



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 2026/020

Région du Pacifique

Évaluation du stock de saumon chinook (*Oncorhynchus Tshawytscha*) d'origine naturelle de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2024

Nicholas Brown¹, Carrie Holt¹, James R. Irvine¹, Wilf Luedke¹, Diana McHugh¹ et Michael Thom²

¹ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

²Pêches et Océans Canada
401, rue Burrard
Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S4

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, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2026

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-98534-3 N° cat. Fs70-5/2026-020F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Brown, N., Holt, C., Irvine, J.R., Luedke, W., McHugh, D., et Thom, M. 2026. Évaluation du stock de saumon chinook (*Oncorhynchus Tshawytscha*) d'origine naturelle de la côte ouest de l'île de Vancouver de 2024. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/020. xix + 193 p.

Also available in English :

Brown, N., Holt, C., Irvine, J.R., Luedke, W., McHugh, D., and Thom, M. 2026. West Coast of Vancouver Island Natural-Origin Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Stock Assessment in 2024. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/020. xvi + 167 p.

TABLE DES MATIÈRES

ACRONYMES.....	xv
GLOSSAIRE	xvii
RÉSUMÉ.....	xix
1. INTRODUCTION	1
1.1. OBJECTIFS	2
1.2. DROITS ET CONTEXTE DES PREMIÈRES NATIONS.....	3
1.3. CONTEXTE SOCIO-ÉCONOMIQUE ET APERÇU DES PÊCHES	4
1.3.1. Traité sur le saumon du Pacifique.....	5
1.3.2. Gestion des pêches à l'échelle nationale.....	6
2. SOURCES DE DONNÉES ET CADRE D'ÉVALUATION	7
2.1. ESTIMATIONS DES GÉNITEURS	8
2.2. PRISES DANS LA PÊCHE	11
2.2.1. Échantillonnage et analyse des micromarques magnétisées codées.....	11
2.2.2. Surveillance des prises dans les pêches terminales.....	12
2.3. ÉCHANTILLONNAGE BIOLOGIQUE	13
2.4. CADRE ANALYTIQUE.....	14
2.4.1. Reconstitution des remontes.....	14
2.4.2. Analyses de la cohorte et du taux d'exploitation	14
2.4.3. Prévisions annuelles de l'abondance.....	14
2.4.4. Analyse stock-recrutement.....	15
2.5. DONNÉES ENVIRONNEMENTALES.....	16
3. BIOLOGIE ET STRUCTURE DU STOCK	16
3.1. ABONDANCE GLOBALE DE L'UGS.....	18
3.2. STRUCTURE DU STOCK	19
3.3. BIOLOGIE ET CYCLE BIOLOGIQUE.....	21
3.3.1. Remontes d'adultes et montaison.....	23
3.3.2. Fraie.....	26
3.3.3. Stades biologiques des œufs et des alevins vésiculés	27
3.3.4. Croissance et émigration en eau douce.....	29
3.3.5. Effets à long terme du stade d'alevin aux stades biologiques ultérieurs.....	35
3.3.6. Taux de survie en mer	37
3.3.7. Croissance proche du littoral et première année en mer	41
3.3.8. Migration vers le nord et résidence en mer.....	41
3.3.9. Migration de montaison.....	43
3.4. TABLEAUX DU CYCLE BIOLOGIQUE PARAMÉTRÉS.....	44
3.4.1. Saumon chinook de la rivière Sarita (baie Barkley)	44
3.4.2. Saumon chinook de la rivière Moyeha (baie Clayoquot).....	48
3.4.3. Saumon chinook de la rivière Kaouk (baie Kyuquot)	51

3.5. RÉSUMÉ DE LA BIOLOGIE	53
4. POINTS DE RÉFÉRENCE DES STOCKS	55
4.1. MÉTHODES DE CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE.....	55
4.2. POINTS DE RÉFÉRENCE À L'ÉCHELLE DE LA POPULATION	62
4.3. ÉLABORATION DE POINTS DE RÉFÉRENCE À L'ÉCHELLE DE L'UGS.....	65
4.3.1. Points de référence limites (PRL) potentiels	65
4.3.2. Points de référence supérieurs du stock (PRS) potentiels.....	67
4.3.3. Taux d'exploitation de référence (TER) potentiels	70
4.3.4. Points de référence cibles (PRC) potentiels	71
4.3.5. Incertitudes.....	76
4.4. POINTS DE RÉFÉRENCE SUPPLÉMENTAIRES OU DE RECHANGE.....	80
4.4.1. Point de référence pour l'influence des écloséries.....	80
4.4.2. Points de référence démographiques	81
4.4.3. Répartition des points de référence de l'abondance.....	82
4.5. CIBLES DE SURVIE ET DE RÉTABLISSEMENT DES ESPÈCES EN PÉRIL	82
4.6. RÉSUMÉ DES POINTS DE RÉFÉRENCE.....	86
5. ÉTAT DU STOCK	88
5.1. CONTEXTE.....	88
5.2. ABONDANCE PAR RAPPORT AU PRL DE L'ÉTAT DES UC	90
5.3. ÉTAT FONDÉ LES POINTS DE RÉFÉRENCE SUR L'ABONDANCE AGRÉGÉE	90
5.4. ÉTAT DE L'INFLUENCE GÉNÉTIQUE ET DE LA DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE EN ÉCLOSERIE.....	95
5.5. ÉTAT EN RAISON DU DÉCLIN DU NOMBRE D'ŒUFS DE SAUMONS EN MONTAISON	99
5.6. RÉSUMÉ DE L'ÉTAT	103
6. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTIVITÉ DES STOCKS	104
6.1. ÉVALUATION DES CAUSES PROBABLES DU DÉCLIN	105
6.2. PÊCHE.....	107
6.3. ÉCLOSERIES ET POISSONS D'ÉCLOSERIE.....	110
6.4. HABITAT PHYSIQUE EN EAU DOUCE DANS LES ESTUAIRES.....	113
6.5. CHANGEMENTS ÉCOLOGIQUES DANS L'ÉCOSYSTÈME MARIN	115
6.6. PRÉDATION	116
6.7. EFFETS LIÉS AU CLIMAT	117
6.8. RÉSUMÉ DES FACTEURS LIMITATIFS.....	118
7. TRAJECTOIRE ATTENDUE DE LA POPULATION	118
8. RÉSUMÉ DU RAPPORT	120
8.1. BIOLOGIE, STRUCTURE ET CYCLE DE VIE DU STOCK.....	120
8.2. POINTS DE RÉFÉRENCE POTENTIELS	121
8.3. ÉTAT DU STOCK ET TENDANCES.....	121
8.4. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTIVITÉ DU SAUMON CHINOOK D'ORIGINE NATURELLE ET CONTRIBUANT À SON DÉCLIN	122

8.4.1. Exploitation des pêches	122
8.4.2. Saumons d'écloserie et effets des écloséries	123
8.4.3. Modification de l'habitat dulcicole et estuarien	123
8.4.4. Changements dans l'écosystème et le climat marins	124
8.4.5. Fondements des changements démographiques	124
9. OPTIONS D'ATTÉNUATION ET RECOMMANDATIONS	125
9.1. EXPLOITATION DES PÊCHES	125
9.2. ÉCLOSERIES	126
9.3. HABITAT DULCICOLE	128
9.4. HABITAT ESTUARIEN ET LITTORAL MARIN	128
9.5. PRÉDATION	129
9.6. ÉCOSYSTÈME OCÉANIQUE	129
9.7. COLLABORATION ACCRUE DANS LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES D'ATTÉNUATION	130
10. RECOMMANDATIONS POUR AMÉLIORER LES CONNAISSANCES ET LA COMPRÉHENSION	130
11. REMERCIEMENTS	132
12. RÉFÉRENCES CITÉES	133
ANNEXE A. DONNÉES ET AJUSTEMENTS DU MODÈLE POUR LES ANALYSES DU RECRUTEMENT DES GÉNITEURS SUR LES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DE LA RECONSTITUTION DES REMONTES	143
A.1. DONNÉES	143
A.2. RÉSULTATS	143
A.3. TRAVAUX FUTURS	148
A.4. RÉFÉRENCES	149
ANNEXE B. TEXTE JUSTIFICATIF ET GRAPHIQUES POUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE	150
B.1. PÉNALITÉS DE VRAISEMBLANCE POUR LE MODÈLE INTÉGRÉ DES SUPERFICIES ACCESSIBLES DES BASSINS VERSANTS	150
ANNEXE C. TABLEAUX DE DONNÉES JUSTIFICATIVES	155
C.1. RÉFÉRENCES	176
ANNEXE D. SOMMAIRE DE L'ÉTAT RAPIDE ET PRL DE L'ÉTAT DES UC DE LA POLITIQUE SUR LE SAUMON SAUVAGE	177
D.1. CONTEXTE : TERMINOLOGIE ET PRINCIPES CLÉS DE L'ALGORITHME D'ÉTAT RAPIDE	177
D.1.1. Terminologie clé	177
D.1.2. Principes de l'algorithme d'état rapide	177
D.2. DONNÉES	177
D.3. SOMMAIRE DE L'ÉTAT RAPIDE	180
D.3.1. État du PRL de l'UGS fondé sur l'état rapide de la PSS	180
D.4. RÉFÉRENCES	191

ANNEXE E. TABLEAU DE CONCORDANCE DES ÉLÉMENTS DE L'ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT (EPR).....	193
--	-----

LISTE DES TABLES

Tableau 3.1. Description des stades du cycle vital du saumon chinook de la COIV par unité d'écosystème.	23
Tableau 3.2. Points de référence biologiques ($G_{\text{gén}}$, G_{RMD} , G_{REMP}) pour trois niveaux de productivité, par exemple les populations de saumon chinook.	44
Tableau 4.1. Valeurs médianes de $G_{\text{gén}}$, de G_{RMD} et de G_{REMP} pour 17 bassins versants indicateurs clés des échappées dérivés du modèle intégré des superficies des bassins versants, selon trois hypothèses de productivité différentes : productivité faible selon le modèle du cycle biologique (CB), productivité modérée selon la reconstitution des remontes (RR) des montaisons en zone terminale dans les zones clés de la COIV, et Parken (P) selon l'application des méthodes de Parken et al. (2006).	64
Tableau 4.2. Paramètres de stock-recrutement appliqués dans l'analyse du compromis à l'équilibre. Les valeurs de la productivité moyenne ont été obtenues à partir des données de reconstitution des remontes et sont énumérées dans le tableau 10 de Holt et al. (2023b). L'écart-type de la productivité a été dérivé du modèle du cycle biologique, qui était plus important que l'incertitude statistique dans la reconstitution des remontes.	68
Tableau 4.3. Populations comprises dans l'estimation des points de référence de l'abondance agrégée avec l'abondance moyenne des géniteurs et la proportion moyenne de géniteurs d'origine naturelle (pGON) selon les analyses disponibles du marquage thermique (dénombrements = années échantillonnées), sur 3 générations (période de 12 ans) de 1999 à 2010 et de 2011 à 2022. La désignation est basée sur Withler et al. (2018).	78
Tableau 4.4. Tiré du document de Withler et al. (2018). Désignations pour les populations de saumon individuelles pour lesquelles le degré d'influence des programmes d'écloserie intégrés et les lignes directrices génétiques proposées pour la gestion de la production d'écloserie varient. Il convient de noter que les désignations C à E ne s'appliquent qu'aux populations qui font l'objet d'une mise en valeur directe.	80
Tableau 4.5. Cibles de survie et de rétablissement potentielles pour l'UD 24, ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud) et l'UD 25, ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot), y compris les populations qui sont considérées comme « intégrées-écloserie » et « intégrées-sauvages » (Bedwell, Megin, Moyeha pour l'UD 24 et Artlish, Kaouk et Tahsish pour l'UD 25). Les seuils d'abondance et de tendance doivent être atteints pour que les cibles soient atteintes.	85
Tableau 4.6. Résumé des points de référence potentiels présentés aux fins de l'établissement de points de référence finaux.	87
Tableau 5.1. Résultats de l'évaluation d'état pour quatre regroupements différents des populations de la COIV, tous destinés à représenter l'UGS. Les regroupements varient de 100 % à 7 % de l'abondance moyenne des reproducteurs sur 12 ans (2012-2023). Il convient de noter que les géniteurs d'écloserie et d'origine naturelle sont confondus dans l'abondance estimée des géniteurs et que ces attributions d'état sont donc inappropriées pour le saumon chinook d'origine naturelle.	91
Tableau 5.2. Résultats de l'évaluation d'état pour deux regroupements de populations de la COIV qui ont des séries chronologiques fiables d'estimations des géniteurs et certaines données disponibles pour estimer les captures aléatoires. Il convient de noter que les estimations des géniteurs naturels sont ici conjecturales et ne sont fournies que pour démontrer l'incidence potentielle de l'inclusion des géniteurs d'écloserie dans l'évaluation de l'état des regroupements par rapport aux points de référence fondés sur l'abondance.	92

Tableau 5.3. Résultats de l'évaluation de l'état de quatre regroupements de populations par unité de conservation (UC). L'évaluation portait sur l'abondance moyenne des géniteurs sur 12 ans (2012 à 2023) par rapport au modèle du cycle biologique et ses valeurs de $G_{\text{gén}}$ et de 85 % de G_{RMD} . Il convient de noter que les géniteurs d'écloserie et d'origine naturelle sont confondus dans l'abondance estimée des géniteurs et que ces attributions d'état sont donc inappropriées pour le saumon chinook d'origine naturelle.....	94
Tableau 6.1. Résumé des facteurs limitatifs les plus importants qui influent sur la survie du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV au cours des principaux stades biologiques, déterminés lors d'ateliers d'évaluation des risques en eau douce et en mer.	105

LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1. Distribution du taux d'exploitation par année civile (TEAC), incluant les mortalités accidentelles, entre les principales pêches préterminales canadiennes et américaines. Dans la légende, « NC.-B. » et « SC.-B. » désignent respectivement le nord et le sud de la Colombie-Britannique. Les estimations du TEAC reposent sur la récupération des micromarques magnétisées codées des saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson. La ligne noire pleine représente la limite de 10 % du taux d'exploitation pour les pêches canadiennes soumises à la GFAG (barres bleues)..... 7
- Figure 2.1. Rivières de la COIV et principaux affluents avec observations du saumon chinook (lignes colorées), et emplacements des écloseries relâchant le saumon chinook le long de la COIV (points). Les couleurs des lignes indiquent l'intensité de la surveillance axée sur chaque rivière. La rivière Somass est un stock indicateur du Traité sur le saumon du Pacifique et fait l'objet d'une évaluation très rigoureuse. Le personnel du MPO responsable des opérations des écloseries surveille chaque année les rivières Conuma et Nitinat. Les indicateurs intensifs sont évalués quantitativement avec des cibles de 6 à 8 relevés chaque année. Des relevés exhaustifs d'indicateurs sont effectués de façon opportuniste, généralement une fois tous les 3 à 5 ans. 10
- Figure 3.1. L'unité de gestion des stocks (UGS) de la COIV est composée de 3 unités de conservation (UC) découlant de la Politique concernant le saumon sauvage, et environ 50 rivières soutiennent les populations de saumons chinooks ainsi que leur environnement marin côtier associé. Adaptation de Holt et al. (2022b). 17
- Figure 3.2. Estimations annuelles de l'abondance totale des prises par année de saumons chinooks adultes de la COIV. Les segments des barres indiquent la proportion de chaque estimation attribuable aux pêches préterminales, aux remontes de poissons d'écloserie en zone terminale et aux remontes de poissons d'origine naturelle en zone terminale. La ligne bleue, qui se rattache à l'axe des ordonnées secondaire, indique le pourcentage estimé de poissons d'écloserie pour chaque année de montaison (environ 85 % en moyenne). Les données de 2023 sont préliminaires. 19
- Figure 3.3. Le dendrogramme construit à partir des données décrites dans Beacham et al. (2021) décrit la parenté génétique entre 28 populations de saumons chinooks échantillonnées le long de la COIV. Il convient de noter que le regroupement des populations de Gold, Megin et Moyeha dans les unités de conservation (UC) non natales résulte de l'influence des poissons d'écloserie errants; la composition génétique de ces populations reflète plus étroitement les populations d'écloserie des UC voisines (Robertson dans le SOIV et Conuma dans NoKy). 20
- Figure 3.4. Illustration du cycle biologique du saumon chinook de la COIV, depuis la fraie dans les rivières de la COIV jusqu'à la croissance dans les eaux océaniques du nord de la Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska et au retour des adultes matures dans les rivières natales de la COIV. De Riddell et al. (2013)..... 22
- Figure 3.5. Répartition des MMC de saumon chinook récupérées dans la zone de la limite extérieure du SGGP 25 de la COIV entre 1991 et 2015. Les saumons chinooks provenant du NOIV sont principalement des poissons portant une MMC de l'écloserie de la rivière Conuma, et ceux du SOIV sont principalement des poissons portant une MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les lignes verticales rouges indiquent la date médiane pour chaque stock. 24
- Figure 3.6. Relation entre la durée actualisée du relevé dans la zone de fraie et la durée du retard de la migration à partir du 1^{er} septembre. Les cercles rouges sont les estimations de la durée actualisée du relevé du saumon chinook dans la rivière Burman de 2009 à 2018. Les

estimations de la durée actualisée du relevé dans la rivière Conuma sont indiquées par des cercles ouverts bleus. Tiré de Dunlop (2022).	25
Figure 3.7. Alevins prévus par adulte en montaison (ligne) et intervalle de confiance à 95 % (bande grise) d'après une régression log-linéaire du pourcentage de jours en octobre avec un débit quotidien moyen dans la rivière Sarita supérieur à $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et alevins observés par adulte en montaison. Lorsque les débits de la rivière Sarita dépassent $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, le saumon chinook peut franchir d'importants bancs de gravier dans le cours inférieur de la rivière et accéder à un meilleur habitat de fraie plus en amont. De Kaitlyn Manishin, LGL Limited, comm. pers.	26
Figure 3.8. Les points colorés indiquent le poids moyen des œufs (mg) et le poids des alevins (mg) à la mise en enclos (avant toute alimentation) à partir des stocks pris dans les écloséries de la COIV de 2021 à 2024. Les stocks comprennent les rivières Stamp (bleu foncé), Nitinat (rouge), Sarita (jaune), Nahmint (orange), Conuma (gris), Burman (vert) et Gold (bleu clair). Ces données sont tracées au-dessus de la relation (points noirs et tendance) de Beacham et Murray (1990) pour divers stocks de la Colombie-Britannique, incubés à une température constante de 8°C	30
Figure 3.9. Captures quotidiennes d'alevins et de smolts chinooks d'origine naturelle en dévalaison dans la rivière Sarita de 2018 à 2024, évaluées à l'aide d'un piège rotatif dans le cours inférieur de la rivière. Le total des prises annuelles « n » est inscrit dans les parenthèses de la légende. Remarque : il a été décidé de tronquer le nombre maximal de 3 356 saumons chinooks en date du 23 février 2024 pour mettre en évidence le faible nombre d'individus migrants en mai. Tiré de LGL 2025.	32
Figure 3.10. Longueurs hebdomadaires moyennes à la fourche des alevins et des smolts chinooks d'origine naturelle en dévalaison échantillonnés dans la rivière Sarita de 2019 à 2024, évaluées à l'aide d'un piège rotatif dans le cours inférieur de la rivière. Les températures de l'eau en mai 2022 (voir les points noirs) étaient plus froides que celles des autres années, ce qui pourrait indiquer une disponibilité tardive de la nourriture, et donc une croissance retardée. Tiré de LGL (2025).	32
Figure 3.11. Habitat de lisière très utilisé fait de racines et de rosier de Nootka en surplomb sur la rivière Cowichan. Source de la photo : James Craig.	33
Figure 3.12. Plénitude stomacale proportionnelle des alevins et des smolts chinooks d'origine naturelle en dévalaison échantillonnés dans la rivière Sarita par année et par mois. Tiré de LGL 2025.	34
Figure 3.13. Plénitude stomacale proportionnelle des smolts chinooks d'origine naturelle échantillonnés dans l'estuaire de la rivière Sarita, par année et par mois. Tiré de LGL 2025.	34
Figure 3.14. Composition selon la taille des smolts (longueur à la fourche à l'entrée en mer) des a) saumons chinooks d'origine naturelle en dévalaison de la rivière Sarita et b) des reproducteurs d'origine naturelle, montrant comment le taux de survie élevé d'une petite proportion des smolts « tardifs/grands » (50 mm et plus) se traduit par une part importante d'adultes en montaison. Extrait de Laforge et al. (en préparation ¹).	37
Figure 3.15. Estimations de la survie des smolts chinooks de la rivière Stamp sur deux périodes et selon deux méthodes. La survie jusqu'à l'âge 2 est estimée au moyen d'une analyse de cohorte des MMC portées par des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson (CTSC 2023). La survie jusqu'à la montaison des adultes est estimée au moyen de la reconstitution des remontes en zone terminale des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson, ainsi que de la reconstitution de l'abondance des géniteurs d'origine naturelle à partir d'un vaste programme annuel d'échantillonnage et de marquage thermique des otolithes qui est exécuté dans le	

