe »), et estimées précédemment pour le groupe de stocks (Connors et al. 2022) mais avec des données mises à jour jusqu'en 2024.

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Yukon Nord et affluents	1985	1 676
Yukon Nord et affluents	1986	3 260
Yukon Nord et affluents	1987	3 165
Yukon Nord et affluents	1988	13 420
Yukon Nord et affluents	1989	5 010
Yukon Nord et affluents	1990	19 833
Yukon Nord et affluents	1991	9 260
Yukon Nord et affluents	1992	6 526
Yukon Nord et affluents	1993	13 629
Yukon Nord et affluents	1994	16 192
Yukon Nord et affluents	1995	9 305
Yukon Nord et affluents	1996	6 123

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Yukon Nord et affluents	1997	8 593
Yukon Nord et affluents	1998	5 615
Yukon Nord et affluents	1999	4 161
Yukon Nord et affluents	2000	2 475
Yukon Nord et affluents	2001	6 908
Yukon Nord et affluents	2002	7 248
Yukon Nord et affluents	2003	18 310
Yukon Nord et affluents	2004	11 265
Yukon Nord et affluents	2005	9 853
Yukon Nord et affluents	2006	10 127
Yukon Nord et affluents	2007	5 194
Yukon Nord et affluents	2008	5 197
Yukon Nord et affluents	2009	6 676
Yukon Nord et affluents	2010	3 913
Yukon Nord et affluents	2011	3 972
Yukon Nord et affluents	2012	4214
Yukon Nord et affluents	2013	429
Yukon Nord et affluents	2014	4 919
Yukon Nord et affluents	2015	5 303
Yukon Nord et affluents	2016	6 792
Yukon Nord et affluents	2017	5 860
Yukon Nord et affluents	2018	4 716
Yukon Nord et affluents	2019	2 263
Yukon Nord et affluents	2020	1 658
Yukon Nord et affluents	2021	2 877
Yukon Nord et affluents	2022	508
Yukon Nord et affluents	2023	2 008
Yukon Nord et affluents	2024	2 478
White et affluents	1985	2 246
White et affluents	1986	3 987
White et affluents	1987	2 722
White et affluents	1988	1 757
White et affluents	1989	2361
White et affluents	1990	1725

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
White et affluents	1991	974
White et affluents	1992	3 345
White et affluents	1993	10 316
White et affluents	1994	6 596
White et affluents	1995	4 078
White et affluents	1996	10 503
White et affluents	1997	4 838
White et affluents	1998	2 675
White et affluents	1999	3 764
White et affluents	2000	2 817
White et affluents	2001	4 537
White et affluents	2002	2 996
White et affluents	2003	5 038
White et affluents	2004	3 376
White et affluents	2005	13 885
White et affluents	2006	1 441
White et affluents	2007	3 477
White et affluents	2008	2 085
White et affluents	2009	3 259
White et affluents	2010	1 445
White et affluents	2011	2 332
White et affluents	2012	2 838
White et affluents	2013	157
White et affluents	2014	5 028
White et affluents	2015	5 530
White et affluents	2016	2 612
White et affluents	2017	3 323
White et affluents	2018	2 730
White et affluents	2019	2 396
White et affluents	2020	505
White et affluents	2021	1 281
White et affluents	2022	2 259
White et affluents	2023	1 017
White et affluents	2024	767
Pelly	1985	7 868
Pelly	1986	10 456

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Pelly	1987	12 177
Pelly	1988	7 144
Pelly	1989	18 036
Pelly	1990	31 697
Pelly	1991	11 576
Pelly	1992	11 260
Pelly	1993	8 897
Pelly	1994	10 950
Pelly	1995	8 380
Pelly	1996	10 004
Pelly	1997	9 965
Pelly	1998	4 207
Pelly	1999	6 644
Pelly	2000	5 172
Pelly	2001	10 533
Pelly	2002	6 562
Pelly	2003	22 212
Pelly	2004	10 771
Pelly	2005	11 471
Pelly	2006	12 487
Pelly	2007	8 767
Pelly	2008	4 277
Pelly	2009	15 809
Pelly	2010	7 499
Pelly	2011	8 564
Pelly	2012	6 465
Pelly	2013	11 114
Pelly	2014	6 780
Pelly	2015	16 183
Pelly	2016	13 475
Pelly	2017	8 650
Pelly	2018	7 344
Pelly	2019	4 682
Pelly	2020	6 407
Pelly	2021	5 791
Pelly	2022	941
Pelly	2023	1 898

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Pelly	2024	1 715
Stewart	1985	6 164
Stewart	1986	5 797
Stewart	1987	3 481
Stewart	1988	3 015
Stewart	1989	4 218
Stewart	1990	5 476
Stewart	1991	4 952
Stewart	1992	3 210
Stewart	1993	2 262
Stewart	1994	5 858
Stewart	1995	7 614
Stewart	1996	4 666
Stewart	1997	5 994
Stewart	1998	2 798
Stewart	1999	2 711
Stewart	2000	1 679
Stewart	2001	5 052
Stewart	2002	4 586
Stewart	2003	3 609
Stewart	2004	3 425
Stewart	2005	2 595
Stewart	2006	6 577
Stewart	2007	3 210
Stewart	2008	2 119
Stewart	2009	5 498
Stewart	2010	2 477
Stewart	2011	2 180
Stewart	2012	877
Stewart	2013	3 244
Stewart	2014	2 682
Stewart	2015	5 594
Stewart	2016	6 304
Stewart	2017	3 484
Stewart	2018	3 081
Stewart	2019	3 732
Stewart	2020	2 183

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Stewart	2021	3 105
Stewart	2022	132
Stewart	2023	667
Stewart	2024	2 769
Nordenskiöld	1985	3 112
Nordenskiöld	1986	1 138
Nordenskiöld	1987	572
Nordenskiöld	1988	1 061
Nordenskiöld	1989	608
Nordenskiöld	1990	540
Nordenskiöld	1991	539
Nordenskiöld	1992	500
Nordenskiöld	1993	1 058
Nordenskiöld	1994	2 747
Nordenskiöld	1995	4 344
Nordenskiöld	1996	3 761
Nordenskiöld	1997	1 131
Nordenskiöld	1998	2 399
Nordenskiöld	1999	1 903
Nordenskiöld	2000	1 571
Nordenskiöld	2001	718
Nordenskiöld	2002	1 254
Nordenskiöld	2003	1 459
Nordenskiöld	2004	2 366
Nordenskiöld	2005	1 167
Nordenskiöld	2006	3 848
Nordenskiöld	2007	1 978
Nordenskiöld	2008	672
Nordenskiöld	2009	1 799
Nordenskiöld	2010	2 302
Nordenskiöld	2011	623
Nordenskiöld	2012	417
Nordenskiöld	2013	1
Nordenskiöld	2014	7 481
Nordenskiöld	2015	1 354
Nordenskiöld	2016	4 867
Nordenskiöld	2017	3 443

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Nordenskiöld	2018	585
Nordenskiöld	2019	3 138
Nordenskiöld	2020	303
Nordenskiöld	2021	1 330
Nordenskiöld	2022	660
Nordenskiöld	2023	1 524
Nordenskiöld	2024	2 085
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1985	8 320
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1986	9 767
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1987	4 298
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1988	2 991
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1989	3 544
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1990	4 692
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1991	5 902
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1992	9 860
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1993	9 235
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1994	5 167
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1995	7 756
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1996	12 162
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1997	7 146
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1998	3 670
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	1999	6 440
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2000	2 911
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2001	7 971
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2002	1 809
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2003	4 031
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2004	3 725
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2005	8 850
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2006	1 861
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2007	3 844
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2008	4 483
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2009	5 642
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2010	6 178
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2011	4 493
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2012	3 548
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2013	2 999
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2014	6 980

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2015	5 876
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2016	13 096
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2017	12 513
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2018	7 472
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2019	6 482
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2020	7 310
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2021	2 282
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2022	353
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2023	3 236
Eaux d'amont du Yukon-de la Treslin	2024	4 104
Moyen Yukon et affluents	1985	9 030
Moyen Yukon et affluents	1986	10 178
Moyen Yukon et affluents	1987	10 197
Moyen Yukon et affluents	1988	6 829
Moyen Yukon et affluents	1989	18 718
Moyen Yukon et affluents	1990	11 553
Moyen Yukon et affluents	1991	15 839
Moyen Yukon et affluents	1992	9 462
Moyen Yukon et affluents	1993	9 182
Moyen Yukon et affluents	1994	11 941
Moyen Yukon et affluents	1995	21 121
Moyen Yukon et affluents	1996	17 020
Moyen Yukon et affluents	1997	25 906
Moyen Yukon et affluents	1998	4 617
Moyen Yukon et affluents	1999	9 998
Moyen Yukon et affluents	2000	7 480
Moyen Yukon et affluents	2001	14 925
Moyen Yukon et affluents	2002	19 464
Moyen Yukon et affluents	2003	22 572
Moyen Yukon et affluents	2004	11 525
Moyen Yukon et affluents	2005	14 880
Moyen Yukon et affluents	2006	17 898
Moyen Yukon et affluents	2007	7 064
Moyen Yukon et affluents	2008	9 885
Moyen Yukon et affluents	2009	12 416
Moyen Yukon et affluents	2010	5 380
Moyen Yukon et affluents	2011	11 057

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Moyen Yukon et affluents	2012	4 087
Moyen Yukon et affluents	2013	4 649
Moyen Yukon et affluents	2014	19 104
Moyen Yukon et affluents	2015	26 108
Moyen Yukon et affluents	2016	13 637
Moyen Yukon et affluents	2017	18 527
Moyen Yukon et affluents	2018	16 179
Moyen Yukon et affluents	2019	11 924
Moyen Yukon et affluents	2020	6 882
Moyen Yukon et affluents	2021	7 591
Moyen Yukon et affluents	2022	4 460
Moyen Yukon et affluents	2023	2 613
Moyen Yukon et affluents	2024	4 790
Cours supérieur du fleuve Yukon	1985	2 023
Cours supérieur du fleuve Yukon	1986	2 509
Cours supérieur du fleuve Yukon	1987	1 640
Cours supérieur du fleuve Yukon	1988	15 815
Cours supérieur du fleuve Yukon	1989	6 135
Cours supérieur du fleuve Yukon	1990	5 217
Cours supérieur du fleuve Yukon	1991	2 778
Cours supérieur du fleuve Yukon	1992	4 089
Cours supérieur du fleuve Yukon	1993	2 215
Cours supérieur du fleuve Yukon	1994	1 813
Cours supérieur du fleuve Yukon	1995	2 632
Cours supérieur du fleuve Yukon	1996	4 421
Cours supérieur du fleuve Yukon	1997	8 312
Cours supérieur du fleuve Yukon	1998	11 919
Cours supérieur du fleuve Yukon	1999	2 543
Cours supérieur du fleuve Yukon	2000	952
Cours supérieur du fleuve Yukon	2001	2 022
Cours supérieur du fleuve Yukon	2002	1 792
Cours supérieur du fleuve Yukon	2003	4 382
Cours supérieur du fleuve Yukon	2004	5 106
Cours supérieur du fleuve Yukon	2005	729
Cours supérieur du fleuve Yukon	2006	2 906
Cours supérieur du fleuve Yukon	2007	301
Cours supérieur du fleuve Yukon	2008	1 663

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Cours supérieur du fleuve Yukon	2009	8 850
Cours supérieur du fleuve Yukon	2010	895
Cours supérieur du fleuve Yukon	2011	8 235
Cours supérieur du fleuve Yukon	2012	7 999
Cours supérieur du fleuve Yukon	2013	3 477
Cours supérieur du fleuve Yukon	2014	703
Cours supérieur du fleuve Yukon	2015	4 543
Cours supérieur du fleuve Yukon	2016	2 120
Cours supérieur du fleuve Yukon	2017	5 514
Cours supérieur du fleuve Yukon	2018	5 746
Cours supérieur du fleuve Yukon	2019	3 030
Cours supérieur du fleuve Yukon	2020	3 003
Cours supérieur du fleuve Yukon	2021	3 772
Cours supérieur du fleuve Yukon	2022	614
Cours supérieur du fleuve Yukon	2023	374
Cours supérieur du fleuve Yukon	2024	3 124
Big Salmon	1985	4 010
Big Salmon	1986	4 511
Big Salmon	1987	4 517
Big Salmon	1988	3 021
Big Salmon	1989	8 304
Big Salmon	1990	5 067
Big Salmon	1991	7 033
Big Salmon	1992	4 184
Big Salmon	1993	4 079
Big Salmon	1994	5 308
Big Salmon	1995	9 347
Big Salmon	1996	7 546
Big Salmon	1997	11 531
Big Salmon	1998	2 065
Big Salmon	1999	4 432
Big Salmon	2000	3 322
Big Salmon	2001	6 614
Big Salmon	2002	8 657
Big Salmon	2003	10 017
Big Salmon	2004	5 112
Big Salmon	2005	5 618

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Big Salmon	2006	7 308
Big Salmon	2007	4 506
Big Salmon	2008	1 329
Big Salmon	2009	9 261
Big Salmon	2010	3 817
Big Salmon	2011	5 156
Big Salmon	2012	2 584
Big Salmon	2013	3 242
Big Salmon	2014	6 321
Big Salmon	2015	10 078
Big Salmon	2016	6 761
Big Salmon	2017	5 672
Big Salmon	2018	5 159
Big Salmon	2019	3 874
Big Salmon	2020	1 635
Big Salmon	2021	1 958
Big Salmon	2022	1 978
Big Salmon	2023	1 795
Big Salmon	2024	1 899
Groupe	1985	4 4448
Groupe	1986	51 603
Groupe	1987	42 768
Groupe	1988	55 054
Groupe	1989	66 934
Groupe	1990	85 800
Groupe	1991	58 851
Groupe	1992	52 436
Groupe	1993	60 871
Groupe	1994	66 571
Groupe	1995	74 577
Groupe	1996	76 206
Groupe	1997	83 416
Groupe	1998	39 966
Groupe	1999	42 597
Groupe	2000	28 377
Groupe	2001	59 279
Groupe	2002	54 369

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Groupe	2003	91 631
Groupe	2004	56 670
Groupe	2005	69 048
Groupe	2006	64 454
Groupe	2007	38 342
Groupe	2008	31 711
Groupe	2009	69 210
Groupe	2010	33 906
Groupe	2011	46 612
Groupe	2012	33 029
Groupe	2013	29 313
Groupe	2014	59 998
Groupe	2015	80 568
Groupe	2016	69 665
Groupe	2017	66 986
Groupe	2018	53 012
Groupe	2019	41 521
Groupe	2020	29 885
Groupe	2021	29 987
Groupe	2022	11 904
Groupe	2023	15 132
Groupe	2024	23 732
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1985	39 082
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1986	49 804
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1987	33 795
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1988	49 442
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1989	60 545
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1990	85 985
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1991	51 662
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1992	46 024
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1993	55 346
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1994	64 047
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1995	69 485
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1996	76 425
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1997	83 707
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1998	35 520
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	1999	47 002

Unité de conservation ou groupe de stocks	Année	Géniteurs
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2000	21 345
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2001	68 219
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2002	48 542
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2003	94 909
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2004	55 433
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2005	69 335
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2006	64 261
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2007	36 229
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2008	33 885
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2009	64 971
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2010	32 250
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2011	47 008
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2012	32 328
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2013	28 488
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2014	63 370
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2015	82 695
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2016	69 164
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2017	69 387
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2018	54 595
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2019	42 193
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2020	30 646
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2021	31 509
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2022	12 009
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2023	14 576
Groupe (Connors <i>et al.</i> 2022)	2024	24 184

ANNEXE C. MODÈLES GÉNITEURS-RECRUTEMENT

Afin de caractériser les relations géniteurs-recrutement de l'UC du saumon chinook du fleuve Yukon, nous avons ajusté des modèles individuels structurés en fonction de modèles état-espace de géniteurs-recrutement structurés selon l'âge (Fleischman *et al.* 2013) à toutes les données disponibles pour chaque UC (c.-à-d. série chronologique de l'estimation des prises, de l'abondance des géniteurs et de la composition selon l'âge).