système. Les deux lignes du graphique supérieur peuvent donc être considérées comme des estimations distinctes de la survie du saumon chinook d'écloserie (ligne pleine) et d'origine naturelle (ligne tiretée).	38
Figure 3.16. Récupération des MMC de saumon chinook rejetées des écloseries de la COIV (principalement le ruisseau Robertson) entre 1975 et 2022. Les récupérations représentées sur terre proviennent des pêches en eau douce. La résolution spatiale est faible (1° de latitude/longitude) pour les pêches dans l'ouest de l'Alaska (> 140°O) par rapport aux autres données.	42
Figure 3.17. Mortalité et abondance typiques des saumons chinooks d'origine naturelle et ceux d'écloserie de la rivière Sarita, par phase du cycle biologique. Voir aussi le tableau 3.1.	47
Figure 3.18. Mortalité et abondance présumées du saumon chinook de la rivière Moyeha d'origine naturelle par phase du cycle biologique. Voir aussi le tableau 3.1.	50
Figure 3.19. Mortalité présumée et abondance du saumon chinook de la rivière Kaouk d'origine naturelle par phase du cycle vital. Voir aussi le tableau 3.1.	53
Figure 4.1. Relation entre les superficies accessibles des bassins versants et a) G_{REMP} et b) G_{RMD} pour les populations de saumons chinooks de type océanique selon le modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants décrit dans le texte. Les points bleus montrent les données empiriques de Parken et al. (2006) qui sous-tendent la relation. Les croix noires sont les superficies accessibles des bassins versants pour les systèmes de saumon chinook de la COIV (type océanique) prises en compte dans nos analyses des points de référence du stock; ces points sont tracés le long de la ligne de prévision moyenne (bleu). Les zones ombrées indiquent les limites de confiance à 95 % pour les données empiriques (en bleu). Les axes sont montrés sur une échelle logarithmique.	58
Figure 4.2. Trois hypothèses sur la productivité utilisées pour calculer les points de référence fondés sur l'habitat en fonction d'un modèle semi-quantitatif du cycle biologique (courbe rouge avec ligne pleine), des productivités moyennes propres aux UC, $ln\alpha$ dérivée des reconstitutions des remontes au niveau des UC (3 courbes bleues représentant les UC du sud-ouest de l'île de Vancouver, du nord-ouest de l'île de Vancouver et les UC Nootka et Kyuquot, de gauche à droite) et une productivité constante fondée sur des hypothèses du modèle des superficies accessibles des bassins versants (Parken et al. 2006; ligne pointillée verticale), comme décrit plus en détail dans le texte.	62
Figure 4.3. Points de référence des abondances de géniteurs qui permettent à ceux-ci de se rétablir au rendement maximal durable en une génération dans des conditions d'équilibre (c.-à-d. $G_{gén}$) pour les populations indicatrices des échappées, dérivées du modèle intégré des superficies des bassins versants, selon trois hypothèses sur la productivité fondées sur un modèle de cycle biologique, des reconstitutions des remontes propres aux UC et des hypothèses de Parken et ses collaborateurs (2006).	63
Figure 4.4. Tracé du compromis à l'équilibre agrégé pour l'UGS de saumon chinook de la COIV avec trois UC composantes modélisées à l'aide des estimations de la productivité de la reconstitution des remontes, comme dans le tableau 4.2. Pour des incréments de 1 % du taux d'exploitation agrégé (TE; indiqués par incréments de 5 % sous forme de barres grises verticales), la figure montre la médiane estimée (ligne bleue) et l'intervalle interquartile (EI; zone ombrée en bleu) pour l'abondance agrégée des géniteurs (axe du bas) et les prises agrégées (axe de gauche). Le nombre d'UC correspondantes où le taux d'exploitation agrégé dépasse la valeur estimée de U_{RMD} propre à l'UC est tracé par rapport à l'axe des y droit; l'EI des estimations de U_{RMD} propres à l'UC informe la zone ombrée en rouge. La pointe noire et les	

moustaches montrent le point médian estimé et l'EI de G_{RMD} – l'abondance à l'équilibre des géniteurs où la récolte est maximisée.....	70
Figure 4.5. Série chronologique des abondances de géniteurs par bras de mer, calculée comme la somme des populations indicatrices, à l'exception des principales écloséries.	74
Figure 4.6. Graphique à bulles montrant les corrélations de l'abondance des géniteurs entre les bras de mer au cours des années 1995 à 2020.	75
Figure 4.7. Probabilité que tous les bras de mer se situent au-dessus de leurs points de référence inférieurs le long d'un gradient d'abondance agrégée dans des tranches d'abondance de 200 poissons, dérivée des projections sur 30 ans et 50 000 essais selon la méthode de Monte-Carlo, sur la base des paramètres décrits dans le texte et inclus dans le tableau B-2. Chaque point est la proportion des essais selon la méthode de Monte-Carlo où tous les bras de mer se situaient au-dessus de leurs points de référence inférieurs. Les points de référence potentiels à $p = 0,5$ (ligne verticale jaune) sont mis en évidence, où p est la probabilité que tous les bras de mer se situent au-dessus de leurs points de référence inférieurs. Les points noirs représentent la probabilité que tous les bras de mer se situent au-dessus des points de référence inférieurs, et les points de couleur montrent la probabilité que les différents bras de mer soient au-dessus de leur point de référence inférieur le long d'un gradient d'abondance agrégée. Les résultats de tous les bras de mer sont dérivés des mêmes tirages aléatoires dans les projections. Les points colorés sont délimités à environ 100 000 abondances agrégées dans les projections.	76
Figure 5.1. Abondance des géniteurs par année de montaison chez le saumon chinook de la COIV, de 1953 à 2023. Les barres sont colorées pour distinguer les populations en fonction du niveau d'influence des poissons d'écloserie et de la rigueur des relevés. Les barres qui sont partiellement transparentes au début de la série chronologique indiquent les années et les populations où l'abondance a été estimée qualitativement par les agents des pêches. Dès 1995, toutes les populations de la série chronologique ont fait l'objet d'une surveillance plus rigoureuse au moyen de relevés au tuba et de méthodes quantitatives. La rivière Stamp (incluse dans les barres noires) est surveillée à l'aide de dénombrements quotidiens à une passe migratoire depuis 1986.	89
Figure 5.2. Évaluations rétrospectives de l'état des UC fondées sur l'algorithme de l'état rapide des évaluations de la PSS.	90
Figure 5.3 (tirée de Withler et al. 2017). Ascendances génétiques des populations de saumons chinooks échantillonnées entre 2013 et 2015 sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La taille du secteur du graphique indique la proportion moyenne de l'échantillon déterminée par l'analyse dans STRUCTURE comme provenant d'une ascendance génétique donnée correspondant à la couleur dans la légende.	96
Figure 5.4 (tirée de Weil et al. 2024). Carte thermique des estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) calculées annuellement pour les rivières du sud de la Colombie-Britannique, par unité de conservation (UC) et région géographique pour 41 populations reproductrices. NOIV = Nord-ouest de l'île de Vancouver; SOIV = Sud-ouest de l'île de Vancouver; CEIV/BG = Côte est de l'île de Vancouver/bassin de Géorgie Fraser = Bassin versant du fleuve Fraser.	99
Figure 5.5. Géniteurs de saumon chinook et œufs estimés en fonction de la composition annuelle moyenne selon l'âge pour les 17 indicateurs des échappées (à l'exclusion des trois grands systèmes d'écloserie) et de la fécondité moyenne selon l'âge (3 000, 3 600 et 4 600 œufs pour les saumons chinooks d'âge 3, 4 et 5, respectivement).	99

Figure 5.6. Série chronologique des longueurs du museau à la fourche des saumons chinooks originaires de la COIV échantillonnés dans le cadre des enquêtes par interrogation de pêcheurs du MPO depuis 1983. Les points noirs indiquent les mesures pour chaque poisson et sont bruités le long de l'axe des abscisses afin de réduire le chevauchement entre les points chaque année. Les lignes bleues et les zones ombrées montrent les prédictions du modèle linéaire à effets mixtes et les intervalles de confiance à 95 %, respectivement, pour chaque stock et chaque âge. Seuls les stocks pour lesquels on dispose de données sur 10 ans ont été pris en compte. La disponibilité des données est considérablement plus élevée au cours de la dernière décennie en raison de l'expansion de l'échantillonnage biologique dans les programmes d'enquêtes par interrogation des pêcheurs, qui a permis de déterminer l'âge de beaucoup plus de poissons et de les attribuer à un stock natal. 101

Figure 5.7. Série chronologique de la longueur de la marge postérieure de l'orbite à l'os hypural (POH) des saumons chinooks originaires de la COIV échantillonnés dans le cadre des programmes d'échappées depuis 1998. Les points noirs indiquent les mesures pour chaque poisson et sont bruités le long de l'axe des abscisses afin de réduire le chevauchement entre les points chaque année. Les lignes bleues et les zones ombrées montrent les prédictions du modèle linéaire à effets mixtes et les intervalles de confiance à 95 %, respectivement, pour chaque stock et chaque âge. Seuls les stocks pour lesquels on dispose de données sur 10 ans ont été pris en compte. 102

Figure 5.8. Taux de maturation estimés (proportion de saumons chinooks à chaque âge qui reviennent frayer) des saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les estimations sont fondées sur une analyse par cohorte des données des MMC qui est effectuée chaque année par le comité technique du saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique (CTSC 2023a). 103

Figure 6.1. Estimation des taux d'exploitation par année de capture du saumon chinook de la COIV dans les pêches préterminales. Les données proviennent de l'analyse du CTSC du taux d'exploitation annuel des MMC récupérées dans le ruisseau Robertson (p. ex. CTSC 2023b). Le taux d'exploitation moyen récent sur 20 ans (2003-2022) est de 35 %. 108

Figure 6.2. Diagrammes de Kobe illustrant l'exploitation du saumon chinook de la COIV et les échappées de géniteurs selon des hypothèses de productivité faible à modérée. Les données utilisées en guise de numérateur sont les mêmes dans les deux graphiques; « abondance des géniteurs » est la somme des échappées par rapport aux 17 indicateurs d'échappée (tableau 4.1, et « taux d'exploitation » est le taux d'exploitation en mer estimé pour le saumon chinook issu de l'écloserie du ruisseau Robertson (figure 6.1). Les valeurs GR_{MD} et UR_{MD} sont fondées sur des hypothèses différentes dans chaque graphique. Dans le modèle du cycle biologique (graphique de gauche), GR_{MD} et UR_{MD} supposent une productivité constante dans l'UGS (figure 4.2). Dans le modèle de reconstitution des montaisons (graphique de droite), GR_{MD} et UR_{MD} découlent de l'analyse du compromis à l'équilibre (section 4.3.2; figure 4.4.). La ligne ombrée relie les points des années adjacentes; la ligne s'assombrit à mesure que les années se rapprochent de 2023, l'année la plus récente. Les première et dernière années de la série chronologique (1979 et 2023, respectivement) sont indiquées par souci de clarté. La zone ombrée en gris montre les années où l'abondance des géniteurs a dépassé 85 % de GR_{MD} avec des taux d'exploitation inférieurs à UR_{MD} 109

Figure 6.3. Taux d'exploitation moyens mobiles sur trois ans selon l'âge du saumon chinook de la COIV dans les pêches préterminales surveillées en vertu du Traité sur le saumon du Pacifique pour les années d'éclosion 1973 à 2020. Les données de 1983, 1992 et 1997 pour le saumon chinook d'âge 5 ont été omises en raison des faibles taux de récupération des micromarques magnétisées codées, qui ont donné des estimations anormales. Les taux

d'exploitation annuels ont été estimés par analyse des cohortes à partir des récupérations de MMC du stock indicateur de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les années d'éclosion sont tracées le long de l'axe des abscisses pour regrouper les poissons de la même cohorte; par exemple, les saumons chinooks de l'année d'éclosion 2000 auraient migré ensemble vers l'océan au début de 2001 et auraient pu être capturés dans des pêches préterminales en tant que poissons d'âge 2 en 2002, d'âge 3 ans en 2003, etc..... 110

Figure 6.4. Série chronologique des smolts chinooks relâchés provenant de toutes les écloseries de la COIV. La grande majorité (99,8 %) des smolts sont relâchés en tant que jeunes de l'année (c.-à-d. après environ 90 jours dans l'écloserie); 0,2 % des smolts de la série chronologique sont relâchés comme jeunes d'un an (c.-à-d. après environ 1 an dans l'écloserie)..... 113

Figure 6.5. Obstacle à la migration en amont causé par un faible débit dans la rivière Tahsis, COIV, 4 septembre 2014 (côté gauche), normalement près du pic de la migration en amont (ligne bleue s'étendant à partir de l'hydrogramme droit). Pluie peu après l'augmentation du débit, ce qui permet la fraie au début d'octobre (côté droit)..... 114

ACRONYMES

ASC – Aire sous la courbe

ASR – [Pêche à des fins] alimentaires, sociales et rituelles

C.-B. – Colombie-Britannique

COIV = Côte ouest de l'île de Vancouver

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

CPUE – Captures par unité d'effort

CTP – Conductivité, température et profondeur

CTSC – Comité technique du saumon chinook [de la Commission du saumon du Pacifique]

DIDSON – Sonar d'identification à double fréquence

EPR – Évaluation du potentiel de rétablissement

ESG – Évaluation de la stratégie de gestion [ou cadre des procédures de gestion] comme dans MPO 2021a.

États-Unis d'Amérique – É.-U.

GFAG – Gestion fondée sur l'abondance globale

INP – Influence naturelle proportionnelle

LEP – *Loi sur les espèces en péril*

MERS – Méthodologie d'évaluation des risques pour le saumon

MFF – Marquage fondé sur la filiation

MMC – Micromarque magnétisée codée

MPO – Ministère des Pêches et des Océans

NCB : Nord de la Colombie-Britannique

NCCB – Nord et centre de la Colombie-Britannique

NOIV – Nord-ouest de l'île de Vancouver

ONG – Organisation non gouvernementale

pBON– Proportion de géniteurs d'origine naturelle dans le stock de géniteurs

pGIE – Proportion de géniteurs issus d'écloseries

pGIE-errants – Proportion de géniteurs errants issus d'écloseries

PGIP – Plan de gestion intégrée des pêches

pGON – Proportion de géniteurs d'origine naturelle

POH – Marge postérieure de l'orbite à l'os hypural [longueur du poisson]

PGSI – Pêches de gestion fondée sur les stocks individuels

PMN – Polymorphisme mononucléotidique

PMVS – Programme de mise en valeur des salmonidés

PRC – Point de référence cible

PRL – Point de référence limite
PRS – Point de référence supérieur
PSS – Politique concernant le saumon sauvage
RMD – Rendement maximal durable
SBC – Sud de la Colombie-Britannique
SEAK – Sud-est de l’Alaska
SOIV – Sud-ouest de l’île de Vancouver
TE – Taux d’exploitation
TEAC – Taux d’exploitation par année civile
TER – Taux d’exploitation de référence
TSP – Traité sur le saumon du Pacifique
UC – Unité de conservation
UGS – Unité de gestion des stocks

GLOSSAIRE

Abondance – Nombre de poissons.

Âge – Les âges du saumon sont généralement composés d'un âge en eau douce et d'un âge en mer. Toutefois, étant donné que la grande majorité des saumons chinooks de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) entrent dans l'océan après moins d'un an, nous faisons généralement référence à l'âge *total* (années) tout au long du rapport, sauf indication contraire.

Baie – Plan d'eau côtier qui est caractérisé comme un bras de mer qui se détourne de l'océan principal et peut prendre deux types de formes. Dans la première forme, la baie est formée par l'eau de mer qui se déplace vers l'intérieur des terres en passant par une vallée fluviale, créant un type de havre entouré de hautes collines et de montagnes. Dans la deuxième forme, l'eau de mer peut séparer complètement une zone terrestre d'une masse terrestre plus grande, formant une île près du rivage. Dans de nombreux cas, une baie comporte plusieurs îles.

Crue – Épisode de débit élevé dans une rivière provoqué par de fortes pluies ou la fonte des neiges.

[Chinook] Dénombrement – Dénombrement des poissons.

Durée de relevé – Durée, en nombre de jours, pendant laquelle les saumons reproducteurs sont disponibles pour être observés et dénombrés dans une zone de relevé.

État du stock – État d'une unité de conservation du saumon aux termes de la Politique concernant le saumon sauvage, qui est qualifié de « rouge », « ambre » ou « vert » (MPO 2005).

G_{gén} – Nombre de géniteurs permettant à l'UD de se rétablir et d'atteindre l'abondance de G_{RMD} en une génération, en l'absence d'activités de pêche (Holt *et al.* 2009).

G_{REMP} – Abondance des géniteurs au moment du remplacement; équivalent à la capacité de fraie ou à l'abondance à l'équilibre historique des géniteurs en l'absence de pêche (Parken *et al.* 2006; Holt *et al.* 2023a).

G_{RMD} – Abondance des géniteurs au rendement maximal durable (Holt *et al.* 2009).

Intervenant(s) – Personne(s) ou organisation(s) ayant un intérêt direct dans la prise de décisions concernant le saumon chinook de la COIV.

Ligne de démarcation – Le point au large où les vagues et la houle sont affectées par la surface sous-marine et deviennent des brisants.

$\ln(\alpha)$ – Paramètre de productivité d'une relation stock-recrutement de Ricker (Ricker 1975).

Marquage thermique des otolithes – Cette méthode de marquage en masse, peu coûteuse, consiste à soumettre les œufs en développement ou les alevins vésiculés récemment éclos à des changements de température de l'eau pour produire un patron de bandes spécifique sur les otolithes en formation du poisson. Les otolithes extraits des poissons recapturés peuvent ensuite être examinés au microscope afin que l'on détermine l'écloserie et le programme de production d'origine en fonction du patron de bandes.