Ces sources d'information, ainsi que les mesures de la variance des observations, ont été dérivées à l'externe des reconstitutions des remontes à UC multiples décrites dans l'annexe A pour l'abondance des géniteurs et des estimations publiées pour la composition des prises selon l'âge (Connors *et al.* 2022a), mise à jour jusqu'en 2024.

Une solution de rechange à l'approche de modélisation séquentielle que nous avons adoptée aurait été d'intégrer les reconstructions des remontes et les analyses géniteurs-recrutement en un seul modèle. Cependant, nous remarquons que des recherches antérieures ont révélé que tant que le modèle géniteurs-recrutement maintient l'incertitude dans les estimations des intrants des modèles de reconstitution des remontes, les analyses séquentielles comme celles que nous avons effectuées (qui ne tiennent toujours pas compte de la covariance des paramètres entre les modèles) produisent des estimations très semblables de l'abondance, des paramètres de la dynamique des populations et des points de référence de gestion, tant en ce qui a trait aux estimations ponctuelles qu'à l'incertitude (Staton *et al.* 2017).

Ces modèles auraient également pu être intégrés à un cadre de populations multiples (Staton *et al.* 2020; Connors *et al.* 2020). Cependant, ces modèles intégrés ont tendance à produire des estimations très élevées de la variabilité du recrutement et des estimations négatives de l'autocorrélation du recrutement qui semblent faussement trop élevées et trop faibles, respectivement, et qui pourraient entraîner des biais dans d'autres paramètres du modèle de manières difficiles à prévoir (Staton *et al.* 2020).

Étant donné que le même modèle a été adapté à chaque UC, toutes les variables dans la présentation du modèle espace-état ont en fait un indice j qui y est joint pour représenter des UC individuelles. Nous omettons cela pour la présentation ici, à la fois pour la simplifier et pour insister sur le fait que cette approche convient aux données de chaque UC séparément.

C.1. MODÈLE DE PROCESSUS

Le modèle de processus vise à représenter la dynamique réelle de la population (c.-à-d. sans erreur de mesure), et cette composante de notre modèle état-espace de géniteurs-recrutement précise la productivité, la dépendance à la densité et l'âge à la montaison par cohorte (c.-à-d. année d'éclosion, y).

Les abondances de recrutement du saumon chinook adulte (c.-à-d. le nombre total d'adultes d'une année d'éclosion donnée qui reviendront un jour, R_y) ont été traitées comme des états non observés et modélisés en fonction de l'abondance des géniteurs au cours de l'année y (S_y), en supposant une relation géniteurs-recrutement de Ricker (1954) avec une variation du processus log-normale autocorrélée en série :

$$\ln(R_y) = \ln(S_y) + \ln(\alpha) - \beta S_y + v_y \quad (\text{C.1})$$

où α est la productivité (taux de croissance intrinsèque), β est l'ampleur des effets dépendants de la densité dans l'année d'éclosion et v_y reflète la variation interannuelle de la survie de l'œuf à l'âge adulte, que nous appelons les « anomalies de recrutement ».

Cette variation est présumée suivre un processus autorégressif (coefficient de corrélation dénoté par ϕ) au fil du temps :

$$\begin{aligned} v_y &= \phi v_{y-1} + \varepsilon_y \\ \varepsilon_y &\sim \mathcal{N}(0, \sigma_R) \end{aligned} \quad (\text{C.2})$$

où ε_y reflète la partie de l'anomalie de recrutement v_y qui est temporellement indépendante (c.-à-d. le bruit blanc).

Les états de recrutement des sept premières années n'ont pas été liés aux observations de l'abondance des géniteurs dans la relation géniteurs-recrutement (équ. C.1) et ont été modélisées comme des tirages aléatoires à partir d'une distribution log-normale avec la moyenne $\ln(R_0)$ et la variance σ_R^2 .

Plutôt que d'estimer $\ln(R_0)$ comme un paramètre libre comme dans Fleischman *et al.* (2013), nous avons choisi de suivre Staton *et al.* (2020) et de fonder sa valeur sur le recrutement prévu dans des conditions d'équilibre sans exploitation $\ln(\alpha)/\beta$.

Le nombre de saumons chinooks qui sont revenus frayer l'année y à l'âge a ($a \in 4:7$) était le produit du recrutement total produit par le fraie pendant l'année d'éclosion $y - a$ et de la proportion provenant de l'année d'éclosion $y - a$ qui est revenue à l'âge a :

$$N_{y,a} = R_{y-a} p_{y-a,a} \quad (\text{C.3})$$

où $p_{y,a}$ est la probabilité qu'un poisson né au cours de l'année d'éclosion y revienne à l'âge a . Parce que nous manquons de données empiriques sur les abondances propres aux stades biologiques (p. ex. smolts, abondance de poissons de différents âges/années d'éclosion dans l'océan) à partir desquelles estimer directement les taux de maturation et la mortalité spécifique à un stade biologique, le seul but de ce modèle de probabilité de l'âge à la montaison (Équ. C.3-C.4) consiste à répartir l'abondance du recrutement total d'adultes au bon âge et à la bonne année de montaison.

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 ($1/D^2$) :

$$p_{y,a} \stackrel{\text{iid}}{\sim} \mathcal{D}(\pi(\frac{1}{D^2})) \quad (\text{C.4})$$

La remonte totale de l'année y était composée de recrutements de plusieurs années d'éclosion, comme le montre l'équ. C.3, et a été calculée comme la somme des tailles des remontes selon l'âge :

$$N_y = \sum_{a=4}^7 N_{y,a} \quad (\text{C.5})$$

Les prélèvements d'une année donnée (H_y) ont été modélisés comme le produit de la remonte totale et du taux de prélèvement (U_y) de l'année en question :

$$H_y = N_y U_y \quad (\text{C.6})$$

et l'abondance des géniteurs (S_y) a été modélisée comme la portion de N_y qui restait après le prélèvement.

$$S_y = N_y(1 - U_y) \quad (C.7)$$

C'est cette abondance de géniteurs S_y (qui est elle-même composée de poissons d'âges multiples provenant de plusieurs années d'éclosion) qui est utilisée dans l'Équ. C.1 pour produire l'abondance du recrutement à partir de la fraie pendant l'année d'éclosion y .

C.2. MODÈLE D'OBSERVATION

Nous avons supposé un coefficient de variation (CV) pour les observations des géniteurs qui était fondées sur le CV annuel dans l'estimation de l'abondance des géniteurs dérivée du modèle de reconstitution des remontes (annexe A).

On a donc supposé que l'abondance de géniteurs ($S_{obs,y}$) observée suivait une distribution log-normale, les CV étant convertis en variances log-normales selon Forbes *et al.* (2011) :

$$\sigma_{o,y}^2 = \ln(CV_y^2 + 1) \quad (C.8)$$

Il n'existe pas d'estimations directes des prélèvements par UC parce que la plupart des prélèvements se font dans le cadre de pêches à stocks mélangés dans le tronçon principal du fleuve Yukon, et ces prélèvements n'ont jamais été redistribués aux UC. Les observations des prélèvements ($H_{obs,y}$) ont donc été estimées en fonction du taux de prélèvement global du stock ($U_{obs,y}$, Connors *et al.* 2022a) et de l'abondance des géniteurs propre à l'UC :

$$H_{obs,y} = S_{obs,y}(1 - U_{obs,y})^{-1}U_{obs,y} \quad (C.9)$$

Et on a supposé que le CV était égal à celui de la variabilité conjointe de l'abondance des géniteurs et des estimations du taux de prélèvement agrégé, lesquelles ont fait l'objet d'une distribution log-normale et ont été converties en variance log-normale selon l'Équ. C.8.