Micromarque magnétisée codée (MMC) – Un fil d'acier inoxydable d'une longueur d'environ 1,1 mm et d'un diamètre de 0,25 mm, gravé d'un code numérique. Les MMC sont appliquées aux saumons chinooks juvéniles et servent à retracer les saumons chinooks récupérés dans le cadre des programmes d'échantillonnage en fonction de leur écloserie natale, de leur lieu de lâcher, de la stratégie de lâchers et de l'année d'éclosion.

Mise en valeur des écloseries – Pratique consistant à élever des poissons dans des écloseries et à les relâcher sous forme de juvéniles dans des plans d'eau en vue d'accroître l'abondance des populations locales.

Mortalité accidentelle – Mortalité causée par des blessures ou d'autres maladies qui résultent de la capture et du lâcher subséquent du poisson.

Nid de fraie – Zone du lit du cours d'eau creusée par un saumon chinook femelle où les œufs sont déposés, fécondés et enfouis tout au long de l'incubation (Healey 1991).

Production en écloserie – Nombre de poissons relâchés chaque année par une écloserie.

Productivité – Fait référence au succès de reproduction relatif d'une population.

Rendement maximal durable – Captures moyennes les plus élevées qui peuvent être prélevées sur un stock de façon continue dans les conditions environnementales existantes (Ricker 1975).

Saumon chinook d'écloserie – saumon chinook qui a éclos dans des œufs recueillis et utilisés pour le stock de géniteurs dans un programme d'écloserie.

Saumon chinook d'origine naturelle – Saumon chinook qui a éclos dans des œufs déposés dans un milieu naturel d'eau douce et dont les parents peuvent avoir été eux-mêmes soit d'écloserie, soit d'origine naturelle.

Stock – Un groupe de saumons utilisé comme unité centrale pour la gestion.

Stock de géniteurs – Saumons chinooks adultes et leurs œufs ou laitance qui sont recueillis aux fins d'utilisation dans un programme de production en écloserie.

Talweg – Sentier ou ligne de plus basse altitude dans un lit de rivière.

Terminale [zone, pêche, récolte, etc.] – Pour le saumon chinook de la COIV, se rapporte à toutes les eaux marines situées à l'intérieur d'un mille marin de la ligne de démarcation de la COIV. Décrit plus généralement la zone marine où un certain stock est concentré juste avant d'entrer dans son bassin versant natal.

[Chinook] Unibermarin – Mâles précoces qui atteignent la maturité sexuelle tôt et reviennent frayer après seulement un hiver en mer, ou moins.

Unité de conservation (UC) – Groupe de saumons sauvages du Pacifique suffisamment isolé des autres groupes qui, s'il disparaissait, aurait peu de chances de se recoloniser de manière naturelle dans une limite de temps acceptable, à savoir une vie humaine ou un nombre donné de générations de saumons (Holtby et Ciruna 2007).

Unité de gestion des stocks (UGS) – Groupe d'une ou plusieurs unités de conservation (UC) qui sont gérées ensemble dans le but d'atteindre un état commun.

U_{RMD} – Taux de récolte ou d'exploitation au rendement maximal durable (Holt *et al.* 2009).

RÉSUMÉ

Le saumon chinook d'origine naturelle qui remonte dans les rivières de la côte ouest de l'île de Vancouver est très préoccupant sur le plan de la conservation. Deux points de référence limites potentiels déterminés pour l'unité de gestion des stocks ne reflètent pas adéquatement la variabilité de la productivité parmi les populations d'origine naturelle, élément qui est essentiel pour la durabilité à long terme du stock. Nous avons donc examiné des renseignements supplémentaires sur la répartition des poissons dans l'unité de gestion du stock, leur diversité génétique et les caractéristiques démographiques de la population, ce qui a mené à la conclusion que l'état de ces poissons est « critique ». Les petites populations en difficulté de la baie Clayoquot sont particulièrement préoccupantes. De multiples facteurs, dont bon nombre interagissent avec notre climat changeant, sont responsables du mauvais état continu et comprennent : la réduction de la taille des poissons et des proportions de femelles reproductrices résultant de la mortalité sélective des tailles due à la pêche, aux prédateurs et aux changements environnementaux; la réduction de la diversité génétique causée par le croisement avec des saumons d'écloserie et de saumons errants; les pertes d'habitat dans les rivières et le milieu marin côtier résultant des perturbations de l'habitat; et les changements globaux de la qualité et de la disponibilité des proies. En revanche, les remontes de saumons chinooks d'écloserie sont relativement élevées et génèrent des avantages culturels, sociaux et économiques importants. Pour équilibrer la conservation du saumon chinook d'origine naturelle avec les avantages conférés par la production en écloserie, il faut améliorer la gouvernance et la planification collaboratives, ainsi qu'une meilleure compréhension des facteurs limitant la productivité naturelle à obtenir grâce à des recherches, une surveillance et des évaluations continues. Les possibilités d'atténuation comprennent la poursuite de l'adaptation des pratiques en écloserie en vue de réduire les effets négatifs sur les saumons d'origine naturelle, la réduction de la sélectivité selon la taille dans les pêches, le développement de pêches ciblant les poissons d'écloserie marqués, la surveillance et la protection de l'habitat et de la qualité de l'eau, et la restauration des écosystèmes d'eau douce et estuariens dégradés. Pour la suite, nous recommandons d'autres recherches sur :

1. la validité de l'utilisation des stocks d'écloserie comme indicateurs de la survie et de la répartition des saumons d'origine naturelle,
2. des points de référence quantitatifs supplémentaires et des approches pour les intégrer dans une évaluation unique de l'état;
3. les mécanismes causaux, les goulots d'étranglement de la survie et les options d'atténuation potentielles supplémentaires;
4. la science des éclosiers, y compris l'expérimentation;
5. des modèles écosystémiques permettant de mieux comprendre les interactions cumulatives et synergiques entre les facteurs limitatifs, y compris le climat.

Des mises à jour périodiques de la situation sont encouragées, y compris l'application continue d'approches de collecte et d'évaluation de renseignements multipartites faisant appel à des détenteurs de connaissances locales, en particulier les Premières Nations.

1. INTRODUCTION

Le présent rapport résume les renseignements et les avis pertinents pour la gestion et le rétablissement du saumon chinook d'origine naturelle (*Oncorhynchus tshawytscha*) dans l'unité de gestion des stocks (UGS) de saumon chinook de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV). Les saumons d'origine naturelle sont la progéniture des poissons qui fraient à l'état sauvage. Les saumons d'origine naturelle ne sont pas tous des saumons sauvages, qui sont définis comme suit dans la Politique concernant le saumon sauvage : « Le saumon du Pacifique est considéré comme sauvage s'il a passé son cycle biologique complet dans la nature et que ses géniteurs proviennent également d'une fraie naturelle et ont passé leur cycle biologique entier dans la nature » (MPO 2005). L'information fournie dans le présent rapport est pertinente pour la mise en œuvre du mandat de Pêches et Océans Canada (MPO) visant à équilibrer la conservation et les avantages durables tout en respectant la réconciliation en cours avec les Premières Nations. De plus, ces travaux appuient la mise en œuvre des dispositions relatives aux stocks de poissons dans la *Loi sur les pêches*, ainsi que l'élaboration d'un avis scientifique sur les pêches et d'une évaluation du potentiel de rétablissement en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP).

Les saumons chinooks de la COIV sont importants pour le bien-être économique et social des Premières Nations et des collectivités de la COIV. Par conséquent, les Premières Nations et les collectivités de la côte ouest de l'île de Vancouver s'efforcent de trouver un équilibre entre le maintien de l'abondance globale du saumon chinook et la protection de la diversité génétique et démographique de l'espèce dans l'UGS. Le défi consiste à rétablir l'abondance et la diversité des saumons chinooks d'origine naturelle (y compris les saumons sauvages) tout en maintenant et en améliorant les avantages alimentaires, culturels, sociaux et économiques conférés par les saumons chinooks d'écloserie.

Comme nous le verrons dans le présent rapport, la prépondérance des saumons chinooks d'écloserie, qui jusqu'à récemment étaient en grande partie impossible à distinguer visuellement des saumons chinooks d'origine naturelle, complique notre évaluation de l'état des stocks. L'exception est une petite proportion de saumons chinooks d'écloserie dont on a enlevé les nageoires adipeuses avant de les relâcher pour indiquer la présence d'une micromarque magnétisée codée (MMC). La capacité de différencier visuellement les saumons d'écloserie des saumons chinooks d'origine naturelle s'améliore le long de la COIV, avec plusieurs écloseries effectuant désormais un marquage de masse (retrait des nageoires adipeuses avec ou sans MMC) au moment de relâcher les poissons. Les progrès réalisés dans l'identification génétique des saumons chinooks d'écloserie, à l'aide du marquage fondé sur la filiation (MFF), améliorent encore notre capacité à différencier l'influence de certaines écloseries sur les saumons chinooks d'origine naturelle.

La zone géographique occupée par les saumons chinooks de la COIV est immense, s'étendant depuis ses zones de fraie et de croissance dans les principaux bassins versants le long de la COIV vers le nord dans l'océan, dans l'ensemble du golfe d'Alaska et parfois au nord des îles Aléoutiennes. Les grandes baies, caractéristiques géographiques clés du littoral de la COIV qui comprennent la baie Barkley et le bras Alberni, la baie Clayoquot, la baie Nootka/le bras Esperanza, la baie Kyuquot et la baie Quatsino, sont également importants. Le terrain entourant le littoral complexe de ces bras de mer et de leurs bassins versants est généralement escarpé et montagneux.

Il y a de nombreuses rivières de troisième ordre qui entrent dans les bras de mer, mais la plupart sont relativement courtes, généralement beaucoup moins que 100 km, avec des plaines inondables et des chenaux latéraux limités. L'habitat de fraie convenable, y compris la pente, le

substrat graveleux, la percolation et la profondeur et la vitesse de l'eau appropriés, est généralement limité aux cours principaux des plus grandes rivières de la COIV. La longueur totale de l'habitat de fraie accessible du saumon chinook dans les rivières de la COIV ayant fait l'objet d'un relevé varie entre 2 et 97 km.

Le débit des rivières en automne et en hiver est principalement influencé par les précipitations. Les précipitations sur la COIV sont parmi les plus élevées en Amérique du Nord, la plupart tombant d'octobre à mars. Les rivières où vit le saumon chinook ont tendance à être « à surveiller » (fluctuations rapides et fréquentes du débit) au cours de ces mois en raison de la topographie abrupte de la plupart des bassins versants et des niveaux élevés de précipitations; le niveau de certaines rivières peut monter de 2 à 3 m en l'espace de 12 heures pendant les pluies abondantes. En revanche, le débit au printemps et à l'été est principalement influencé par la fonte des neiges. Seules quelques rivières de la côte COIV sont alimentées par des glaciers ou de grands lacs avec des barrages dont le débit est modéré; les autres sont vulnérables à la sécheresse après l'épuisement du manteau neigeux annuel jusqu'au retour des pluies d'automne. Les niveaux d'eau peuvent être très bas pendant des sécheresses extrêmes (généralement de la mi-juillet à septembre), certains tronçons ne recevant que de l'eau de subsurface. La déforestation causée par l'exploitation forestière à grande échelle contribue à accroître la variabilité du débit des rivières en réduisant la capacité de rétention d'eau par rapport aux bassins versants intacts protégés par les forêts anciennes.

1.1. OBJECTIFS

Bien que le rétablissement des stocks soit un processus multisectoriel et gouvernemental complexe, le MPO a trois objectifs fondamentaux, chacun avec des activités pour lesquelles il a une certaine responsabilité :

- Équilibrer les besoins de conservation avec le maintien des avantages durables.
 - Évaluer l'état des stocks, y compris les rôles des facteurs naturels et humains (c.-à-d. récolte, éclosion et habitat), afin d'orienter les cadres de gestion.
- Améliorer la gouvernance et la planification collaboratives.
 - Collaborer avec les gestionnaires des ressources, les Premières Nations et les intervenants pour fournir un soutien décisionnel grâce à l'évaluation des risques et de la stratégie de gestion.
 - Travailler en collaboration avec d'autres directions générales et gouvernements, les Premières Nations et les intervenants afin de s'assurer que la science soit pertinente pour les décisions en matière de gestion et de réglementation.
- Obtenir une meilleure compréhension grâce à la recherche, à la surveillance et à l'évaluation.
 - Appliquer une approche fondée sur le cycle biologique, le climat et l'écosystème à la surveillance et à la recherche sur le saumon afin d'éclairer les évaluations des risques et l'évaluation des stratégies de gestion.

En ce qui concerne le présent rapport, nos principaux objectifs sont de fournir des conseils ou de documenter les lacunes dans les connaissances sur :

1. L'état et les tendances des stocks, y compris la structure, la répartition et les sources de mortalité
2. Les considérations relatives à l'écosystème et aux changements climatiques ayant une incidence sur le stock.

Estimer :

3. Les points de référence potentiels.
4. L'incidence sur le stock des options de récolte et des autres options de gestion possibles.

Si l'UGS est inférieure au point de référence limite (PRL), réviser :

5. Les composantes de l'UC contribuant à l'état de l'UGS; les facteurs influant sur la production et l'impact futur potentiel du climat; les facteurs limitatifs associés aux menaces anthropiques et les recommandations visant à établir l'ordre de priorité des mesures d'atténuation potentielles; et, si possible, l'effet des mesures de gestion sur les probabilités d'atteindre les objectifs de rétablissement potentiels

Décrire :

6. Les circonstances exceptionnelles ou les déclencheurs d'évaluation pour le stock.

L'objectif final, propre au présent rapport sur le saumon chinook de la COIV, est le suivant :

7. Élaborer des PRL potentiels pour l'abondance globale, le point de référence supérieur du stock et le taux d'exploitation de référence pour les indicateurs d'échappée sur la COIV; inclure les éléments de l'évaluation du potentiel de rétablissement, le cas échéant, et décrire les composantes d'écloserie et d'habitat.

1.2. DROITS ET CONTEXTE DES PREMIÈRES NATIONS

L'UGS pour le saumon chinook de la COIV s'étend du territoire traditionnel de la Première Nation T'Sou-ke au sud, en passant par les territoires traditionnels des Nations Nuu-chah-nulth, jusqu'au territoire traditionnel de la Première Nation Quatsino à l'extrémité nord-ouest de l'île de Vancouver. Le saumon chinook revêt une grande importance sociale, culturelle, spirituelle et économique pour ces Premières Nations. Le saumon chinook est connu sous le nom de « suuhaa » dans la langue nuu-chah-nulth, de « SŦOKI » dans la langue SENĆOTEN de la Première Nation T'Sou ke et de « sat'sam » dans la langue kwak'wala de la Première Nation Quatsino.

Le MPO s'est engagé à reconnaître et à mettre en œuvre les droits ancestraux et issus de traités liés aux pêches, aux océans, à l'habitat aquatique et aux voies navigables marines conformément à l'[article 35](#) de la *Loi constitutionnelle de 1982*, à la *Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones*, à la *Loi sur la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones*, au [Plan d'action 2023-2028 de la Loi sur la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones](#) et aux [Principes fédéraux régissant la relation du gouvernement du Canada avec les peuples autochtones](#). La [stratégie de réconciliation du MPO et de la GCC](#) fournit un document d'orientation pour mieux comprendre pourquoi et comment la réconciliation guide le travail du Ministère. Le paragraphe 35(1) de la *Loi constitutionnelle de 1982* reconnaît et confirme les droits existants, ancestraux ou issus de traités, des peuples autochtones du Canada. Les cadres juridiques et stratégiques du gouvernement du Canada définissent une obligation spéciale de donner aux Premières Nations la possibilité de pêcher à des fins alimentaires, sociales et rituelles. Les traités signés entre les nations et le gouvernement du Canada obligent également le Canada à offrir ces possibilités.

La Première Nation T'Sou-ke est une Première Nation signataire des traités Douglas. Les traités Douglas sont l'un des rares traités historiques signés en Colombie-Britannique entre 1850 et 1854. Ces traités ont cédé des terres près des postes de la Compagnie de la Baie d'Hudson et à Victoria en échange du droit continu de chasser et de pêcher, des terres de réserve et un paiement unique. La Première Nation T'Sou-ke est l'un des 14 groupes

signataires de traités sur l'île de Vancouver au cours de cette période. De plus amples renseignements sur les traités Douglas peuvent être consultés [ici](#).

Cinq Nations Nuu-chah-nulth (Premières Nations Huu-ay-aht, Premières Nations Ka:'yu:'kt'h'/Che:k'tles7et'h', Nation Toquaht, Première Nation Ucluelet, Tribu Uchucklesaht) sont signataires du Traité Maa-nulth. Le chapitre sur les pêches de l'accord définitif du Traité Maa-nulth énonce un *droit de pêche national issu qui est protégé en vertu de l'article 35 de la Loi constitutionnelle de 1982* et comprend le saumon chinook et d'autres espèces. Les Nations signataires du Traité Maa-nulth ont un accès commercial grâce à un [accord parallèle sur la pêche](#). De plus amples détails sur le Traité Maa-nulth se trouvent aux articles 4 et 10.1 du PGIP applicables, et l'intégralité de l'Accord définitif des Premières Nations Maa-nulth peut être consultée [ici](#).

Cinq Premières Nations Nuu-chah nulth situées sur la COIV, à savoir Ahousaht, Ehatesaht/Chinehkint, Hesquiaht, Mowachaht/Muchalaht et Tla-o-qui-aht (ci-après appelées « les cinq Nations ») détiennent un droit ancestral de pêcher toute espèce de poisson, à l'exception de la panope du Pacifique, dans leurs territoires de pêche, et de vendre ces poissons. En 2019, le MPO a publié un plan annuel de gestion des pêches plurispécifiques pour les cinq Nations, qui prévoit une pêche plurispécifique fondée sur les droits destinée à la vente, qui selon le MPO, tient compte des droits ancestraux des cinq Nations en matière de pêche commerciale. Le plan de gestion des pêches plurispécifiques décrit les possibilités de pêche des cinq Nations pour le saumon, le poisson de fond, le crabe, la crevette, l'holothurie et le pouce-pied ainsi que le régime de gestion des pêches. De plus amples détails sur la pêche commerciale fondée sur les droits des Cinq nations se trouvent dans la section 10.3 du PGIP applicable et dans le [PGP 2023-2024](#).

Plusieurs Premières Nations Nuu-chah-nulth ont accès à la pêche commerciale communautaire du saumon chinook dans la COIV. Les Premières Nations Hupacasath et Tseshaht ont négocié des ententes sur les possibilités économiques qui facilitent la pêche commerciale communautaire du saumon chinook de la rivière Somass et d'autres espèces de saumon. Ces deux Nations, ainsi que la Première Nation des Ditidaht et la Première Nation des Yuułu? it? ath (Ucluelet), ont eu des pêches des excédents de géniteurs pour les saumons chinooks d'écloserie en surplus dans la COIV. Les Premières Nations Huu-ay-aht pratiquent une pêche sélective terminale de poissons marqués destinée à la vente pour le saumon chinook de la rivière Sarita, qui a été autorisée en vertu des dispositions du Traité Maa-nulth.