La composition par âge selon l'année de montaison à l'échelle de l'UC était disponible pour les poissons passant des États-Unis au Canada la plupart du temps de 2008 à aujourd'hui, mais la taille des échantillons est petite parce que nous ne disposons pas des renseignements génétiques correspondants sur l'identification des stocks pour tous les poissons dont l'âge a été déterminé, et vice versa.

Au cours des années antérieures (c.-à-d. avant 2008), il était souvent difficile d'apparier les échantillons d'écaillés individuels utilisés pour déterminer l'âge avec des écaillés dont le matériel génétique avait été extrait, ce qui rendait peu fiable toute inférence sur la composition selon l'âge de l'UC. De plus, bien que ces sources de données fournissent des renseignements sur la composition selon l'âge du poisson avant la fraie, elles ne sont peut-être pas représentatives de la composition globale selon l'âge à la montaison parce que les pêches peuvent être sélectives selon la taille et que ces échantillons sont prélevés après le gros de la récolte.

Par conséquent, nous avons formulé l'hypothèse de simplification selon laquelle les estimations de la composition selon l'âge par année de montaison, tirées d'un modèle intégré de reconstitution des remontes et d'un modèle géniteurs-recrutement qui tient explicitement compte de la composition selon l'âge des prises et des géniteurs (Connors *et al.* 2022a), étaient une approximation raisonnable des compositions par âge propres aux UC. Nous avons estimé qu'il s'agissait d'une hypothèse raisonnable parce que la composition selon l'âge à la frontière propre à chaque UC, de 2008 à aujourd'hui, avait tendance à être très semblable d'une UC à l'autre (figure D.1).

On a supposé que ces estimations de la composition par âge par année de montaison étaient observées avec une erreur d'échantillonnage multinomiale, où l'incertitude dans les proportions selon l'âge pour une année donnée était générée en spécifiant une « taille effective de l'échantillon » (TEE) de 50 avant 2007 et de 100 par la suite. Ces TEE 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.

C.3. PRODUCTIVITÉ VARIABLE DANS LE TEMPS

Compte tenu des preuves généralisées de l'évolution de la productivité du saumon au fil du temps (Peterman and Dorner 2012; Malick and Cox 2016; Dorner *et al.* 2018), et pour comprendre les données probantes sur l'évolution de la productivité du saumon chinook du fleuve Yukon, nous avons également intégré une version du modèle décrit dans les Équ. C.1 à C.9 avec une productivité intrinsèque variable dans le temps (tableau C.1). Plus précisément, nous avons laissé le paramètre α évoluer dans le temps comme une marche aléatoire, ce qui a donné des estimations de la productivité variable dans le temps :

$$\begin{aligned}\alpha_y &= \alpha_{y-1} + \varepsilon_y \\ \varepsilon_y &\sim \mathcal{N}(0, \sigma_\alpha)\end{aligned}\tag{C.10}$$

où σ_α est l'ampleur de la variation du processus dans la productivité et où les anomalies du recrutement n'ont plus été modélisées comme autocorrélées, mais où tous les autres paramètres de l'équation C.1 sont autrement demeurés les mêmes.

Tableau C.1. Estimations des paramètres clés à partir de modèles géniteurs-recrutement alpha variables dans le temps par unité de conservation, ainsi que deux mesures de l'estimation des paramètres et de la convergence du modèle. Les estimations de β sont à l'échelle de 10 000 poissons pour faciliter la synthèse des paramètres dans le tableau. Pour α et σ_α , qui sont des paramètres variables dans le temps, les valeurs sont des moyennes des estimations de la médiane a posteriori pour chaque année ainsi que l'écart-type entre les années.

Unité de conservation	Paramètre	Moyenne (ET) ou médiane a posteriori	Taille effective de l'échantillon (N_{eff})	Mélange des chaînes ($\hat{R}$)
Big Salmon	α	1,3 (0,69)	3 990	1,001
	β	1,72	2 874	1,002
	σ_α	-0,2 (0,47)	9 153	1,000
Moyen Yukon et affluents	α	1,14 (0,71)	3 411	1,001
	β	0,63	1 958	1,002
	σ_α	-0,15 (0,57)	7 257	1,000
Nordenskiöld	α	2,06 (0,28)	4 511	1,001
	β	6,75	4 653	1,000
	σ_α	0 (0,41)	8 474	1,000
Yukon Nord et ses affluents	α	1,31 (0,9)	5 878	1,000
	β	1,41	4 139	1,001
	σ_α	-0,19 (0,59)	9 306	1,000

Unité de conservation	Paramètre	Moyenne (ET) ou médiane a posteriori	Taille effective de l'échantillon (N_{eff})	Mélange des chaînes ($\hat{R}$)
Pelly	α	0,94 (0,86)	6 300	1,000
	β	0,74	4 070	1,000
	σ_a	-0,23 (0,54)	12 058	1,000
Stewart	α	1,42 (0,63)	5 897	1,000
	β	2,76	4 625	1,001
	σ_a	-0,18 (0,46)	13 622	1,000
Cours supérieur du Yukon	α	1,23 (0,5)	5 992	1,000
	β	1,98	6 659	1,000
	σ_a	-0,14 (0,4)	10 320	1,000
White et ses affluents	α	1,07 (0,74)	5 099	1,001
	β	1,80	3 271	1,001
	σ_a	-0,14 (0,51)	8 349	1,000
Eaux d'amont du Yukon-de la Teslin	α	1,84 (0,5)	5 112	1,000
	β	2,25	3 994	1,000
	σ_a	-0,16 (0,46)	10 456	1,000

C.4. CHANGEMENT DÉMOGRAPHIQUE

Les modèles géniteurs-recrutement décrits dans la section précédente présumaient que les caractéristiques démographiques des échappées de géniteurs n'ont pas changé au fil du temps, et donc que l'efficacité de la reproduction est homogène chez les individus et est statique depuis 40 ans. Cependant, 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.* Ohlberger *et al.* 2018, 2020), ont été largement observés, ce qui laisse croire à des diminutions simultanées du taux de reproduction par tête, car les petites femelles portent de façon disproportionnée moins d'œufs d'une plus petite masse que les grandes femelles (c.-à-d. la fécondité et la masse totale des œufs sont liées de manière exponentielle à 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 considération pour établir des points de référence fondés sur la relation géniteurs-recrutement et établir des objectifs d'échappée, des recherches récentes sur le saumon chinook de la rivière Kuskokwim et du fleuve Yukon, dans l'ouest de l'Alaska, portent à croire 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 recrutement ou le rendement durable à long terme (Staton *et al.* 2021). 2021; Connors *et al.* 2022a). En outre, les analyses de simulation portent à croire que le fait de tenir compte des conséquences du déclin de la « qualité des échappées » dans la gestion des pêches (par l'entremise des points de référence) peut réduire les risques liés à la conservation par rapport aux cadres d'évaluation qui ne tiennent pas compte des changements démographiques (Ohlberger *et al.* 2025).

Pour évaluer les conséquences potentielles des changements dans la qualité des échappées au fil du temps (que nous avons opérationnalisées en tant que 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 de la masse totale des œufs.

Nous avons choisi de mettre l'accent sur la masse totale des œufs plutôt que sur les œufs parce qu'elle était étroitement corrélée avec la teneur en énergie des œufs (Ohlberger *et al.* 2020) et pourrait être un meilleur indicateur du taux de reproduction des femelles que le nombre d'œufs. Les grandes femelles produisent non seulement plus d'œufs, mais aussi de plus gros œufs comparativement aux petites femelles (Ohlberger *et al.* 2020).