1.3. CONTEXTE SOCIO-ÉCONOMIQUE ET APERÇU DES PÊCHES

Le saumon chinook de la COIV est vulnérable à la pêche en mer pendant la majeure partie de sa vie, les pêches ciblant principalement les poissons d'âge 3 et plus. Le saumon chinook de la COIV est pêché dans les eaux de l'Alaska et tout au sud le long du littoral jusqu'à son entrée dans ses rivières natales (dont certaines soutiennent même des pêches récréatives en eau douce). Le saumon chinook de la COIV est pêché en Alaska et dans le nord de la Colombie-Britannique à la fois comme poisson immature qui se nourrit dans la région et comme adulte mature pendant sa migration de montaison vers son cours d'eau natal. Dans le sud, le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique et de la COIV, les pêches récoltent principalement des saumons chinooks matures qui migrent vers leurs frayères. La répartition au nord du saumon chinook de la COIV limite la capacité du Canada à conserver le saumon chinook de la COIV par la réglementation sur la pêche, car environ la moitié de la mortalité annuelle liée à la pêche (prises plus mortalité accidentelle) se produit dans le sud-est de l'Alaska (SEAK; CTSC 2023a; Tableau C-6). Les stocks de saumon chinook provenant de la COIV peuvent également représenter une proportion importante (allant de 5 à 50 %) des prises des Premières

Nations, récréatives et commerciales le long des côtes du nord et du centre de la Colombie-Britannique (NCCB; CTSC 2023b).

Les remontes importantes de saumons chinooks d'écloserie sur la COIV dans les années 1980 et au début des années 1990 ont entraîné une croissance rapide des pêches dirigées du saumon chinook le long de la COIV. Les prises pendant la période de pêche maximale, soit d'août à septembre, étaient principalement (90-100 %) des saumons chinooks de la COIV. Depuis 1994, ces pêches ont été restreintes en réponse au déclin de l'abondance sur la COIV et plus tard pour protéger le saumon coho du Fraser intérieur en déclin. À l'exception des pêches terminales ciblant les surplus d'écloserie (bras Alberni, baie Barkley et bras Tlupana) ou les stocks mixtes (détroit de Juan de Fuca), les prises de saumons chinooks de la COIV dans la plupart des zones de pêche terminales sont relativement faibles.

Le saumon chinook de la COIV reste un important moteur économique pour les collectivités de la côte et les Premières Nations. La gestion des pêches sur la COIV s'est détournée des grandes pêches commerciales de stocks mixtes et met davantage l'accent sur le saumon chinook comme base pour le tourisme fondé sur la pêche récréative, les pêches régulières au filet maillant et à la senne ciblant les remontes de poissons d'écloserie, ainsi que pour les pêches à des fins ASR et commerciales des Premières Nations (voir la section 1.2 ci-dessus). Les pêches génèrent des avantages économiques importants, comme on peut le déduire à partir des taux d'exploitation présentés dans le tableau C-5. Évaluation de la productivité des géniteurs d'origine naturelle des saumons chinooks géniteurs de la rivière Stamp, y compris les recrues en zone terminale, les recrues par géniteur et le taux de survie du stade de smolt au stade adulte, calculé au moyen de recrues d'origine naturelle déterminées à l'aide des MMC et des otolithes portant une marque thermique (MT).

À la fin des années 1990, on a mis en œuvre diverses mesures de gestion pour réduire la récolte de saumon chinook de la COIV en réponse aux préoccupations liées au déclin de l'abondance (MPO 2023a). Les mesures actuelles de gestion des pêches sont considérées comme préventives et visent à favoriser la croissance du stock. Malgré ces mesures, l'abondance du saumon chinook d'origine naturelle dans la COIV est demeurée faible pendant plus de trois décennies (voir la section 5).

Le taux d'exploitation moyen par année civile (TEAC) des pêches préterminales, y compris la mortalité par lâcher (due aux blessures découlant des captures), est estimé à 35 %, soit environ 90 000 saumons chinooks par année (Figure 1.1. Tableau C-6). Les pêches terminales ciblant le saumon chinook issu de l'écloserie du ruisseau Robertson et de l'écloserie de la rivière Conuma sont plus variables que les pêches préterminales, les totaux autorisés des captures dépendant des remontes annuelles prévues. En moyenne, les pêches terminales représentent un taux d'exploitation de 25 % et ont varié entre 2 et 50 % par le passé. Les pêches préterminales sont principalement réglementées par le Traité sur le saumon du Pacifique, tandis que les pêches terminales sont réglementées au pays par la gestion des ressources du MPO.

1.3.1. Traité sur le saumon du Pacifique

Les effets de la récolte autorisée dans les pêches préterminales sont définis dans le Traité sur le saumon du Pacifique (TSP) canado-américain, qui comprend les eaux marines du sud-est de l'Alaska jusqu'à la région côtière de l'Oregon. Le cadre de gestion du TSP pour le saumon chinook tient compte de deux types de pêches : Les pêches dont la gestion est fondée sur l'abondance globale (GFAG) et les pêches dont la gestion est fondée sur les stocks individuels (PGSI).

Les pêches de stocks mixtes dont la GFAG sont gérées en fonction d'un total autorisé des captures annuel basé sur l'abondance globale prévue de tous les stocks et les taux de récolte

stipulés par le TSP. Les autres pêches sont classées comme des PGSI, et dont les TEAC sont réglementés à l'échelle nationale par le Canada ou les États-Unis. Les PGSI qui interceptent régulièrement des saumons chinooks de la COIV comprennent les pêches le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique et dans les zones terminales de la COIV. Dans les pêches canadiennes dont les pêches GFAG et les PGSI, tous les secteurs participent, y compris les pêches des Premières Nations visées par un traité, les pêches à des fins ASR, les pêches d'intérêt économique, les pêches récréatives et les pêches commerciales au filet et à la traîne. Il convient de noter que le TSP ne couvre pas les prises accessoires dans les pêches autres que la pêche du saumon, comme la pêche au chalut du poisson de fond dans l'un ou l'autre pays, et qu'il ne s'étend pas à des zones comme l'ouest de l'Alaska et la mer de Béring, où le saumon chinook de la COIV a été intercepté par le passé, ce qui signifie que les estimations des prises sont biaisées (Figure 3.16).

Pour de plus amples renseignements sur les pêches du saumon chinook liées au TSP, veuillez consulter les rapports annuels du Comité technique sur le saumon chinook (CTSC) de la Commission du saumon du Pacifique à l'adresse www.psc.org.

1.3.2. Gestion des pêches à l'échelle nationale

La gestion des pêches de l'UGS de la COIV est décrite dans les plans annuels de gestion intégrée des pêches (PGIP) pour le saumon du sud de la Colombie-Britannique. Depuis 1995, la gestion de la pêche à l'échelle nationale a limité l'exploitation de la pêche du saumon chinook de la COIV dans les eaux canadiennes à des niveaux inférieurs à ce qui est permis par le TSP. En 1996, une fermeture a été mise en œuvre de Haida Gwaii à la COIV pendant la période de pointe de la migration. En 1997, un plafond d'exploitation a été imposé aux pêches dont la GFAG et aux PGSI au Canada qui interceptent le saumon chinook d'origine naturelle de la COIV (Figure 1.1.). Le plafond d'exploitation variait de 10 à 15 % selon les remontes prévues dans la baie Clayoquot, qui était traitée comme un refuge sauvage. Le taux d'exploitation pour la baie Clayoquot était celui du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson, à l'exclusion des prises des pêches dans la baie Barkley et l'inlet Alberni. La pêche à la traîne dans le nord a été limitée à une limite d'interception annuelle de 3,2 % pour le saumon chinook de la COIV, qui est évaluée toutes les deux semaines par l'échantillonnage de la composition des prises.

La plupart des pêches dans les zones terminales de la COIV sont gérées de manière à atteindre les objectifs en matière de reproducteurs, en fonction du nombre prévu d'œufs de saumons en montaison. Les mesures précises de gestion des pêches comprennent : la mise en œuvre d'un corridor de gestion spécial s'étendant sur un mille marin à partir de la ligne de démarcation, une « limite de taille » maximale (conçue pour conserver les femelles œuvées de grande taille), des fermetures de période et de zone, des restrictions quotidiennes de limite et plus récemment, des pêches sélectives par marquage (fondées sur les coupes de nageoires adipeuses) dans certaines zones. Les possibilités de récolte du saumon chinook dans les zones de pêche terminales à l'extérieur des approches des principales écloseries ont été restreintes en raison des fermetures de zones dans un rayon de 2 km de la plupart des embouchures des rivières, des fermetures de zones localisées le long des voies de migration, des réductions des limites quotidiennes et des limites de taille maximale. La baie Kyuquot et la baie Clayoquot ont été fermées à toutes les pêches, sauf la pêche alimentaire fondée sur les droits des Premières Nations. De nombreuses Premières Nations déconseillent à leurs membres de pêcher près des embouchures des rivières. En revanche, des possibilités de récolte régulières existent dans les emplacements terminaux où des surplus d'écloserie sont déterminés, comme le bras Alberni, les bras Tlupana et Matchlee et le lac Nitinat.

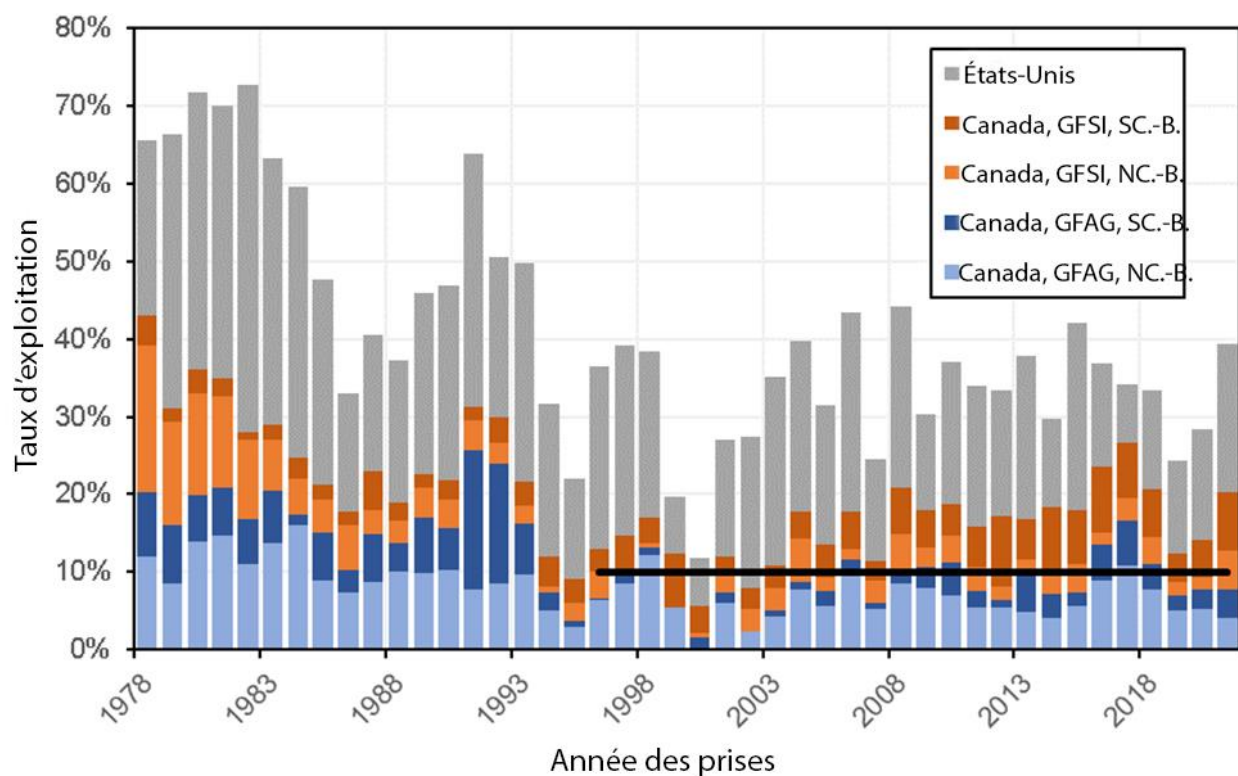


Figure 1.1. Distribution du taux d'exploitation par année civile (TEAC), incluant les mortalités accidentelles, entre les principales pêches préterminales canadiennes et américaines. Dans la légende, « NC.-B. » et « SC.-B. » désignent respectivement le nord et le sud de la Colombie-Britannique. Les estimations du TEAC reposent sur la récupération des micromarques magnétisées codées des saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson. La ligne noire pleine représente la limite de 10 % du taux d'exploitation pour les pêches canadiennes soumises à la GFAG (barres bleues).

2. SOURCES DE DONNÉES ET CADRE D'ÉVALUATION

L'un des objectifs du cadre d'évaluation pour le saumon chinook de la COIV est d'appuyer la gestion annuelle des pêches, qu'il s'agisse de la gestion des pêches préterminales (c.-à-d. GFAG) dans le cadre du processus du Traité sur le saumon du Pacifique ou des pêches terminales (c.-à-d. les PGSI). Depuis 1985, dans le cadre de la mise en œuvre du Traité sur le saumon du Pacifique, le saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson est devenu la population de référence porteuse de micromarques magnétisées codées (MMC), représentant l'ensemble de l'UGS de la COIV. En outre, une série d'indicateurs de l'échappée (reproducteurs et géniteurs d'écloserie) répartis le long de la COIV fournissent des renseignements sur les tendances et l'état ainsi que des échantillons biologiques pour les proportions des poissons d'écloserie, la composition selon l'âge et le sexe. La surveillance des pêches comprend l'estimation des prises par pêche, l'échantillonnage des MMC et l'échantillonnage biologique.

Un autre objectif du cadre d'évaluation est d'améliorer la compréhension de l'état et de la productivité des populations de l'UGS et des composantes au fil du temps. Les facteurs clés de la productivité sont déterminés au moyen d'une évaluation du cycle biologique, en commençant par l'évaluation qualitative des risques et la détermination des lacunes dans les connaissances, puis par une évaluation plus quantitative des risques (p. ex. Irvine *et al.* 2024). Bien que les stades du cycle biologique du saumon chinook en eau douce soient relativement simples à étudier, les stades en eau de mer nt historiquement été considérées comme une « boîte noire »

(Burke *et al.* 2016). Les efforts de recherche récents sur la COIV se sont concentrés sur le début du stade en mer, tandis que la majeure partie des données historiques qui sous-tendent ce rapport proviennent de la phase de croissance en eau douce et du stade d'adulte sexuellement mature. La surveillance de la production de smolts à partir des géniteurs naturels a été peu fréquente au cours de la période des données sur les géniteurs depuis 1953; mais l'accent mis récemment sur l'évaluation du cycle biologique a donné lieu à une évaluation des alevins et des smolts dans certaines rivières, comme la Sarita, la Tranquil, la San Juan et la Somass. Les données recueillies pour toutes les phases du cycle de vie ont été utilisées dans le présent rapport lorsqu'elles étaient disponibles.

Les données utilisées et les méthodes utilisées pour le dénombrement et l'échantillonnage du saumon chinook de la COIV sont décrites ci-dessous. Malheureusement, les mortalités naturelles dues à la prédation, aux maladies, etc., font rarement l'objet d'une surveillance opportuniste.

2.1. ESTIMATIONS DES GÉNITEURS

On estime le nombre de géniteurs pour déterminer si l'objectif de conservation consistant à maintenir une structure de stock hétérogène est atteint en répartissant les risques sur un large éventail de conditions environnementales (MPO 2005; Riddell, 1993; Serchuck *et al.* 1999). Le cadre d'évaluation consiste en une hiérarchie des activités et des méthodes de dénombrement et d'échantillonnage des géniteurs, expliquées ci-dessous et classées selon les objectifs pour le type d'estimation des échappées de géniteurs. La base de données « [nuSEDS](#) » du MPO comporte six catégories d'estimation (voir le Tableau C-1 pour plus de détails) :

1. Abondance réelle avec une résolution et une fiabilité élevées,
2. Abondance réelle avec une résolution et une fiabilité moyennes,
3. Abondance relative avec une résolution et une fiabilité élevées,
4. Abondance relative avec une résolution et une fiabilité moyennes,
5. Abondance relative avec une résolution et une fiabilité élevées,
6. Présence ou absence

La portée des estimations actuelles de la population est estimée à plus de 90 % de l'abondance des géniteurs du saumon chinook de la COIV. Aux fins d'évaluation, les années sans relevé des échappées, ou lorsqu'aucune donnée sur la composition du stock n'était disponible pour les prises de la pêche des stocks mixtes, étaient généralement remplies en fonction des données des années ou des systèmes adjacents (méthodologie et données sources disponibles dans Brown et Holt 2024). La liste complète des rivières à saumon chinook de la COIV est fournie dans le Tableau C-2.

La rivière Somass abrite la plus grande population de saumons chinooks sur la COIV, en grande partie grâce à la production d'écloserie du ruisseau Robertson. Comme il a été mentionné, il s'agit de l'indicateur des MMC pour l'UGS du saumon chinook de la COIV et, par conséquent, il nécessite des estimations exactes et précises de l'abondance et des récupérations estimées des MMC dans les pêches, les reproducteurs de rivière et les poissons d'écloserie (c.-à-d. la catégorie 1 ci-dessus). Depuis 1986, des dénombrements par passage en amont sont effectués à la passe migratoire de la rivière Stamp. À partir de 1990, un système de caméra vidéo a permis d'enregistrer la migration du saumon chinook dans la passe migratoire. La conception a été améliorée au fil des ans, de sorte que les dénombrements du passage du saumon chinook sont maintenant enregistrés en continu pendant toute la période de montaison. Les données obtenues sont très précises et sont considérées comme des estimations exactes

de l'abondance totale des géniteurs dans le bassin versant de la rivière Stamp, y compris l'écloserie du ruisseau Robertson.

Les estimations des géniteurs pour 24 autres rivières à saumon chinook correspondent aux catégories 3 et 4. Dans ces rivières, le saumon chinook est systématiquement dénombré à l'aide de relevés visuels périodiques pendant sa période de montaison et de fraie; 17 d'entre elles ont été identifiées comme des systèmes d'indicateurs clés d'échappée avec soit aucune amélioration, soit des niveaux plus faibles (voir la liste dans le Tableau 4.1). Les dénombrements sont élargis pour l'erreur d'observation en fonction des conditions du relevé et d'une « durée de vie » moyenne du poisson fondée sur la série chronologique historique, avec une certaine souplesse pour que l'on tienne compte des conditions propres à l'année. On applique la méthode de l'« aire sous la courbe » (ASC) pour calculer les estimations des échappées totales à partir des dénombrements périodiques (Ames 1984; English *et al.* 1992; Irvine *et al.* 1992). Les variations de la méthode sont largement appliquées aux fins de l'estimation des échappées des saumons dans les territoires allant du nord de la Californie à l'Alaska (Cousens *et al.* 1982; Bue *et al.* 1998). La méthode de l'ASC a été appliquée aux systèmes de la COIV parce qu'elle était rentable et que les stocks indicateurs intensifs choisis provenaient de systèmes fluviaux clairs et relativement petits où le saumon chinook qui fraie est principalement confiné aux tronçons du cours principal des rivières. La méthode de relevé en apnée utilisée présente généralement une efficacité élevée pour les observateurs, bien que celle-ci puisse être faible pendant les périodes de fortes précipitations et d'eau turbide. La durée de vie du relevé des géniteurs de saumon chinook varie entre 5 et 45 jours, avec une médiane d'environ 20 jours. Les conditions du débit et des niveaux d'eau ainsi que les renseignements supplémentaires, comme les observations de la faune, les notes sur le comportement et l'information fondée sur la pêche, sont évalués dans l'examen des données afin que l'on puisse déterminer les relevés à inclure dans l'analyse et choisir une durée de vie appropriée pour le relevé dans les calculs de l'ASC (McHugh et Dobson 2013; Dunlop 2022). Les débits élevés, la turbidité accrue et le mauvais temps qui empêchent l'accès à des endroits éloignés peuvent donner des estimations de moins bonne qualité.

Pour évaluer l'exactitude relative du programme exhaustif d'indicateurs de la COIV, un programme de radiomarquage de 2010-2013 a confirmé que les paramètres généralement appliqués aux estimations du saumon chinook étaient raisonnablement conformes aux mesures plus détaillées appliquées au moyen de radioémetteurs détecteurs de la mortalité (McHugh et Dobson 2013). De plus, la Première Nation Mowachaht-Muchalaht dans la baie Nootka a effectué des relevés par marquage-recapture sur la rivière Burman de 2007 à 2018. Des étiquettes ont été posées et recapturées dans le bassin de retenue juste en dessous de la section du relevé (étendue de l'influence des marées). Le nombre de saumons chinooks dans le bassin pendant la période de migration a été estimé à l'aide de l'ASC et du marquage-recapture (Dunlop 2019), mais une fermeture inadéquate a entraîné une confusion des paramètres, limitant la valeur des estimations obtenues, qui ne sont pas présentées ici.

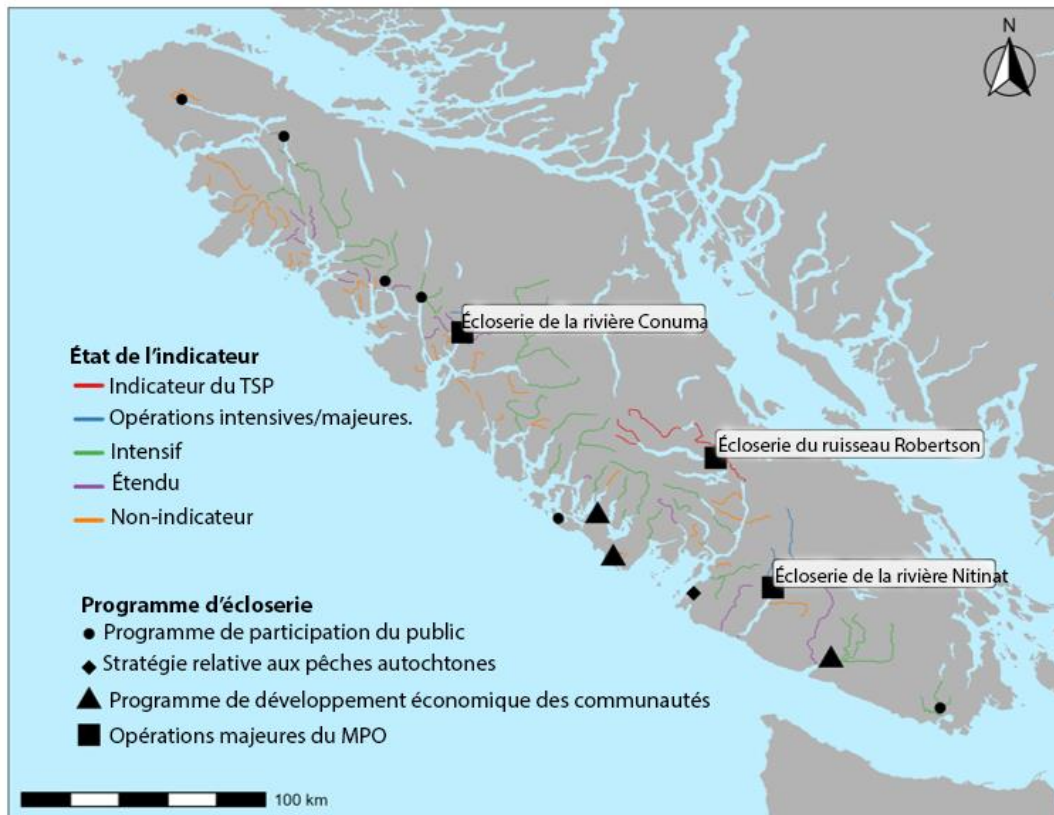


Figure 2.1. Rivières de la COIV et principaux affluents avec observations du saumon chinook (lignes colorées), et emplacements des écloseries relâchant le saumon chinook le long de la COIV (points). Les couleurs des lignes indiquent l'intensité de la surveillance axée sur chaque rivière. La rivière Somass est un stock indicateur du Traité sur le saumon du Pacifique et fait l'objet d'une évaluation très rigoureuse. Le personnel du MPO responsable des opérations des écloseries surveille chaque année les rivières Conuma et Nitinat. Les indicateurs intensifs sont évalués quantitativement avec des cibles de 6 à 8 relevés chaque année. Des relevés exhaustifs d'indicateurs sont effectués de façon opportuniste, généralement une fois tous les 3 à 5 ans.

Les 36 autres populations de saumon chinook sont généralement classées dans les catégories 5 ou 6, ce qui donne une abondance relative avec une résolution et une fiabilité faibles ou simplement une mention de présence ou d'absence. Ces populations ne sont pas utilisées comme indicateurs.

En plus des trois principales écloseries du MPO sur la COIV (Nitinat, Conuma et Robertson), il y a trois écloseries du Programme de développement économique des communautés, six écloseries du Programme de participation du public et une écloserie de la Stratégie relative aux pêches autochtones (Figure 2), qui mènent collectivement des programmes mineurs de mise en valeur du saumon chinook sur 10 rivières de la COIV et contribuent à la surveillance des échappées dans ces systèmes.

Les méthodes d'estimation des échappées de saumons chinooks de la COIV varient en fonction du financement, de la priorité, de la logistique, des conditions environnementales, etc. Il y a eu de nombreux examens des méthodes de surveillance des échappées, notamment celui de Parsons et Skalski (2010). Ces auteurs ont offert des conseils généraux sur les méthodes qui avaient tendance à fournir les estimations les plus fiables sur le plan statistique et celles qui n'étaient pas recommandées. En général, les dénombrements de passage ont été considérés comme les plus fiables, à condition que des infrastructures appropriées soient disponibles, bien

que la composition des espèces puisse constituer un problème si l'on utilise un système acoustique plutôt que visuel. Des techniques de superficie sous la courbe ont été recommandées lorsque les saumons sont visibles et qu'ils peuvent être dénombrés (c.-à-d. que l'« efficacité des observateurs » est élevée). Les méthodes de marquage-recapture n'ont pas été recommandées, sauf lorsqu'il est possible de répondre aux hypothèses requises (voir Velez-Espino *et al.* 2016). Par exemple, les populations ne sont généralement pas fermées (comme l'exigent les méthodes de Peterson ou de Schafer), ce qui nécessite l'application de modèles ouverts plus complexes; les mortalités peuvent dépendre de l'heure d'arrivée (la méthode de Jolly-Seber ne peut pas tenir compte de ce biais); les poissons peuvent arriver et mourir entre les périodes d'échantillonnage (la méthode de Manly-Parr ne peut pas tenir compte de ce biais). Le marquage-recapture peut être la meilleure option pour les grands systèmes où l'hypothèse de fermeture peut être respectée et où la visibilité est un problème. Les méthodes du nombre maximum (adultes ou nids) n'ont pas été recommandées, car la relation entre le nombre maximum et les échappées varie d'une année à l'autre.

Sur la COIV, les dénombrements de passage sont appliqués dans la mesure du possible, l'ASC étant utilisée ailleurs et les estimations maximales prises comme solution de rechange si nécessaire. La manipulation de la mortalité sur les populations vulnérables, l'absence de fermeture des populations et le coût empêchent généralement l'application généralisée des méthodes de marquage-recapture dans notre région.

2.2. PRISES DANS LA PÊCHE

Le saumon chinook de la côte ouest de l'île de Vancouver est capturé dans le cadre des pêches terminales menées dans les bras de mer côtiers le long de la COIV, ainsi que dans les pêches préterminales depuis la mer de Béring jusqu'au sud des États-Unis. Les prises de saumons chinooks de la COIV dans les pêches terminales sont estimées par le personnel local de la gestion des ressources et de l'évaluation des stocks du MPO. Les prises de saumons chinooks de la COIV dans les pêches préterminales sont estimées par la CSP à l'aide des récupérations de MMC (voir ci-dessous), qui sont compilées à partir des bases de données de divers organismes et des questionnaires des pêches par le Comité technique du saumon chinook de la CSP et dont les rapports sont présentés chaque année (p. ex. CTSC 2023c). Cependant, les saumons chinooks de la COIV sont également interceptés en tant que prises accessoires dans les pêches autres que celles du saumon, comme les pêches au chalut, qui ne sont pas comprises dans les rapports du CTSC. De même, les rapports du CTSC sont limités à la zone du TSP, de sorte que les saumons chinooks de la COIV capturés dans le cadre des pêches ciblant le saumon le long des îles Aléoutiennes et d'autres parties du Pacifique ne sont pas compris.

2.2.1. Échantillonnage et analyse des micromarques magnétisées codées

Les MMC ont été introduites dans les années 1970 et fournissent des renseignements sur la répartition océanique, le taux de survie de l'état de smolt à l'état d'adulte, les taux de maturation et les taux d'exploitation de la pêche pour de nombreuses populations indicatrices des MMC le long de la côte ouest du Canada et des États-Unis. Une description et un examen du programme de MMC sont fournis dans un premier rapport d'examen de la CSP (CSP 2005). Le CTSC a élaboré des lignes directrices sur l'échantillonnage et un cadre analytique pour les MMC afin d'estimer ces variables clés du stock et de la pêche, et publie des rapports annuels.

L'écloserie du ruisseau Robertson est la population indicatrice des MMC représentant l'ensemble de l'UGS du saumon chinook de la COIV. Environ 600 000 MMC sont implantées chaque année, soit environ l'équivalent de 10 % de la production totale de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les résultats sont disponibles dans les rapports annuels du CTSC (p. ex.

CTSC 2023a,b). Depuis 2000, toutes les écloseries de la COIV, autres que celle du ruisseau Robertson, implantent des MMC dans des portions plus petites des lâchers (ou pas du tout) en raison des coûts prohibitifs du marquage et du rétablissement. Le ruisseau Robertson est donc le seul stock d'écloserie de la COIV qui génère suffisamment de données chaque année pour servir d'indicateur.

Certaines écloseries, dont celles de Conuma, de Sarita et du ruisseau Robertson, ont commencé à marquer en masse leur production annuelle de saumon chinook (coupe de la nageoire adipeuse sans implantation de MMC). Les MMC et les poissons marqués en masse peuvent être identifiés visuellement comme des poissons d'écloserie par leur nageoire adipeuse manquante; toutefois, il est uniquement possible de déterminer l'origine des poissons portant une MMC (en lisant le code numérique gravé dans la MMC), à moins que des tissus ne soient prélevés sur des poissons marqués en masse pour permettre une attribution génétique au moyen du MFF. Les données sur l'année d'éclosion associées aux MMC, au MFF et parfois aux marques thermiques des otolithes peuvent également servir à déterminer avec précision l'âge des saumons chinooks d'écloserie (voir la section 2.3 ci-dessous).

Il existe des incertitudes inhérentes au programme de MMC qui influent sur l'exactitude de l'analyse du taux d'exploitation – une liste complète est fournie par le CTSC (2023b). D'autres incertitudes et biais potentiels sont également décrits dans Weil *et al.* (2024). Le programme d'indicateurs des MMC suppose que la biologie, la répartition et le comportement du stock indicateur des MMC (c.-à-d. le ruisseau Robertson) sont représentatifs des autres populations de saumons chinooks dans l'UGS. En particulier, il suppose des similitudes dans les taux de maturation, la taille selon l'âge, la répartition marine, l'exploitation par la pêche, le taux de survie de l'état de smolt à l'état d'adulte et le moment de la migration. Cependant, la survie du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson est probablement différente de celle du saumon chinook d'origine naturelle; il arrive à maturité plus rapidement, atteint une taille selon l'âge plus petite et a une période de migration différente par rapport aux autres populations, en particulier celles du nord-ouest de l'île de Vancouver (voir la section 3.3). Ces différences pourraient donner lieu à des estimations biaisées de la survie et de l'exploitation préterminale pour le saumon chinook d'origine naturelle. Un échantillonnage génétique systématique dans les pêches préterminales permettant d'estimer la composition des prises de saumon chinook d'écloserie et d'origine naturelle de la COIV serait nécessaire pour évaluer ce biais possible.

2.2.2. Surveillance des prises dans les pêches terminales

Les pêches terminales du saumon chinook le long de la COIV comprennent les pêches commerciales au filet; les pêches des Premières Nations au filet, à la traîne et à la canne et au moulinet; et les pêches récréatives (individus et activités des guides de pêche et des camps). Les prises de saumon chinook dans toutes ces pêches sont surveillées par le MPO, mais les approches varient selon la pêche.

Les prises commerciales et les prises de saumon chinook des Premières Nations sont déclarées directement par les pêcheurs individuels ou les exploitants de navires. Les prises commerciales sont déclarées directement au MPO, tandis que les prises des Premières Nations sont déclarées aux gestionnaires des pêches des Premières Nations.

Les prises de saumon chinook à des fins récréatives sont estimées au moyen de l'enquête par interrogation des pêcheurs, qui combine les données sur les prises tirées d'entrevues avec des pêcheurs individuels, les rapports sur les sorties de pêche fournis par les guides de pêche et les camps, et les dénombrements des bateaux de plaisance recueillis dans le cadre des relevés aériens. Les méthodes de production des estimations des prises totales sont décrites dans English *et al.* (2002) et Atkinson *et al.* (2024) pour l'enquête par interrogation des pêcheurs

dans le détroit de Georgia; des méthodes et des plans de relevé similaires ont été d'abord mis en œuvre dans le bras Alberni et la baie Barkley en 1984, puis dans l'ensemble de la COIV en 1991. Les estimations des prises tirées du programme d'enquête par interrogation des pêcheurs sont agrégées par mois, car les données sont généralement trop rares pour permettre des estimations précises à des résolutions temporelles plus fines.

2.3. ÉCHANTILLONNAGE BIOLOGIQUE

Depuis le début des années 1980, le MPO et ses organisations partenaires prélèvent régulièrement des échantillons biologiques de saumons chinooks dans les prises de la pêche, les programmes d'écloserie et les rivières de la COIV. La plupart des pêches font l'objet d'un échantillonnage intensif, avec des taux d'échantillonnage de 10 % dans les principales pêches terminales. L'échantillonnage le plus intensif des échappées a lieu dans la rivière Stamp, afin de répondre aux exigences de la gestion des pêches et à l'indicateur de la CSP à l'écloserie du ruisseau Robertson (voir la section 2.2.1). Il y a un échantillonnage constant du stock de géniteurs dans d'autres écloseries le long de la COIV. Malheureusement, l'échantillonnage des carcasses dans les rivières « sauvages » donne généralement peu d'échantillons, principalement en raison des conditions environnementales difficiles et de la petite taille des populations.

L'échantillonnage biologique comprend la taille du corps (longueur ou poids), l'âge (total et en eau douce ou en mer), le sexe, l'origine (si la ponte a lieu dans une écloserie ou naturellement dans une rivière de la COIV) et le stock natal (c.-à-d. la rivière d'origine ou l'écloserie). La taille du corps est généralement évaluée par la longueur, qui est mesurée à l'aide d'une planche à mesurer ou d'un bâton. L'âge est le plus souvent déterminé par l'examen de la sclérochronologie des écailles du saumon. L'origine du poisson est déterminée à l'aide de l'une ou l'autre des manières suivantes :

1. Les MMC indiquent l'écloserie d'origine et l'année de ponte.
2. On peut se servir de l'identification génétique des stocks pour identifier le saumon chinook de la COIV jusqu'à son UC natale avec un intervalle de confiance de plus de 80 % et l'UGS avec un intervalle de confiance de plus de 90 % (Beacham *et al.* 2021). On se sert largement de cette méthode pour délimiter les prises dans l'UGS, l'UC et souvent dans la rivière. On a également utilisé ces échantillons dans l'analyse du logiciel STRUCTURE (Withler *et al.* 2017, Weil *et al.* 2024) afin d'évaluer l'influence de l'errance dans l'ascendance des géniteurs naturels.
3. Le marquage fondé sur la filiation (MFF) fournit avec un intervalle de confiance proche de 100 % l'écloserie d'origine, l'année de ponte et le sexe du poisson. Le MFF est une approche relativement récente le long de la COIV. Par conséquent, les remontes d'adultes de tous les âges identifiables grâce au MFF ne font que commencer au moment du présent rapport et ne sont pas largement comprises dans nos analyses. Le MFF sera un outil important pour la gestion et l'évaluation futures du saumon chinook de la COIV.
4. On effectue le marquage des otolithes pendant le stade de l'œuf et les stades biologiques au début de l'élevage en manipulant les températures de l'eau d'incubation pour créer des bandes distinctives (« marques thermiques ») qui permettent d'identifier une écloserie natale, chacune ayant un code unique. Le marquage thermique dans les écloseries de la COIV a commencé au milieu des années 1990 et a été à la base de l'estimation de la proportion d'origine naturelle et d'écloserie dans les populations reproductrices (Weil *et al.* 2024).

2.4. CADRE ANALYTIQUE

2.4.1. Reconstitution des remontes

Le MPO assimile les renseignements d'évaluation provenant des programmes de dénombrement et de l'échantillonnage biologique pour reconstituer les remontes terminales annuelles et la production totale de saumon chinook de la COIV par UGS, UC, baie de la COIV (ou zone de gestion des pêches du Pacifique), et parfois par rivière (p. ex. Somass). La remonte terminale (abondance) est la somme des prises et des échappées de saumon chinook de la COIV dans la zone terminale (partie de la COIV de la zone des PGSI définie dans le Traité sur le saumon du Pacifique). La production totale correspond à la remonte terminale et aux prises préterminales de saumons chinooks adultes dans la COIV au cours de la même année. Pour calculer la remonte terminale, les estimations des prises annuelles et des échappées dans l'ensemble des programmes d'évaluation du stock de la COIV sont assimilées, et les résultats de l'échantillonnage sont appliqués dans les strates temporelles et spatiales de manière à répartir les dénombrements entre les âges et les populations selon les méthodes de Chasco, Hilborn et Punt (2007).

L'exactitude et la précision des reconstitutions de la remonte dépendent de la qualité des données sur les échappées et les prises, y compris des estimations de la composition du stock dans les pêches terminales de la COIV. L'estimation de la remonte terminale sur la COIV est la somme des reconstructions de toutes les populations indicatrices individuelles. En 2015, une entente de partage des coûts sur trois ans avec la Commission du saumon du Pacifique a permis au MPO d'élargir le programme de reconstitution des remontes terminales en augmentant l'échantillonnage des tissus, des otolithes et des écailles dans plusieurs pêches de la COIV. Par conséquent, la précision et les détails de la reconstitution de la dernière remonte sont considérablement améliorés pour 2015 et les années subséquentes par rapport aux années précédentes (Luedke *et al.* 2019).

On applique le taux d'exploitation en mer estimé du saumon chinook de la COIV (voir ci-dessous) à la remonte terminale reconstruite pour calculer le nombre présumé de saumons chinooks récoltés dans les pêches préterminales.

2.4.2. Analyses de la cohorte et du taux d'exploitation

Les MMC récupérées estimées de l'écloserie du ruisseau Robertson constituent la base pour estimer l'exploitation par la pêche préterminale, les taux de maturation et la survie en mer. L'analyse des taux d'exploitation annuels du CTSC de la CSP (p. ex. CTSC 2023b) estime la contribution et les taux d'exploitation du stock de saumon chinook de la COIV dans 71 groupes de pêche clés, allant du SEAK à la zone terminale de la COIV. Les taux de mortalité accidentelle sont estimés chaque année pour chaque pêche (voir l'annexe D dans CTSC 2023a) selon les méthodes élaborées par le CTSC (1997). L'analyse de cohorte (p. ex. Vélez-Espino *et al.* 2011) donne des estimations de la survie et du taux de maturation des smolts chinooks d'écloserie du ruisseau Robertson jusqu'à l'âge 2. Les faiblesses reconnues de l'approche sont les suivantes : l'hypothèse selon laquelle l'exploitation, la maturation et la survie du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson et du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV sont identiques ou similaires; les estimations des prises de saumon chinook dans les pêches non autorisées et illégales sont exclues des analyses.