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 tourniquets à poissons (avant 2007) et, plus récemment, selon la pêche d'essai au filet maillant à mailles multiples, près de la frontière entre les États-Unis et le Canada (AYK Database Management System de l'Alaska Department of Fish and Game). Ces données ont été corrigées pour tenir compte de la sélectivité des tailles connues des tourniquets à poissons au moyen de la méthode de sélectivité des longueurs décrite dans Hamazaki (2018). La relation allométrique entre la taille des saumons chinooks femelles et la masse totale des œufs que nous avons supposée était fondée sur 140 échantillons de poissons femelles avec des mesures appariées de longueur (du milieu de l'œil à la queue), le nombre d'œufs et la masse d'œufs (ovaire), d'après les prélèvements effectués dans la pêche d'essai au filet maillant entre 2008 et 2010 (Ohlberger *et al.* 2020).

Grâce à cette autre mesure du potentiel de reproduction, nous réaménageons nos modèles géniteurs-recrutement en remplaçant le paramètre d'abondance des géniteurs (S_y) dans l'Équ. C.1 avec :

$$Z_{m,y} = \sum_a S_y \cdot q_{y,a} \cdot w_{em,y,a} \quad (\text{C.11})$$

où $Z_{m,y}$ est la masse totale des œufs *em* pour l'année, S_y est l'abondance totale des géniteurs pour l'année, $q_{y,a}$ est la proportion de femelles selon l'année et l'âge, et $w_{em,y,a}$ est la masse moyenne totale des œufs (*em*) par individu pour chaque année (*y*) et âge (*a*) (tableau C.2).

Ce modèle repose sur plusieurs hypothèses clés, notamment que le taux de reproduction total est limité par les femelles et que l'abondance des mâles est toujours suffisante pour féconder tous les œufs (Staton *et al.* 2021).

Nous croyons qu'il s'agissait d'hypothèses raisonnables pour l'éventail des abondances des géniteurs observées, et à l'échelle à laquelle nous modélisons la dynamique géniteurs-recrutement, bien qu'à très faible abondance et dans de petites populations, l'abondance des mâles limitera aussi probablement le taux de reproduction. Le modèle suppose également que la masse d'œufs donne un indice approprié des effets de la densité à l'intérieur du stock, tandis que le nombre total de géniteurs (mâles et femelles) contribue aux effets de la densité dans la formulation du modèle de base. Pour ces raisons, en plus de l'hypothèse nécessaire selon laquelle l'âge, la taille et la composition par sexe à la frontière constituent une approximation raisonnable des caractéristiques démographiques à l'échelle de l'UC, nous considérons que ces modèles démographiques sont exploratoires et encourageons une plus grande prise en considération des conséquences qui pourraient contredire ces hypothèses dans des analyses futures.

Tableau C.2. Estimations des principaux paramètres de la relation masse d'œufs-recrutement par unité de conservation, ainsi que deux mesures de l'estimation des paramètres et de la convergence du modèle. Les estimations de β sont à l'échelle de 10 000 poissons pour faciliter la synthèse des paramètres dans le tableau.

Unité de conservation	Paramètre	Médiane (95 ^e centile)	Taille effective de l'échantillon (n_{eff})	Mélange des chaînes ($\hat{R}$)
Big Salmon	α	0,005 (0,00027, 0,02)	888	1,001
	β	0,003 (0,0014, 0,0046)	887	1,004
	ϕ	0,87 (0,56, 0,99)	1 434	1,001
Moyen Yukon et ses affluents	α	0,0046 (0,00047, 0,016)	1 774	1,000
	β	0,00093 (0,00038, 0,0016)	3 012	1,000
	ϕ	0,8 (0,49, 0,99)	2 029	1,001
Nordenskiöld	α	0,017 (0,0093, 0,03)	765	1,004
	β	0,015 (0,011, 0,019)	4 782	1,000
	ϕ	0,26 (-0,068, 0,72)	1 371	1,000
Yukon Nord et ses affluents	α	0,0038 (0,00029, 0,017)	1 397	1,000
	β	0,0019 (0,0012, 0,0026)	5 012	1,001
	ϕ	0,87 (0,66, 0,99)	2 191	1,000
Pelly	α	0,0035 (0,00021, 0,016)	1 085	1,003
	β	0,0014 (0,00079, 0,002)	2 883	1,000
	ϕ	0,89 (0,63, 0,99)	2 025	1,001
Stewart	α	0,0061 (0,0008, 0,018)	953	1,000
	β	0,0044 (0,0017, 0,0071)	2 109	1,000
	ϕ	0,73 (0,37, 0,97)	1 729	1,003
Cours supérieur du Yukon	α	0,0059 (0,0024, 0,011)	1 105	1,003
	β	0,0029 (0,0017, 0,0042)	3 994	1,000
	ϕ	0,46 (0,036, 0,88)	1 067	1,005
White et ses affluents	α	0,0047 (0,0004, 0,022)	1 103	1,000
	β	0,0028 (0,0015, 0,0042)	2 925	1,001
	ϕ	0,85 (0,54, 0,99)	2 349	1,000
Eaux d'amont du Yukon-de la Teslin	α	0,0067 (0,0011, 0,019)	1 211	1,002
	β	0,0026 (0,0011, 0,0042)	2 358	1,001
	ϕ	0,74 (0,39, 0,98)	1 978	1,001

C.5. AJUSTEMENT ET DIAGNOSTICS DU MODÈLE

Nous avons intégré le modèle géniteurs-recrutement dans un cadre d'estimation bayésien avec Stan (Carpenter *et al.* 2017; Stan Development Team 2023) qui met en œuvre l'algorithme hamiltonien de demi-tour interdit de la méthode de Monte Carlo par chaînes de Markov (MCCM; Hoffman and Gelman 2014) pour l'inférence statistique bayésienne afin de générer la distribution de probabilité a posteriori conjointe de toutes les inconnues du modèle. Les valeurs a priori étaient généralement non informatives ou peu informatives et sont résumées dans le tableau C.3.

Nous avons échantillonné 4 chaînes avec 3000 itérations chacune et éliminé les 1000 premières comme rodage. Nous avons évalué la convergence des chaînes visuellement au moyen de tracés et en nous assurant que $\hat{R}$ (facteur de réduction d'échelle potentiel; Vehtari *et al.* 2021) était généralement inférieur à 1,1 et que la taille effective de l'échantillon était supérieure à 400, ou 10 % des itérations. Nous avons aussi utilisé des contrôles prédictifs a posteriori pour nous assurer que le modèle renvoyait des données similaires aux données utilisées pour ajuster les paramètres. Un résumé des diagnostics de modèles est disponible en ligne [ici](#). La plupart des modèles avaient des paramètres avancés qui étaient bien estimés, mais le modèle stationnaire géniteurs-recrutement adapté aux données de l'UC de Teslin avait une taille d'échantillon relativement faible, ce qui porte à croire que les échantillons postérieurs n'étaient pas bien mélangés avec une autocorrélation élevée. Cela s'explique probablement par la forte tendance temporelle des résidus du recrutement, comme en témoignent les tailles d'échantillons très efficaces du modèle qui ont permis une variation de la productivité intrinsèque au fil du temps.

Tableau C.3. Distributions de probabilité a priori pour les paramètres du modèle principal géniteurs-recrutement. Il convient de mentionner que le modèle masse d'œufs-recrutement partageait les mêmes distributions a priori, sauf $\ln(\alpha)$ qui a reçu une valeur à priori de $\sim N(-6, 2)$ avec des limites $[-10, 5]$ parce que le paramètre était sur l'échelle des grammes et non des poissons individuels.

Paramètre	Valeurs a priori	Limites	Description
$\ln(\alpha)$	$\sim N(1, 2)$	$[0, \text{inf}]$	Log naturel du taux de croissance intrinsèque.
β	$\sim N(0, 1)$	$[0, \text{inf}]$	Ampleur de la dépendance à la densité dans l'année d'éclosion.
ϕ	$\sim U(-1, 1)$	$[-1, 1]$	Corrélation avec décalage de 1 dans la variation interannuelle de la survie.
σ_R	$\sim N(0, 2)$	$[0, \text{inf}]$	Écart type du processus de bruit blanc dans la survie.
$\ln(R_0)$	$\sim N(0, 20)$	$[0, \text{inf}]$	Log naturel du recrutement non observé dans la première année du modèle de processus.
σ_{R0}	$\sim \text{Inv} - \text{Gamma}(2, 1)$	$[0, \text{inf}]$	Écart type dans le recrutement non observé dans la première année du modèle de processus.
π	$\sim \text{Dir}(0.25, 0.25, 0.25, 0.25)$	–	Probabilité de la maturation moyenne selon l'âge pour les âges 4 à 7.
D	$\sim \text{Beta}(1, 1)$	–	Paramètre de dispersion qui régit la variabilité des probabilités de maturation selon l'âge d'une cohorte à l'autre.