2.4.3. Prévisions annuelles de l'abondance

Riddell et ses collaborateurs (1996) ont décrit le cadre d'analyse pour prévoir les remontes de saumons chinooks de la rivière Stamp et du ruisseau Robertson. Pour chaque année de ponte,

les informations générées par l'analyse des cohortes du CTSC et utilisées dans les modèles de prévision comprennent : la survie jusqu'à l'âge 2; les taux d'exploitation en mer par pêche et par âge; et les taux de maturation selon l'âge. On détermine ensuite la production totale en étendant toutes les MMC estimées par le rapport total entre les lâchers et les MMC pour les micromarques sélectionnées, puis en corrigeant cette valeur à l'aide de la moyenne récente des remontes totales observées par rapport aux estimations fondées sur les MMC. Pour prévoir la production future de saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson, ou l'« abondance avant la pêche », on applique deux modèles de régression de classes d'âge jumelles qui utilisent l'information provenant des classes d'âge plus jeunes pour prédire la production des classes d'âge plus âgées :

- Le modèle 1 utilise la remonte terminale totale à une classe d'âge plus jeune (variable indépendante) pour prédire la production totale (la cohorte survivante en mer) d'un ou de plusieurs âges subséquents de la même année de ponte. La variable dépendante est la production totale (mortalité par pêche préterminale et remonte terminale) à un ou plusieurs âges subséquents.
- Le modèle 2 utilise la production totale estimée (mortalité par pêche plus échappées) de classes d'âge particulières pour prédire la production totale des âges suivants (c.-à-d. la cohorte survivante de la même année d'éclosion).

Les relations entre toutes les combinaisons de classes d'âge possibles ont été examinées à l'aide de ces deux modèles. Les modèles réels utilisés pour la prévision étaient fondés sur les corrélations les plus fortes (valeurs R^2 les plus élevées). Dans le cas où plus d'une classe d'âge est utilisée comme prédicteur (p. ex. les poissons des âges 2 et 3 pour prédire l'âge 4), les abondances observées de ces âges ont été additionnées. Les estimations de la cohorte survivante comprennent des facteurs de mortalité naturelle et sont estimées comme étant l'abondance avant la pêche de l'âge le plus jeune prédit. En supposant des taux de maturation moyens récents (10 ans), la cohorte restante est attribuée soit à la remonte terminale attendue, soit à la cohorte survivante qui reste en mer. La remonte terminale vers la baie Barkley/le bras de mer Alberni est prévue après que l'on ait tenu compte des prélèvements prévus dans les pêches préterminales. Une plage de prévision est générée à partir de la distribution historique des écarts entre la taille de la remonte observée et prévue. Voir Brown (2023) pour un résumé des prédicteurs les plus performants et des ajustements de gestion actuels.

2.4.4. Analyse stock-recrutement

L'analyse du stock-recrutement des populations de saumon chinook nécessite des estimations annuelles de l'abondance et de la composition selon l'âge. À l'heure actuelle, seule la rivière Stamp a fait l'objet d'un échantillonnage suffisamment rigoureux et uniforme pour que l'on puisse produire une série chronologique défendable de données sur le stock-recrutement. Cependant, la rivière Stamp est un bassin versant fortement touché qui se caractérise par des niveaux élevés d'influence des poissons d'écloserie (91 % de reproducteurs d'écloserie, en moyenne; Tableau C-4) et par un développement urbain à grande échelle, par une exploitation forestière et des activités hydroélectriques. On suppose donc que les paramètres stock-recrutement estimés à l'aide de la population de la rivière Stamp ne sont pas représentatifs des populations de saumons chinooks d'origine naturelle le long de la COIV.

Parmi les populations naturelles, aucun système n'a été suffisamment échantillonné pour que l'on arrive à établir les paramètres d'une relation stock-recrutement. Dans le cadre des efforts antérieurs, on a utilisé des données sur l'âge regroupées pour estimer une série chronologique agrégée du stock-recrutement. Ces données (Tableau 4.2; Tableau A-1) sont prises en compte dans notre étude des points de référence du stock à la section 4. Cependant, les données sur

l'âge des composantes et les estimations de la taille de la population qui sous-tendent ces données sont confondues avec des influences inconnues des écloséries et sont donc d'une utilité limitée pour comprendre la productivité naturelle du saumon chinook sur la COIV. Il est recommandé que l'élaboration future d'un programme d'évaluation des stocks se concentre sur l'élargissement des programmes d'échantillonnage biologique dans les réseaux hydrographiques naturels afin que l'on puisse recueillir plus de données sur l'âge des poissons d'origine naturelle confirmés.

2.5. DONNÉES ENVIRONNEMENTALES

Une myriade de données sont recueillies dans les milieux d'eau douce et marins de la COIV. La Direction de l'évaluation des stocks du MPO exploite un réseau de stations hydrométriques dans les rivières de l'île de Vancouver, qui consignent les données sur les niveaux d'eau, les températures de l'eau, les températures de l'air, les précipitations locales et la pression barométrique (disponible en ligne [ici](#)). Le Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO recueille des données détaillées sur toutes les sources d'eau des écloséries, y compris les rivières Nitinat et Conuma et le ruisseau Robertson. La Direction des sciences du MPO mène de nombreux programmes de surveillance de l'écologie marine au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, y compris des traits de plancton, des évaluations du bassin de proies du saumon, des profils CTP et des observatoires à points fixes. Environnement et Changement climatique Canada, le Service hydrographique du Canada et les Relevés hydrologiques du Canada recueillent des données sur la température de l'océan, les marées et les courants ainsi que les débits fluviaux, respectivement (voir <https://www.cioos.ca/> pour une ressource intégrée sur les données océanographiques canadiennes accessibles au public). Le ministère de l'Intendance de l'eau, des terres et des ressources de la Colombie-Britannique surveille également les conditions du débit d'un éventail de réseaux fluviaux sur la côte ouest de l'île de Vancouver (voir http://bcrcf.env.gov.bc.ca/freshet/map_all_wsc.html). Divers programmes supplémentaires de surveillance environnementale sont menés par les Premières Nations, les municipalités, les ONG et les entreprises privées de la COIV; un aperçu de ces programmes dépasse la portée du présent rapport.

La pléthore de données environnementales disponibles concernant la COIV fournit des renseignements utiles pour comprendre la dynamique des populations de saumons chinooks. Les gardiens des données et les scientifiques qui mènent des programmes de recherche environnementale sur la COIV ont été invités à prendre la parole lors des ateliers d'évaluation des risques en eau douce et en mer pour le saumon chinook de la COIV qui ont eu lieu de 2015 à 2022 (Irvine *et al.* 2024; l'ébauche des évaluations des risques en eau douce est actuellement disponible auprès de [West Coast Aquatic](#), Port Alberni (Colombie-Britannique). Au cours de ces ateliers, des données pertinentes sur les conditions fluviales et océanographiques ont été présentées, ce qui a permis d'obtenir des renseignements sur les facteurs probables influant sur la productivité du stock (voir la section 6, ci-dessous).

3. BIOLOGIE ET STRUCTURE DU STOCK

Le saumon chinook provenant de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) se trouve à peu près au milieu de l'aire de répartition latitudinale de l'espèce dans l'ouest de l'Amérique du Nord. Le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) est généralement la plus grande des sept espèces de saumons du Pacifique.

L'UGS pour le saumon chinook de la COIV s'étend du bassin Sooke, à l'extrémité sud, jusqu'à la baie Quatsino, au nord de la COIV (Figure 3.1.). La zone comprend 7 grandes baies. La présence du saumon chinook a été observée par le passé dans 78 rivières, y compris

32 rivières dans l'UC du SOIV, 39 rivières dans l'UC de NoKY et 7 rivières dans l'UC du NOIV; (Voir Figure 2 Tableau C-2). La partie d'eau douce de l'UGS se trouve dans l'écorégion de l'ouest de l'île de Vancouver, qui est subdivisée en trois « écoséctions »; l'UC du NOIV appartient à l'écoséction des basses terres de la rivière Nahwitti, tandis que les UC du SOIV et de NoKy appartiennent à l'écoséction des montagnes de l'île Windward (Demarchi 2011).

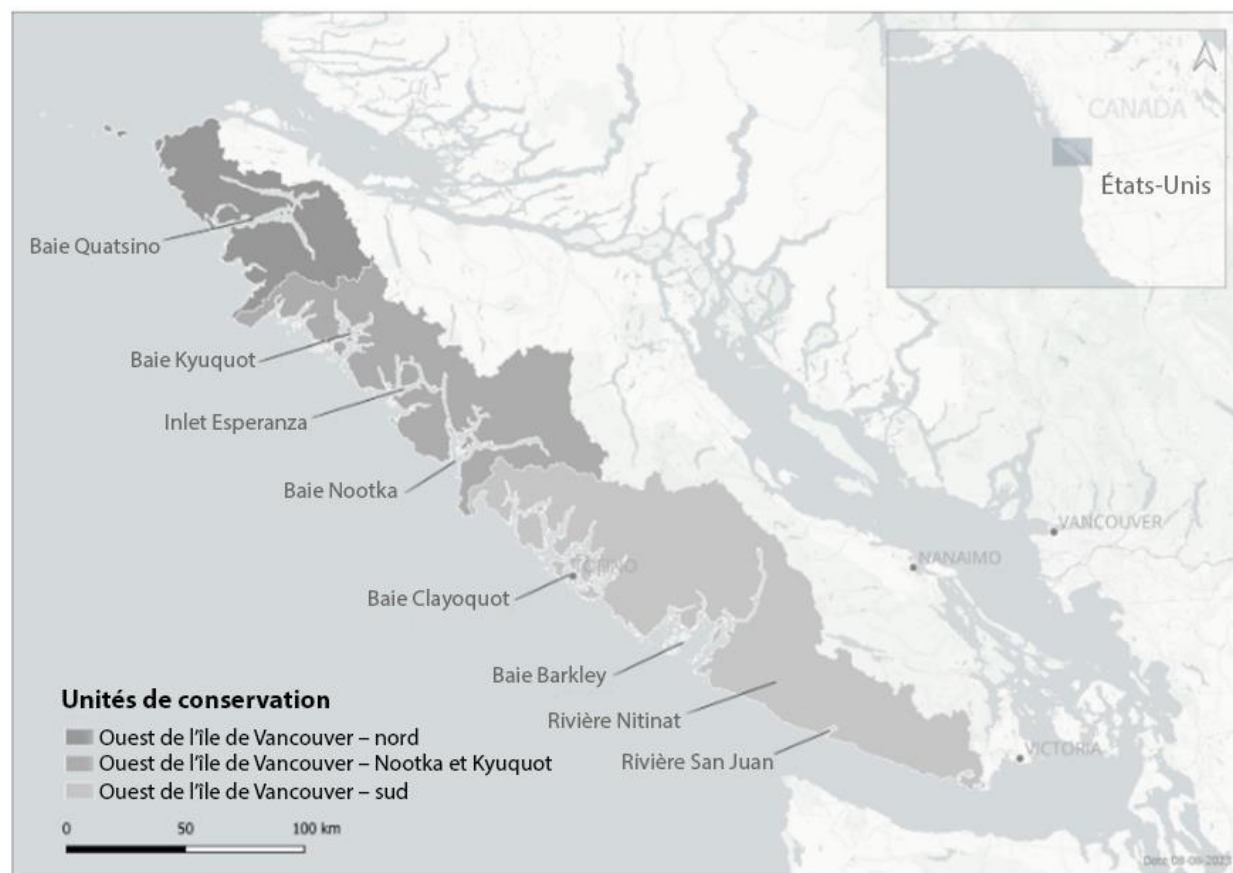


Figure 3.1. L'unité de gestion des stocks (UGS) de la COIV est composée de 3 unités de conservation (UC) découlant de la Politique concernant le saumon sauvage, et environ 50 rivières soutiennent les populations de saumons chinooks ainsi que leur environnement marin côtier associé. Adaptation de Holt et al. (2022b).

L'abondance des géniteurs varie considérablement entre les 78 populations de saumons chinooks identifiées dans l'UGS. Aux fins du présent rapport, nous considérons que les rivières où au moins quelques saumons chinooks ont été observés au cours de la majorité des années de relevé abritent une population de saumons chinooks. Des relevés visuels de l'abondance du saumon chinook, combinés à des renseignements sur les zones d'habitat de fraie disponible, nous ont permis de déduire la taille relative de ces populations (Tableau C-2). Les 25 plus grandes populations de saumon chinook de la COIV font l'objet d'une surveillance intensive, avec des relevés annuels rigoureux de l'abondance et des efforts de routine visant à recueillir des échantillons biologiques des géniteurs.

Sur la COIV, le saumon chinook arrive à maturité en moyenne à l'âge d'environ 4 ans, allant de 2 à 7 ans, les classes d'âge plus âgées ayant une proportion élevée de femelles et une grande taille corporelle. Dans cette section, nous examinons la structure et la biologie du stock tout au long du cycle biologique du saumon chinook de la COIV.

3.1. ABONDANCE GLOBALE DE L'UGS

En supposant que l'habitat d'eau douce limite la taille des populations de saumon chinook, en additionnant les superficies des bassins versants (comme estimé dans Holt *et al.* 2023b) pour les 49 plus grands systèmes, on obtient une estimation de l'abondance des géniteurs au moment du remplacement (G_{REMP}) de l'ordre de 80 000 saumons chinooks (Tableau C-3). Cette approche est fondée sur une zone de bassin versant accessible et suppose des conditions d'habitat relativement saines. Cependant, de nombreux bassins versants de la COIV sont dégradés par rapport à ceux que l'on utilise pour établir les paramètres du modèle de la zone du bassin versant en raison de l'exploitation forestière historique et d'autres activités industrielles. La capacité globale de ces 49 systèmes dans leur état dégradé actuel est donc probablement bien inférieure à 80 000 saumons, en raison de la productivité plus faible des populations.

Comme il est décrit dans la section 1, les saumons chinooks d'origine naturelle passent tout leur cycle biologique à l'état sauvage, mais un ou les deux parents peuvent avoir été des poissons d'écloserie. Les estimations récentes de l'abondance des géniteurs de saumon chinook d'origine naturelle sur la COIV se situent entre 25 000 et 30 000 poissons (à l'exclusion des unibermarins d'âge 2) d'après les reconstitutions de la remonte terminale. L'ajout d'une récolte d'environ 15 000 individus fondée sur un taux d'exploitation moyen de 35 % dans les océans donne une abondance annuelle moyenne totale de 40 000 à 45 000 saumons chinooks adultes d'origine naturelle (Figure 3.2).

La mise en valeur des écloseries a entraîné un accroissement considérable de l'abondance totale du saumon chinook de la COIV. La grande majorité (environ 85 %; Figure 3.2) de la production de saumon chinook de la COIV provient d'écloseries. Jusqu'à récemment, la plupart des saumons chinooks d'élevage ne se distinguaient pas visuellement des saumons d'origine naturelle, et étaient donc mélangés avec ceux-ci. La moyenne décennale récente de la production annuelle totale de l'UGS du saumon chinook de la COIV est estimée à plus de 250 000 individus (Figure 3.2).

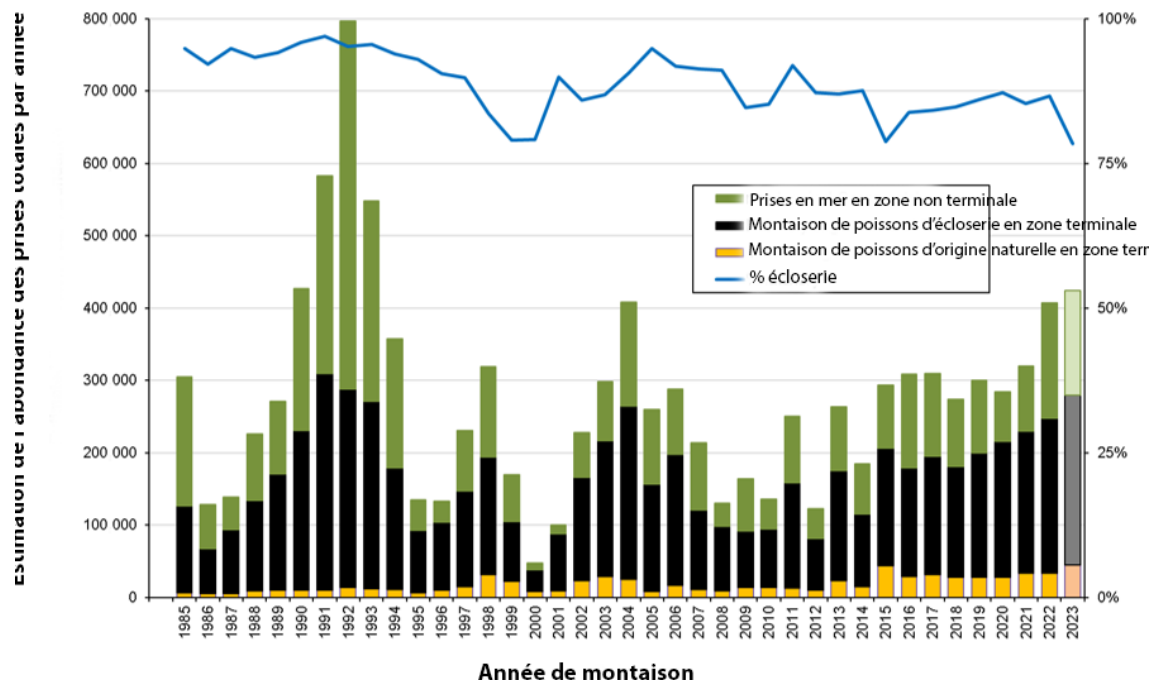


Figure 3.2. Estimations annuelles de l'abondance totale des prises par année de saumons chinooks adultes de la COIV. Les segments des barres indiquent la proportion de chaque estimation attribuable aux pêches préterminales, aux remontes de poissons d'écloserie en zone terminale et aux remontes de poissons d'origine naturelle en zone terminale. La ligne bleue, qui se rattache à l'axe des ordonnées secondaire, indique le pourcentage estimé de poissons d'écloserie pour chaque année de montaison (environ 85 % en moyenne). Les données de 2023 sont préliminaires.

3.2. STRUCTURE DU STOCK

Le saumon chinook de la COIV forme un groupe distinct dans le Pacifique Nord (voir la figure 1 à la page 560 dans Riddell *et al.* 2018). Dans l'UGS du saumon chinook de la COIV, il y a trois UC (Figure 3.1. Holtby et Ciruna 2007; DFO 2013; Brown *et al.* 2019): l'UC CK-31 « Ouest de l'île de Vancouver – sud » (SOIV), l'UC CK-32 « Ouest de l'île de Vancouver – Nootka et Kyuquot » (NoKy) et l'UC CK-33 « Ouest de l'île de Vancouver – nord » (NOIV). La parenté génétique ou le regroupement hiérarchique des populations de saumon chinook de la COIV est illustré dans le dendrogramme à la Figure 3.3.

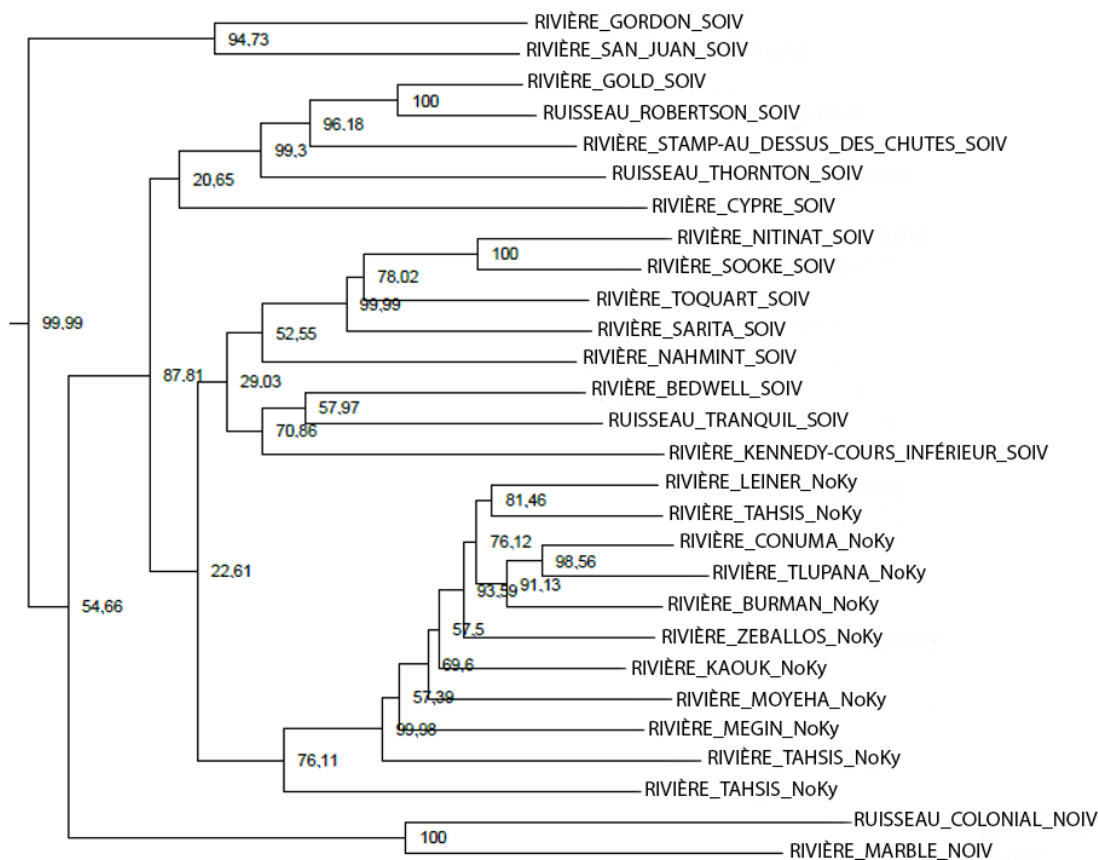


Figure 3.3. Le dendrogramme construit à partir des données décrites dans Beacham et al. (2021) décrit la parenté génétique entre 28 populations de saumons chinooks échantillonnées le long de la COIV. Il convient de noter que le regroupement des populations de Gold, Megin et Moyeha dans les unités de conservation (UC) non natales résulte de l'influence des poissons d'écloserie errants; la composition génétique de ces populations reflète plus étroitement les populations d'écloserie des UC voisines (Robertson dans le SOIV et Conuma dans NoKy).

La diversité génétique régionale des populations de saumon chinook de la COIV a diminué depuis l'introduction de la mise en valeur des écloseries dans les années 1970 et 1980. Withler et ses collaborateurs (2017) ont utilisé l'analyse du logiciel STRUCTURE pour évaluer le niveau de génétique indigène dans les populations de saumons chinooks échantillonnées; ils ont noté une certaine homogénéisation génétique du saumon chinook de la COIV, les trois principales écloseries de la rivière Conuma, du ruisseau Robertson et de la rivière Nitinat étant dominantes dans de nombreuses autres populations. Withler et ses collaborateurs (2017) ont également indiqué que la diversité génétique des populations soutenues par ces grandes installations s'est surtout maintenue depuis la création. Weil et ses collaborateurs (2024) ont examiné ces résultats ainsi que les estimations fondées sur le marquage thermique des otolithes de la contribution des poissons d'écloserie aux géniteurs naturels et ont indiqué que le niveau de changement génétique au fil du temps était influencé par le niveau de mise en valeur des poissons d'écloserie de la population locale, l'emplacement par rapport aux sources de poissons errants des écloseries et les facteurs environnementaux qui influent sur ces poissons errants.

3.3. BIOLOGIE ET CYCLE BIOLOGIQUE

Dans la présente section, nous examinons les connaissances sur les principales caractéristiques biologiques du saumon chinook de la COIV par rapport aux connaissances disponibles, en nous appuyant sur les résumés des cycles de vie du saumon chinook par Healey (1991) et Riddell et ses collaborateurs (2018), les études menées dans d'autres domaines importants pour le saumon chinook de la COIV, et les connaissances acquises grâce à la surveillance et à l'évaluation locales. Nous suivons les phases du cycle biologique (Tableau 3.1), en résumant les connaissances disponibles et les hypothèses concernant les estimations de la mortalité à chaque étape. Ensuite, dans la section 3.4, nous examinons les tableaux du cycle biologique paramétrés pour trois populations de saumons chinooks de la COIV, notamment :

1. La rivière Sarita, une rivière indicatrice de taille moyenne dans la baie Barkley avec mise en valeur des écloseries et habitat aquatique fortement dégradé. Les Premières Nations Huu-ay-aht ont entrepris une surveillance et une évaluation importantes ainsi qu'une amélioration de la gestion des stocks dans la rivière Sarita, ce qui a permis d'obtenir des renseignements importants qui sont probablement applicables à de nombreuses rivières le long de la COIV.
2. La rivière Moyeha, une petite rivière de la baie Clayoquot dans un bassin versant vierge et protégé du parc provincial Strathcona, n'a pas fait l'objet d'une mise en valeur directe des écloseries. Il s'agit d'une rivière indicatrice « sauvage » surveillée par la Première Nation Ahousaht avec des partenaires d'intendance locaux.
3. La rivière Kaouk, une rivière de taille moyenne dans la baie Kyuquot sans mise en valeur directe des écloseries et un habitat aquatique dégradé. Il s'agit d'une rivière indicatrice « sauvage » surveillée en collaboration avec les Premières Nations Ka:'yu:'kt'h/Che:k'tles7et'h.

Healey (1991) et Riddell et ses collaborateurs (2018) ont examiné la grande variété de stratégies du cycle biologique du saumon chinook avec différentes lignées caractérisées par la région géographique, la stratégie du cycle biologique des juvéniles, la migration et la répartition en mer, et le moment de la montaison des adultes. Le saumon chinook de la COIV se distingue des autres populations de saumons chinooks sur ces bases :

- Géographie – les populations proviennent de rivières se déversant dans la côte ouest de l'île de Vancouver;
- Cycle biologique des juvéniles – individus de moins d'un an (ou de type océanique) indiquant une durée limitée de 0 à 5 mois d'élevage en eau douce;
- Répartition dans l'océan – pendant leurs phases de vie océaniques, les saumons chinooks de la COIV migrent vers le Grand Nord jusqu'aux eaux côtières du sud de l'Alaska et des îles Aléoutiennes;
- Période de montaison des adultes – les reproducteurs adultes retournent dans leurs rivières natales du milieu de l'été à l'automne.

D'autres facteurs dans les écosystèmes marins dulcicoles, estuariens et littoraux ont entraîné des adaptations chez le saumon chinook de la COIV qui le rendent génétiquement distinct des UGS à proximité (Moran *et al.* 2013) pour déterminer annuellement l'effort de pêche autorisé.

Le cycle biologique d'une population de saumon chinook de la COIV est présenté dans la Figure 3.4, avec des stades précis énumérés dans le Tableau 3.1. L'application du tableau sur le cycle biologique comprend l'estimation de l'abondance à chaque stade ainsi que des taux de mortalité entre les stades, ce qui permet de créer une représentation déterministe d'une

population précise dans des conditions moyennes pour tous les âges de la montaison. Ces tableaux du cycle biologique ont principalement aidé les participants à l'atelier à évaluer les répercussions biologiques (répercussions de la mortalité sur la montaison dans la rivière) dans le cadre d'une évaluation des risques liés aux facteurs potentiels limitant la capacité de production (Irvine *et al.* 2024). Les résultats des évaluations des risques en eau douce et en mer sont présentés dans la section 6.

Le paramétrage du modèle du cycle biologique est fondé sur la documentation (comme Healey 1991, Bradford 1995 et Riddell *et al.* 2018), ainsi que sur les connaissances locales d'une variété de projets passés et actuels dans la COIV. Une grande partie de notre compréhension de la répartition et de la migration océaniques provient de la récupération des MMC. Les évaluations des risques ont entraîné un accent accru sur l'évaluation de la productivité des géniteurs naturels, y compris l'évaluation de l'introggression de l'écloserie dans la fraie naturelle, l'évaluation du succès de la reproduction par des évaluations de l'abondance des juvéniles et de la croissance en eau douce, ainsi que des premiers stades de la répartition en mer, de la croissance et du comportement migratoire. Les évaluations des risques ont relevé des goulots d'étranglement potentiels de la survie en mer, ce qui a donné lieu à l'élaboration en 2022 d'une série de projets visant à quantifier les principales interactions écosystémiques et les sources de mortalité au début du stade en mer du saumon chinook de la COIV.

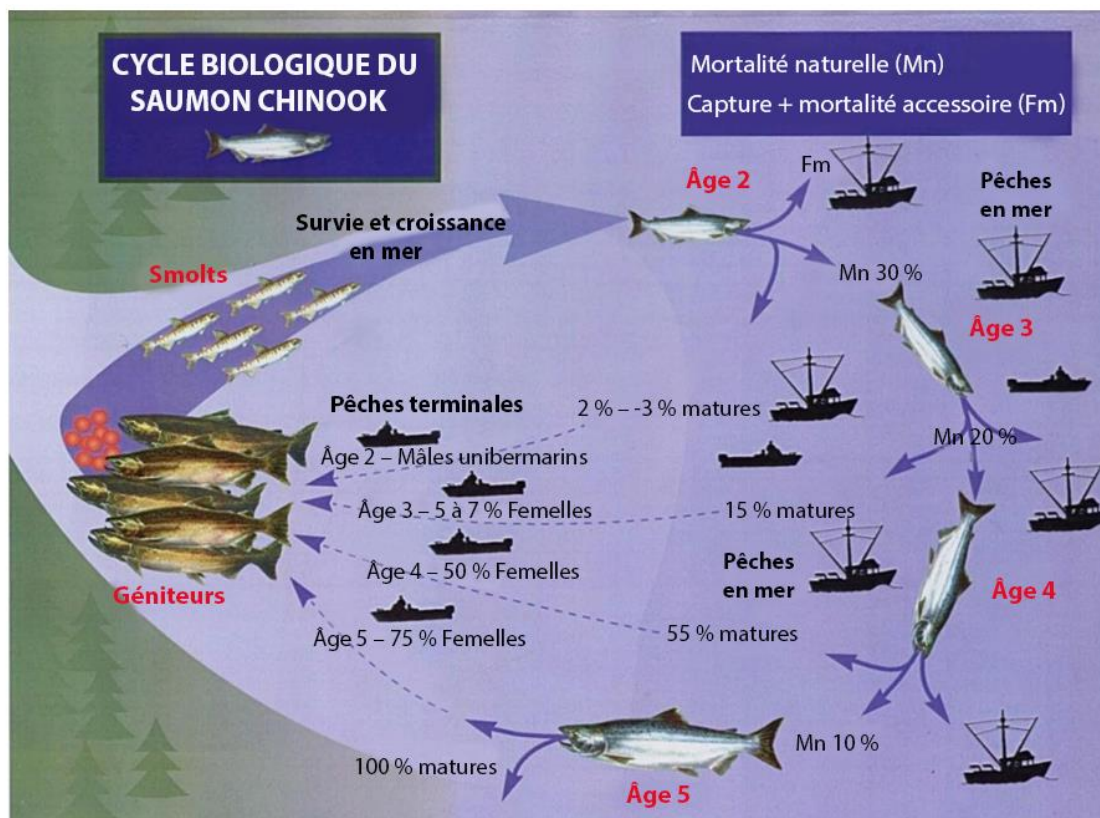


Figure 3.4. Illustration du cycle biologique du saumon chinook de la COIV, depuis la fraie dans les rivières de la COIV jusqu'à la croissance dans les eaux océaniques du nord de la Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska et au retour des adultes matures dans les rivières natales de la COIV. De Riddell *et al.* (2013).

Tableau 3.1. Description des stades du cycle vital du saumon chinook de la COIV par unité d'écosystème.

Unités d'écosystème	Stade du cycle vital
Estuaire/rivière	1. Montaison des adultes dans l'estuaire - embouchure de la rivière
Rivière	2. Reproducteurs adultes (fécondité moyenne de 3 900, 40 % de femelles)
Rivière	3. Œufs en incubation
Rivière	4. Alevins après l'éclosion dans la rivière, mortalité naturelle
Rivière/estuaire	5. Alevins/smolts sortants
Milieu marin de la COIV	6. Mortalité naturelle des juvéniles de première année en mer
Milieu marin du CCB	7. Mortalité naturelle des juvéniles de deuxième année en mer
Milieu marin du NCB	8. Abondance des poissons d'âge 2
Pacifique Nord	9. Âges 3 à 6 : abondance pendant l'élevage après la mortalité naturelle
Ensemble de la côte	10. Mortalité par pêche préterminale.
Milieu marin de la COIV	11. Mortalité naturelle en montaison le long de la COIV
Milieu marin de la COIV	12. Mortalité dans les pêches terminales en mer
Milieu marin de la COIV	13. Remontes d'adultes
Estuaire et dans la rivière	14. Ajouter les poissons errants non locaux
Estuaire et dans la rivière	15. Mortalité dans l'estuaire et dans la rivière
Estuaire et dans la rivière	1. Montaison des adultes dans l'estuaire - embouchure de la rivière/avant la fraie

3.3.1. Remontes d'adultes et montaison

Nous commençons notre aperçu des stades du cycle biologique du saumon chinook de la COIV par les remontes d'adultes matures dans leurs rivières natales pour frayer. La période du pic (date de montaison à 50 %) des arrivées de saumons chinooks matures dans les zones terminales de la COIV est environ 3 à 4 semaines plus tôt dans le nord-ouest de l'île de Vancouver (NOIV) que dans le sud-ouest de l'île de Vancouver (SOIV), qui comprend les zones de Clayoquot, Barkley, Nitinat, San Juan et Sooke. Nous avons estimé la date de montaison à 50 % en utilisant les récupérations de MMC regroupées dans la zone de la limite extérieure du SGPP 25 (bras Esperanza et baie Nootka). La date de montaison à 50 % pour les saumons chinooks qui retournaient dans le NOIV était le 25 juillet, tandis que le pic du retour des saumons chinooks dans le SOIV était 3 semaines plus tard, soit le 16 août. Les données des MMC indiquent également un temps de déplacement supplémentaire vers les têtes des bras de mer natales; la date de montaison à 50 % jusqu'au bras Alberni correspond à environ le 28 août, soit une différence d'environ 4 semaines par rapport au pic dans la baie Nootka. Ces estimations de la période de montaison sont fondées sur 23 années de récupération des MMC (Figure 3.5).

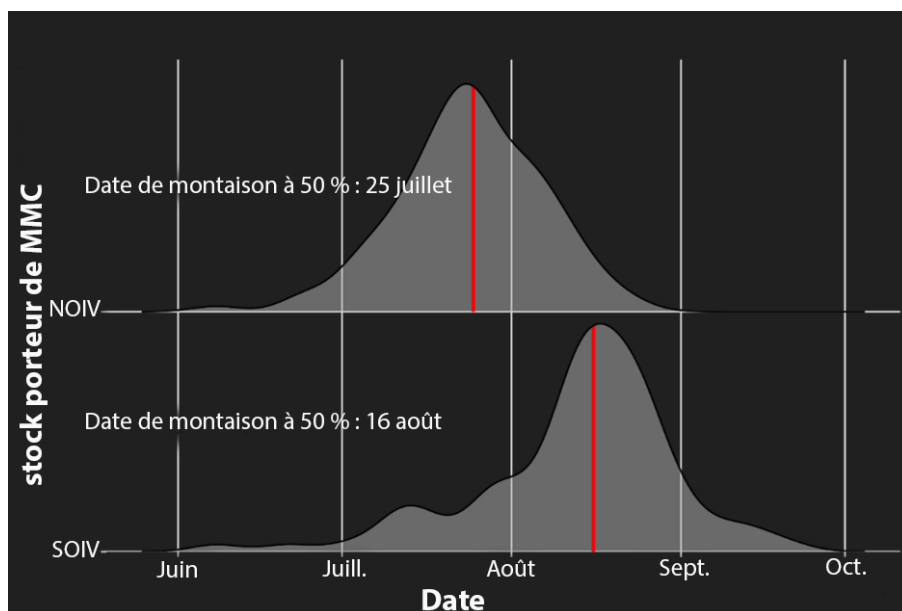


Figure 3.5. Répartition des MMC de saumon chinook récupérées dans la zone de la limite extérieure du SGGP 25 de la COIV entre 1991 et 2015. Les saumons chinooks provenant du NOIV sont principalement des poissons portant une MMC de l'écloserie de la rivière Conuma, et ceux du SOIV sont principalement des poissons portant une MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les lignes verticales rouges indiquent la date médiane pour chaque stock.

Si les conditions environnementales ne sont pas propices au passage dans la rivière, les saumons chinooks de la COIV retardent leur migration en amont et « s'accumulent » plutôt dans les baies et les bras de mer le long de la COIV, souvent pendant de longues périodes. La durée, la répartition et le comportement au cours de cette période de regroupement sont déterminés par les conditions des rivières, comme les températures élevées de l'eau, les faibles débits et les périodes de crue, ainsi que par les conditions dans les bras de mer, comme la température de l'eau, les niveaux d'oxygène dissous et les proliférations d'algues. Le faible débit dans une rivière est souvent exacerbé par les importants alluvionnements de gravier qui sont courants dans les tronçons inférieurs de nombreuses rivières le long de la COIV et qui agissent comme des obstacles naturels au passage du saumon chinook. Dans de bonnes conditions, le pic de la montaison du saumon chinook de la COIV se produit généralement à la mi-septembre dans le NOIV, et au début ou à la mi-octobre dans le SOIV. La durée médiane du relevé dans les cours d'eau (période de résidence) est d'environ 20 jours (McHugh et Dobson 2013; Dick 2020). Les travaux de Dunlop (2022) avec les Premières Nations Mowachaht/Muuchalaht dans les rivières Burman et Conuma ont indiqué que le moment de la crue nivale était corrélé au temps de résidence (Figure 3.6).