C.6. POINTS DE RÉFÉRENCE BIOLOGIQUES

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 des géniteurs prévue pour maximiser le rendement durable à long terme dans des conditions d'équilibre (G_{RMD}) a été calculée comme suit :

$$G_{RMD} = 1 - W(e^{1-\ln(\alpha)})/\beta \quad (C.12)$$

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

L'abondance des géniteurs devant permettre au stock de se reconstituer jusqu'au G_{RMD} en une génération en l'absence de pêche (G_{gen} [S_{gen} dans l'équation ci-dessous]; Holt 2009), souvent utilisée comme point de référence biologique inférieur pour les UC dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage, a été résolue numériquement selon l'équation suivante :

$$G_{RMD} = S_{gen}\alpha e^{-\beta S_{gen}} \quad (C.13)$$

L'abondance de géniteurs devant maximiser le recrutement à long terme dans des conditions d'équilibre (G_{NMR} [S_{MSR} dans l'équation ci-dessous], aussi communément appelée G_{MAX}) a été estimée comme suit :

$$S_{MSR} = \frac{1}{\beta} \quad (C.14)$$

L'abondance des géniteurs à l'équilibre (G_{eq} [S_{eq} dans l'équation ci-dessous]), où les recrues remplacent exactement les géniteurs, a été estimée comme suit :

$$S_{eq} = \ln(\alpha)/\beta \quad (C.15)$$

Le taux de capture devant mener au rendement maximal durable (U_{RMD} [U_{MSY} dans l'équation ci-dessous]) a été calculé selon la solution proposée par Scheuerell (2016) comme suit :

$$U_{MSY} = 1 - W(e^{1-\ln(\alpha)}) \quad (C.16)$$

Pour dériver des repères biologiques à partir des modèles masse d'œufs-recrutement, nous avons utilisé l'algorithme du rendement par recrue décrit dans Staton *et al.* (2021). Plus précisément, nous avons calculé le taux de reproduction par recrue (z_{PR}) selon la mortalité par pêche F en fonction de l'âge et du sexe (i) - taux de reproduction spécifique ($z_{i,j}$) dans un bloc temporel donné (j) pondérée par la probabilité de montaison selon l'âge et le sexe dans ce bloc temporel ($\omega_{i,j}$) et la probabilité d'échapper à la pêche ($1 - U_{i,j}$) :

$$z_{PR,j} = \sum_i (1 - U_{i,j}) z_{i,j} \omega_{i,j} \quad (C.17)$$

où $U_{i,j} = 1 - \exp(-F)$ en supposant que tous les âges et tous les sexes étaient également vulnérables à la pêche, et le bloc de temps j était soit la première génération (1985 à 1990), toutes les années (1985 à 2024) ou la dernière génération (2019 à 2024) des géniteurs observés. Nous pourrions ensuite calculer le recrutement d'équilibre comme suit :

$$R_{eq,j} = \frac{\log(\alpha z_{PR,j})}{\beta z_{PR,j}} \quad (C.18)$$

Une fois l'échelle de la population d'équilibre pêchée à F obtenue auprès de l'équ. C.18, nous avons calculé la remonte totale, les prélèvements et l'échappée de géniteurs selon l'âge ou le sexe :

$$\begin{aligned} N_{eq,i,j} &= R_{eq,j} \omega_{i,j} \\ H_{eq,i,j} &= N_{eq,j} U_{i,j} \\ S_{eq,i,j} &= N_{eq,j} (1 - U_{i,j}) \end{aligned} \quad (C.19)$$

et calculé les totaux pour les prélèvements et l'échappée de géniteurs en faisant la somme des âges et des sexes.

Nous avons ensuite traité $H_{eq,i,j}$ ou $R_{eq,i,j}$ comme la valeur objective à maximiser au moyen d'une recherche numérique itérative sur la quantité F pour estimer les références biologiques démographiques $G_{RMD,j}$ ou $G_{NMR,j}$ pour une période donnée, respectivement.

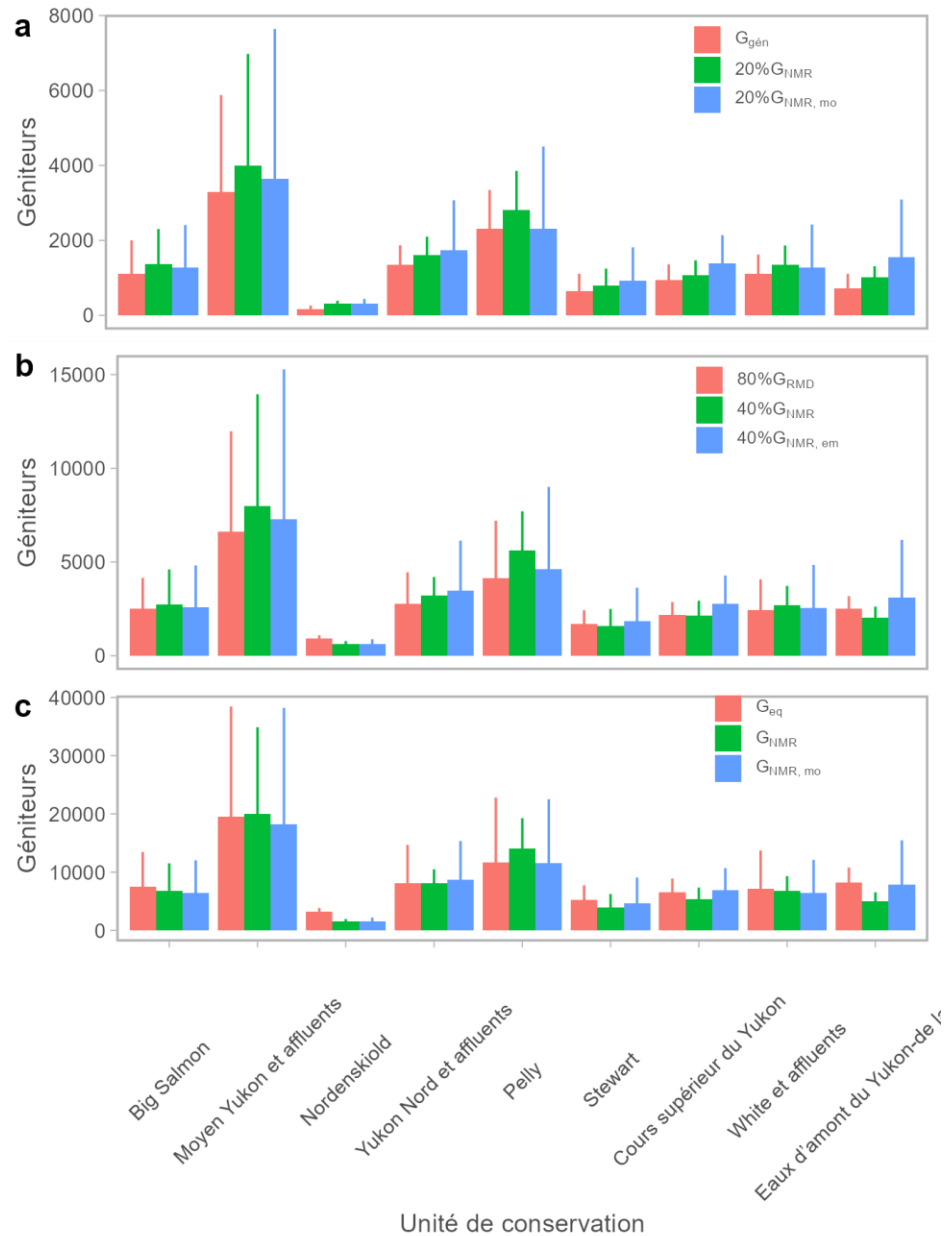


Figure C.1. Comparaison des nouveaux points de référence biologiques a) inférieurs et b) supérieurs ainsi que des c) estimations des remontes maximales (G_{NMR}) ou de la taille de la population à l'équilibre (G_{eq}) de l'ensemble des UC. La valeur numérique dans les légendes fait référence à un pourcentage du point de référence, et celles qui portent la mention « masse d'œufs » sont dérivées d'analyses qui tiennent compte des changements démographiques et sont fondées sur les caractéristiques démographiques observées au cours de la dernière génération (2019 à 2024). Les barres sont des médianes et les moustaches sont les 95^e centiles supérieurs. Il convient de noter que dans les cas où la productivité intrinsèque d'une UC est inférieure à environ 2,7 recrues par géniteur, la taille de la population à l'équilibre (G_{eq}) est atteinte lorsque l'abondance des géniteurs est plus faible que celle associée au nombre maximal de recrues (G_{NMR}).

ANNEXE D. ANALYSES DE SENSIBILITÉ

D.1. COMPOSITION SELON L'ÂGE

Notre analyse de la dynamique de recrutement des géniteurs de l'UC a permis d'établir l'hypothèse de simplification selon laquelle les estimations de la composition par âge par année de montaison, tirées d'un modèle agrégé de reconstitution des remontes et d'un modèle géniteurs-recrutement qui tient compte explicitement de la composition par âge dans les prises et les géniteurs (Connors *et al.* 2022a), étaient une approximation raisonnable des compositions par âge propres à l'UC. Nous avons fait cette hypothèse parce que les renseignements sur la composition selon l'âge à l'échelle de l'UC n'étaient pas disponibles parce que les échantillons individuels prélevés sur des poissons à la frontière pour des analyses génétiques, et les échantillons prélevés pour déterminer leur âge, ne pouvaient être appariés de façon fiable pour de nombreuses années.

Cependant, les années où les échantillons visant à établir l'âge et les échantillons génétiques pourraient être couplés permettent un examen qualitatif de la mesure dans laquelle cette hypothèse de simplification pourrait être contredite. Pour les années où il y avait 1 000 échantillons génétiques et d'âge couplés ou plus, nous avons comparé les proportions selon l'âge par UC (figure D.1). Ces comparaisons illustrent que, bien que la composition selon l'âge diffère d'une UC à l'autre au cours de certaines années, elle était généralement semblable d'une UC à l'autre au cours des dernières années et il n'y avait aucune preuve d'une surreprésentation ou d'une sous-représentation constante des classes d'âge propres à une UC donnée. L'UC de Nordenskiöld, qui a connu des années où la composition par âge était très différente, fait exception à cette règle, bien que nous mettions en garde contre une interprétation excessive de cette tendance parce qu'il s'agit de la plus petite UC et qu'elle fournissait souvent 10 échantillons ou moins au cours d'une année donnée.

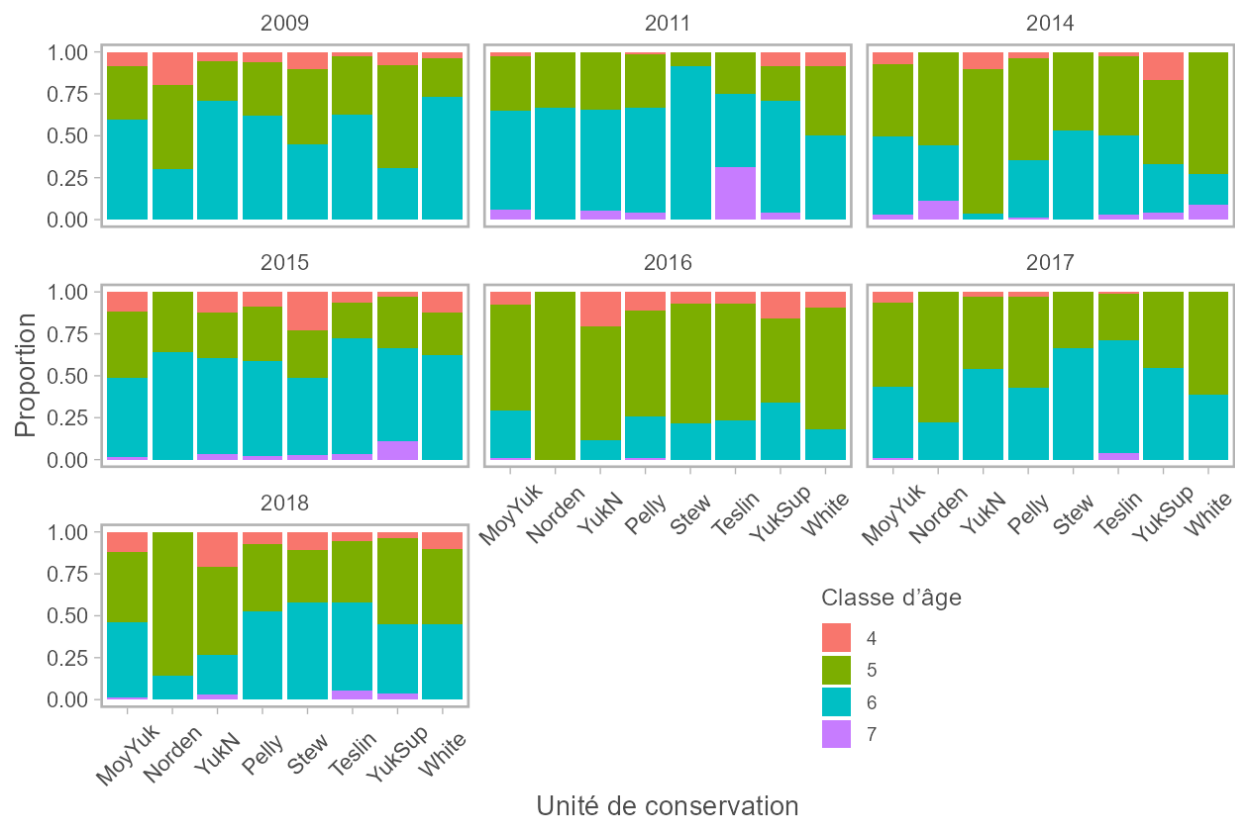


Figure D.1. Composition selon l'âge du saumon chinook échantillonné à la frontière canado-américaine, par unité de conservation.

En plus de la comparaison de la composition selon l'âge des groupes de stocks et à l'échelle des UC à la frontière, nous avons également comparé la composition selon l'âge du groupe de stock à celle du ruisseau Blind (UC de Pelly) d'après des échantillons prélevés sur des poissons dans les frayères. Cette comparaison nous a permis d'évaluer qualitativement la mesure dans laquelle les estimations de la composition selon l'âge à la frontière du groupe de stocks constituaient une approximation raisonnable de la composition selon l'âge dans les frayères. Cette comparaison fait ressortir que pour les années où une comparaison a pu être faite, il y avait un accord raisonnable entre les deux sources de données sur la composition selon l'âge.

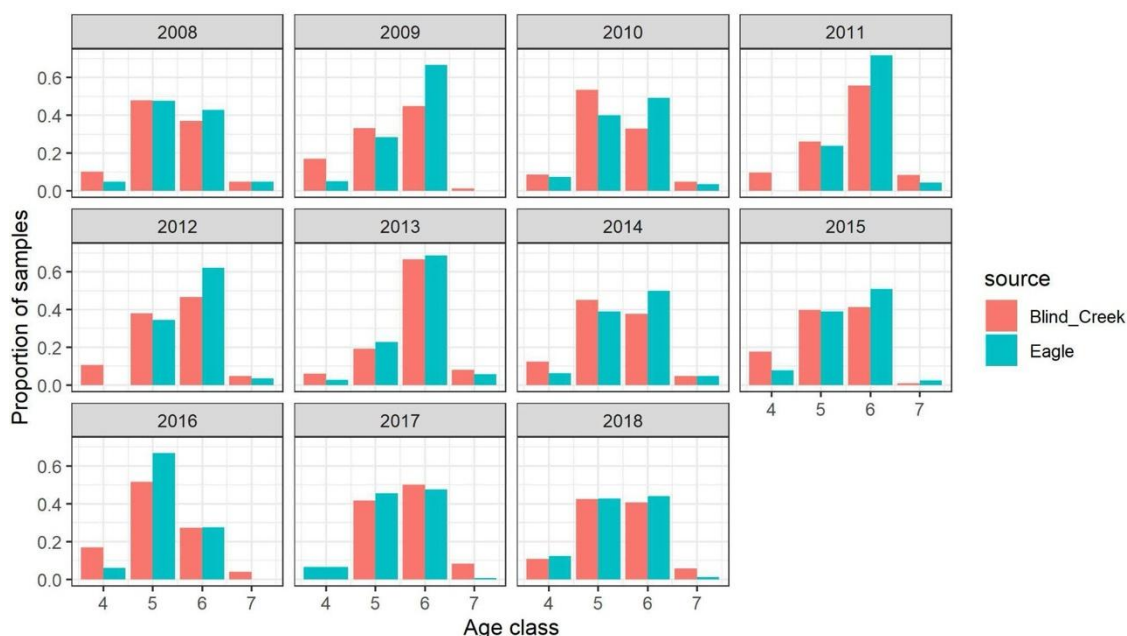


Figure D.2. Composition selon l'âge du saumon chinook échantillonné à la fascine dans le ruisseau Blind (dans l'UC de Pelly) et ceux échantillonnés à la frontière canado-américaine.

D.2. VULNÉRABILITÉ À LA PÊCHE

Nos reconstitutions des prises à l'échelle de l'UC, ainsi que la modélisation subséquente de la dynamique des populations et l'estimation des points de référence biologiques, reposaient sur l'hypothèse selon laquelle toutes les UC ont historiquement connu les mêmes taux de prélèvement. Bien qu'il s'agisse d'une hypothèse nécessaire en raison de l'absence d'attribution génétique régulière aux UC des poissons échantillonnés dans les pêches, une étude pluriannuelle de la composition génétique du poisson pêché dans la partie alaskienne du fleuve Yukon au milieu ou à la fin des années 2000 nous a permis d'examiner qualitativement cette hypothèse. De 2005 à 2010, des échantillons de saumon chinook ont été prélevés dans le cadre de pêches commerciales et de subsistance dans la partie alaskienne du fleuve Yukon, et des estimations de la composition génétique des stocks ont été obtenues pour les groupes de stocks qui comprenaient soit des UC individuelles, soit des groupes d'UC (p. ex. DeCovich and Howard 2011). Pour chaque année et district fluvial, nous avons calculé les prises par groupe d'UC comme étant le produit des prélèvements totaux de saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne et de la composition du groupe d'UC (C.9). Nous avons ensuite additionné ces estimations pour l'ensemble des districts afin de calculer la composition totale du groupe d'UC pour le saumon chinook du fleuve Yukon d'origine canadienne pêché en Alaska pour une année donnée, puis nous l'avons comparée aux estimations de la composition du groupe d'UC à la frontière canado-américaine en fonction des reconstitutions du passage frontalier décrites dans le présent document (annexe B).

Pour les quelques années où l'échantillonnage génétique des prises en Alaska a permis de comparer la composition des UC pour le passage à la frontière et la pêche, il n'y avait aucune preuve d'une surreprésentation ni d'une sous-représentation constante des UC individuelles dans la pêche en Alaska. Cependant, certaines années pour certains groupes d'UC il y avait des différences qualitatives dans la représentation (figure D.3). Cela donne à penser que, dans l'ensemble, au fil des années pour lesquelles on disposait de données, les UC étaient généralement aussi vulnérables aux pêches en Alaska.

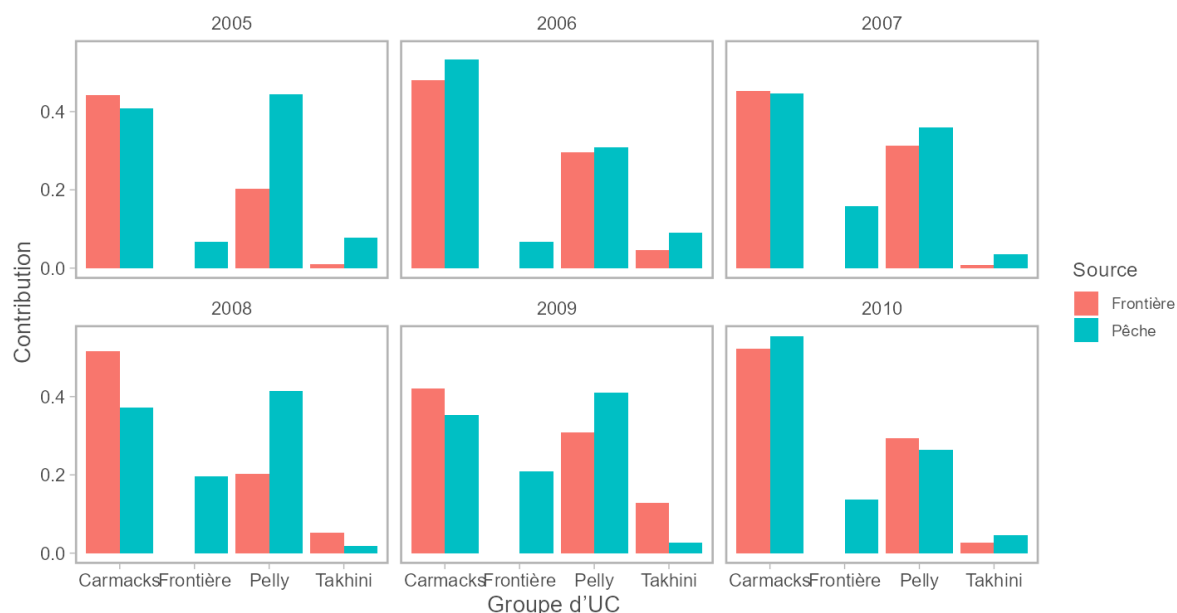


Figure D.3. Composition des groupes d'unité de conservation du saumon chinook échantillonnés dans les pêches commerciales et de subsistance en Alaska (« pêche ») et des poissons échantillonnés dans les pêches d'essai à la frontière canado-américaine (« frontière »). Les groupe d'UC « frontière » comprend les UC du Yukon Nord et de la rivière White et ses affluents, le groupe « Pelly » comprend les UC Pelly et Stewart, le groupe « Carmacks » comprend les UC Nordenskiöld, moyen Yukon, Big Salmon et Teslin, et le groupe « Takhini » comprend l'UC du cours supérieur du Yukon.

ANNEXE E. ÉVALUATION RAPIDE DE L'ÉTAT SELON LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE

Voir le document à l'appui : « POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES ET RÉSUMÉ DE
L'ÉVALUATION RAPIDE DE L'ÉTAT SELON LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON
SAUVAGE : UNITÉS DE GESTION DES STOCKS DE SAUMON CHINOOK DU FLEUVE
YUKON ET DE LA RIVIÈRE PORCUPINE ».

ANNEXE F. ENVIRONNEMENT INFORMATIQUE

Le présent document se veut transparent et reproductible. L'ensemble des données et du code permettant de reproduire l'analyse présentée dans le rapport et d'en générer le contenu est archivé dans [Connors et al. 2025](#).

La trousse « renv » (Ushey and Wickham 2025) dans le fichier [« renv.lock »](#) contient des liens vers les trousseaux, versions et dépendances R nécessaires pour recréer notre analyse et nos documents. Ceci assure une reproductibilité totale en permettant à d'autres de recréer l'environnement R où les analyses présentées dans ce document ont été exécutées.