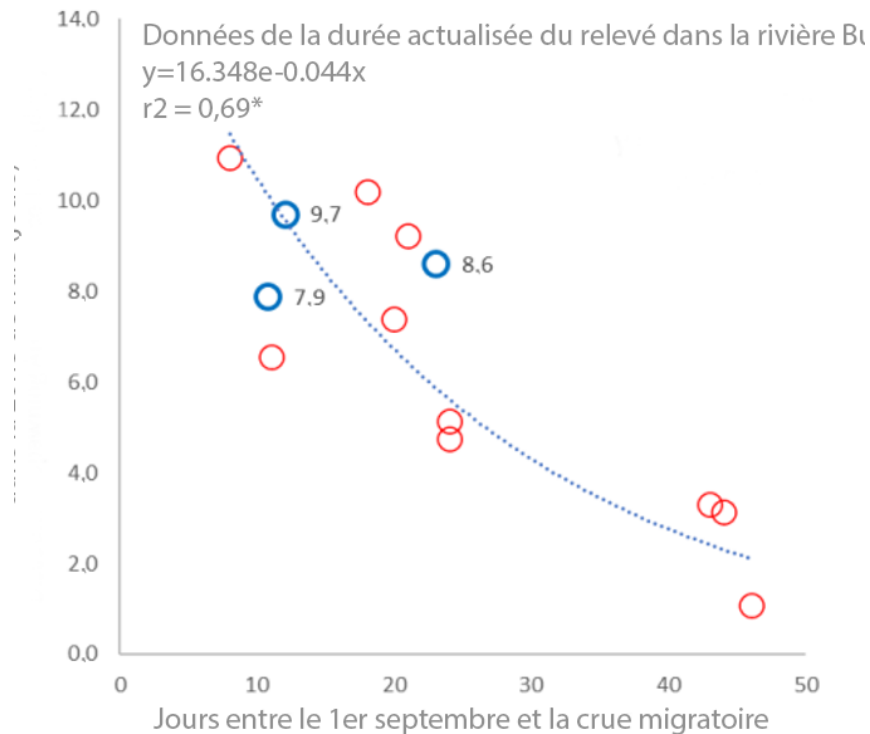


Figure 3.6. Relation entre la durée actualisée du relevé dans la zone de fraie et la durée du retard de la migration à partir du 1^{er} septembre. Les cercles rouges sont les estimations de la durée actualisée du relevé du saumon chinook dans la rivière Burman de 2009 à 2018. Les estimations de la durée actualisée du relevé dans la rivière Conuma sont indiquées par des cercles ouverts bleus. Tiré de Dunlop (2022).

L'emplacement de la fraie dans une rivière peut avoir une incidence importante sur le succès de celle-ci (p. ex. Williamson et al. 2010, concernant le saumon chinook de la rivière Wenatchee). La répartition des reproducteurs dans la rivière Sarita semble avoir un effet important sur le succès de la fraie, tel que mesuré par le nombre d'alevins produits (Figure 3.7). La capacité du saumon chinook à migrer plus en amont dans la rivière Sarita est considérablement influencée par le débit et le moment de la crue automnale. Les années où la crue était tardive, les géniteurs ne migraient pas aussi loin en amont et étaient donc répartis principalement dans les tronçons inférieurs de la rivière où l'habitat de fraie est moins favorable, ce qui entraînait une faible survie entre les stades de l'œuf et de l'alevin. En revanche, les années où les crues hâtives ont été plus précoces ont permis aux géniteurs de remonter la rivière, ce qui a entraîné une hausse du taux de survie entre les stades de l'œuf et de l'alevin alevins (Figure 3.7). Les mécanismes causaux potentiels de la baisse du taux de survie des œufs déposés dans le cours inférieur de la rivière par rapport au cours supérieur comprennent des débits plus élevés et une érosion et une sédimentation plus importantes du lit.

Les taux de mortalité avant la fraie peuvent être considérables dans des conditions exceptionnelles de débits faibles ou élevés et de températures élevées de l'eau. L'échantillonnage des carcasses dans la rivière Stamp depuis 2000 a indiqué une mortalité moyenne avant la fraie de 10,5 % avec un coefficient de variation de 62 %, où la mortalité avant la fraie est fondée sur les carcasses de femelles ayant une rétention des œufs supérieure à 50 % (MPO, données inédites; Jeff Till, Pêches et Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.). Pendant les périodes de températures élevées de l'eau et de faibles débits, les taux de mortalité avant la fraie peuvent atteindre 40 à 50 %, probablement en raison du stress et des maladies accrus. Les détenteurs de connaissances locales le long de la COIV

citent la prédation par les pinnipèdes comme un facteur potentiellement important et non quantifié de la mortalité des adultes en montaison (Sainsbury *et al.* 2024), en particulier lorsque les conditions de la rivière retardent la montaison ou lorsque les températures élevées de l'eau de la rivière créent un stress physiologique chez les saumons chinooks migrateurs. L'ours noir et d'autres mammifères terrestres sont d'autres sources de prédation.

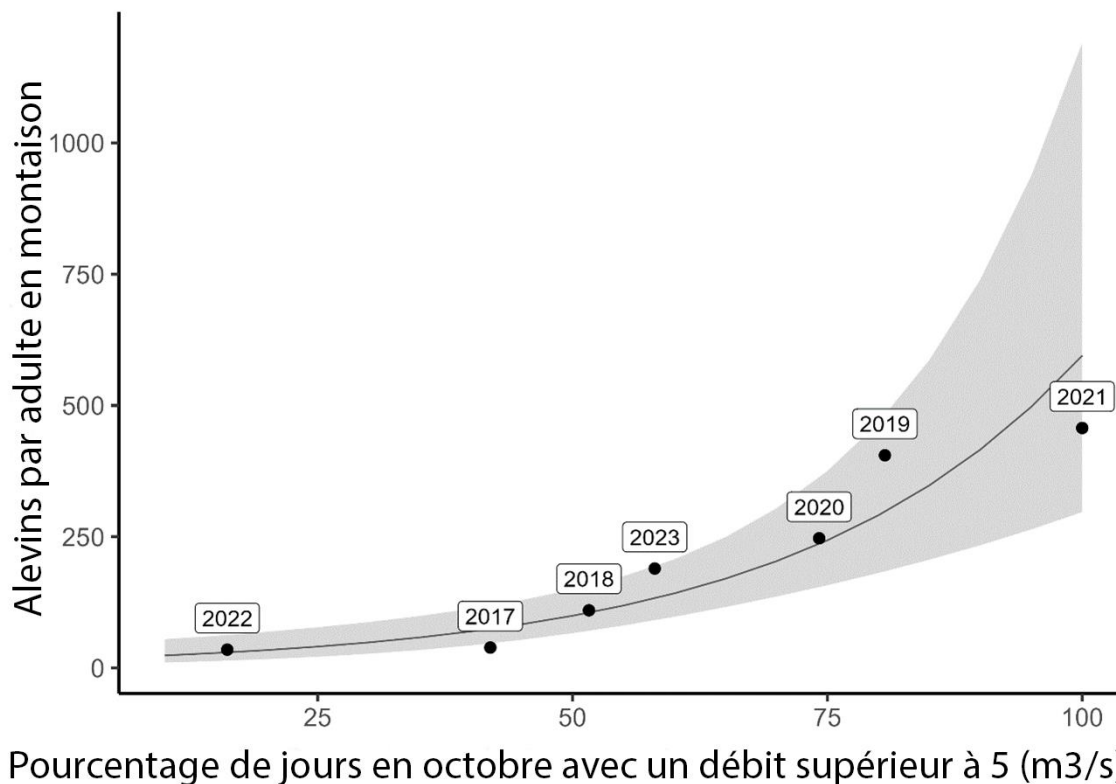


Figure 3.7. Alevins prévus par adulte en montaison (ligne) et intervalle de confiance à 95 % (bande grise) d'après une régression log-linéaire du pourcentage de jours en octobre avec un débit quotidien moyen dans la rivière Sarita supérieur à $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et alevins observés par adulte en montaison. Lorsque les débits de la rivière Sarita dépassent $5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, le saumon chinook peut franchir d'importants bancs de gravier dans le cours inférieur de la rivière et accéder à un meilleur habitat de fraie plus en amont. De Kaitlyn Manishin, LGL Limited, comm. pers.

Nous remarquons également que ce ne sont pas tous les saumons chinooks de la COIV qui retournent à leur rivière natale; une petite proportion s'égare dans d'autres rivières. Weil et ses collaborateurs (2024) ont évalué les taux d'errance du saumon chinook des populations de la COIV, et ont indiqué que ces taux augmentent lorsque les conditions de la rivière ou du bras de mer retardent la migration dans les rivières d'origine. Une conclusion clé est que même de faibles taux d'errance des grandes populations donneuses, comme les écloséries de production à grande échelle, ont eu une influence importante sur les petites populations réceptrices (voir la discussion plus approfondie dans les sections 5.4 et 6.3).

3.3.2. Fraie

Le pic de la période de fraie du saumon chinook de la COIV dépend des conditions environnementales, mais elle se déroule généralement entre le milieu et la fin de septembre dans le NOIV et entre le milieu et la fin d'octobre dans le SOIV. On observe généralement des saumons chinooks de la COIV frayant dans les cours principaux des rivières et des grands

affluents avec un talweg suffisant et un débit et une profondeur souterrains. En général, les rivières de la COIV sont relativement courtes (entre 2 et 97 km de longueur accessibles du cours principal), traversent des vallées étroites et escarpées et présentent des zones importantes de gravier de taille convenable et des débits sous-graveleux.

Healey (1991) a passé en revue des études sur les caractéristiques des nids de fraie du saumon chinook de type océanique. Il a signalé une superficie moyenne des nids de fraie de 17 à 24 m², mais a également cité des études montrant que les nids étaient uniformément espacés, car les paires de reproducteurs défendaient une zone quatre fois plus grande que le nid de fraie lui-même. Healey (1991) a également indiqué que la plupart des études mettaient l'accent sur l'importance du débit sous-graveleux dans le caractère convenable des nids de fraie. La profondeur de la ponte varie également en fonction de la taille des géniteurs (les poissons plus grands peuvent creuser plus profondément), de la profondeur de l'eau et de la vitesse du débit.

Le pourcentage moyen de saumons chinooks reproducteurs de la COIV qui sont des femelles à chaque âge est inférieur à 1 % à l'âge 2 (appelés « jills », c.-à-d. des unibermarins femelles), 10 % à l'âge 3, 55 % à l'âge 4 et 80 % aux âges 5 à 7. Ces moyennes sont fondées principalement sur le stock de géniteurs de l'écloserie du ruisseau Robertson et sur l'échantillonnage des carcasses de la rivière Stamp, mais semblent être indicatrices de la plupart des populations de saumon chinook de la COIV.

Le nombre de femelles reproductrices dans une année donnée dépend de l'abondance initiale de la cohorte d'âge 2, du taux de maturation, de l'exploitation par la pêche selon la taille et l'âge et de la mortalité naturelle selon la taille et l'âge. Les femelles atteignent la maturité plus tard, de sorte qu'elles sont exposées plus longtemps à des sources de mortalité aux stades biologiques en mer. La proportion moyenne de femelles d'origine naturelle dans la rivière Stamp était de 43 % au cours des années d'éclosion 1998 à 2017, avec une variation importante entre 18 % et 74 % (coefficient de variation 35 %; Pêches et Océans Canada, évaluation des stocks du secteur de la côte Sud, Nanaimo, Colombie-Britannique, données inédites). Les tableaux déterministes du cycle vital présentés dans le présent rapport commencent généralement avec 40 % de femelles et un âge moyen à la montaison de 4 ans.

3.3.3. Stades biologiques des œufs et des alevins vésiculés

La fécondité est significativement corrélée à la taille des poissons et donc à leur âge (Healey 1991). D'après l'échantillonnage aux écloseries du ruisseau Robertson et de la rivière Conuma seulement, la fécondité est en moyenne de 3 000, 3 600 et 4 600 pour les femelles d'âge 3, 4 et 5 ans et plus, respectivement (données disponibles dans Brown et Holt 2024). Ce niveau de fécondité se situerait à l'extrémité inférieure de la fourchette établie par Healey (1991). Il a été observé que le saumon chinook d'origine naturelle avait un âge moyen plus élevé à la montaison, de sorte qu'une moyenne de 3 900 œufs par femelle est utilisée comme point de départ pour les tableaux du cycle vital. Cependant, l'échantillonnage du stock de géniteurs pour plusieurs populations de la COIV indique que la taille selon l'âge et donc la fécondité sont en baisse (voir la section 5.5).

La taille des œufs est mesurée pendant la fraie du stock de géniteurs d'écloserie, avec le poids moyen des œufs déclaré pour toutes les tailles et tous les âges des femelles. Le poids moyen des œufs des écloseries du sud-ouest de l'île de Vancouver a varié entre 340 mg et 410 mg de 2021 à 2024. Ces poids se situent dans la fourchette indiquée par Beacham et Murray (1990). D'autres travaux sont nécessaires pour évaluer la taille des œufs selon l'âge et déterminer si celle-ci change au fil du temps.

Les saumons chinooks femelles creusent des nids dans du gravier convenable, dans lequel elles déposent leurs œufs. Les plus grandes femelles creusent généralement des nids de frais plus profonds, ce qui offre aux œufs en incubation une meilleure protection contre les épisodes de mortalité résultant de l'affouillement de la charge de fond. Les autres sources importantes de mortalité des œufs en incubation comprennent la prédation, la sédimentation, les températures élevées de l'eau, les faibles niveaux d'oxygène dissous, le gel et l'assèchement. Healey (1991) a indiqué que le taux de survie des œufs est habituellement inférieur à 30 % et qu'il peut être aussi faible que 1 %.

D'importants travaux sont en cours dans les rivières de la COIV et ceux-ci ont pour but d'évaluer l'érosion du lit des rivières comme une cause importante de mortalité. Des travaux récents sur la rivière San Juan ont montré que l'affouillement du lit atteignait une profondeur de 30 à 50 cm pendant les débits hivernaux élevés (Kelsey Tikka, University of British Columbia, Vancouver, Colombie-Britannique, comm. pers.). Des études semblables sont en cours dans les rivières Sarita et Tranquil. Cette profondeur de l'affouillement du lit des cours d'eau, combinée à la sédimentation en aval, indique un potentiel de taux élevés de mortalité des œufs dans les bassins versants de la COIV avec une hydrologie dégradée. Les effets de la dégradation sont potentiellement plus importants dans les tronçons inférieurs que dans les tronçons plus en amont de la rivière (voir la section 3.3.1 et la Figure 3.7).

Les sécheresses hydrologiques augmentent également en fréquence dans le contexte des changements climatiques, ce qui entraîne une probabilité plus élevée d'assèchement des œufs. Healey (1991) a observé que les alevins vésiculés étaient plus sensibles à l'assèchement, survivant à moins de 4 % lorsqu'ils étaient soumis à de courtes périodes d'émersion. Les œufs étaient beaucoup moins sensibles à l'assèchement tant qu'ils demeuraient humides.

Beacham et Murray (1990) ont indiqué des points de référence pour les températures de l'eau pendant l'incubation, y compris 3 °C et 16 °C comme points de référence inférieurs et supérieurs, où une mortalité de 50 % des œufs de saumon chinook a été observée. Pour les alevins vésiculés, les points de référence inférieurs et supérieurs étaient de 2 °C et 14 °C. Alors que les températures de l'eau de surface le long de la COIV atteignent près de 0 °C pendant l'hiver, celles des œufs sont influencées par les eaux souterraines plus chaudes. Les températures de l'eau souterraine ne sont pas régulièrement étudiées ou mesurées dans les rivières de la COIV. Les températures de l'eau souterraine alimentant les éclosiers de la COIV sont d'environ de 8 °C toute l'année (Lyndy Vroom, Pêches et Océans Canada, gestionnaire des opérations à l'éclosier de la rivière Conuma, comm. pers.).

Beacham et Murray (1990) ont indiqué que le temps d'incubation des œufs était lié à la température ressentie pendant l'incubation et à la taille des œufs. Alderdice et Velsen (1978) ont rapporté un délai d'éclosion de 50 % allant de 159 jours à une température d'incubation constante de 3 °C à 32 jours à 16 °C. Les travaux de Geist *et al.* (2006) sur le saumon chinook de la rivière Snake (nord-ouest des États-Unis) ont montré que les variations de température dans la rivière pouvaient influencer le temps entre la fécondation et l'éclosion jusqu'à 20 jours, et entre l'éclosion et l'émersion en tant qu'alevins jusqu'à 24 jours.

Dans une rivière comme la rivière Sarita dans le SOIV, le pic de la fraie (vers la mi-octobre) à l'émersion maximale des alevins (vers la mi-mars) est d'environ 150 jours. Les températures des rivières peuvent descendre jusqu'à presque le point de congélation, mais elles varient généralement entre 3 et 7 °C entre novembre et février. Les éclosiers des rivières Conuma et de Nitinat utilisent principalement l'eau souterraine à environ 8 °C pendant l'incubation des œufs et le stade biologique des alevins vésiculés, au cours desquels les œufs éclosent en 65 jours et l'émersion des alevins s'étend également sur environ 65 jours, ce qui donne une période de développement d'un œuf à l'autre d'environ 130 jours. (Lyndy Vroom et Caroline

Cherry, Pêches et Océans Canada, gestionnaires des opérations respectifs aux écloséries des rivières Conuma et Nitinat, comm. pers.).

3.3.4. Croissance et émigration en eau douce

Les alevins vésiculés émergent du gravier sous forme d'alevins qui doivent chercher de la nourriture à l'extérieur. Ce processus coïncide avec la résorption complète du sac vitellin et se produit généralement la nuit pour réduire au minimum la prédation (Healey 1991). À l'émergence, les alevins nagent pour trouver un habitat de croissance convenable ou sont déplacés en aval vers l'habitat de croissance ou l'habitat d'estuaire du cours inférieur de la rivière.

Dans la présente section, nous présentons l'information disponible sur le saumon chinook de la COIV pour évaluer la taille et la croissance en eau douce ainsi que leurs « effets à long terme » subséquents sur la survie au début de la vie marine. Ruggerone et ses collaborateurs (2009) ont analysé les écailles du saumon chinook du fleuve Yukon et ont montré que la croissance de la première année en mer était positivement corrélée à la croissance en eau douce. En outre, ils ont montré que la croissance au cours des années suivantes en mer était positivement liée à la croissance de l'année précédente.

Selon Beacham et Murray (1990), le plus important déterminant de la taille des alevins (longueur et poids) est la taille des œufs dont ils sont issus. Les conditions environnementales, en particulier la température et l'oxygène pendant le stade d'incubation des œufs et le stade des alevins vésiculés étaient également liées à la taille des alevins. Ces auteurs ont suggéré que la taille des alevins vésiculés et des alevins de saumon peut être importante pour déterminer la croissance et la survie ultérieures, et, s'il y a une taille d'alevin à l'émergence assurant une survie optimale, le poids initial approprié des œufs peut être sélectionné et la température de l'eau peut être contrôlée pendant le développement pour produire des alevins de taille optimale.

La taille des œufs et les alevins nouvellement émergents semblent similaires le long de la COIV. Nous avons examiné le poids des œufs provenant des collectes de géniteurs d'écloserie et la longueur des alevins et leur poids à la mise en enclos (avant l'alimentation). La Figure 3.8 provient de Beacham et Murray (1990) - nous avons tracé sur celle-ci le poids des œufs et des alevins à partir des données disponibles de 2021 à 2024 pour les écloséries de l'île de Vancouver (Programme de mise en valeur des salmonidés, Pêches et Océans Canada, données inédites). Il convient de noter que les valeurs tracées sont des moyennes entre les âges et les années et ne rendent donc pas compte de la variation de la composition annuelle selon l'âge des géniteurs ou des conditions environnementales affectant la croissance des embryons. Les œufs du saumon chinook de la rivière Stamp et de l'écloserie du ruisseau Robertson sont les plus gros. Les œufs de saumon chinook d'écloserie de la rivière Nitinat sont les plus petits. Nous avons supposé que les œufs pris dans les collectes de géniteurs représentaient également la taille des œufs pondus naturellement dans la rivière.

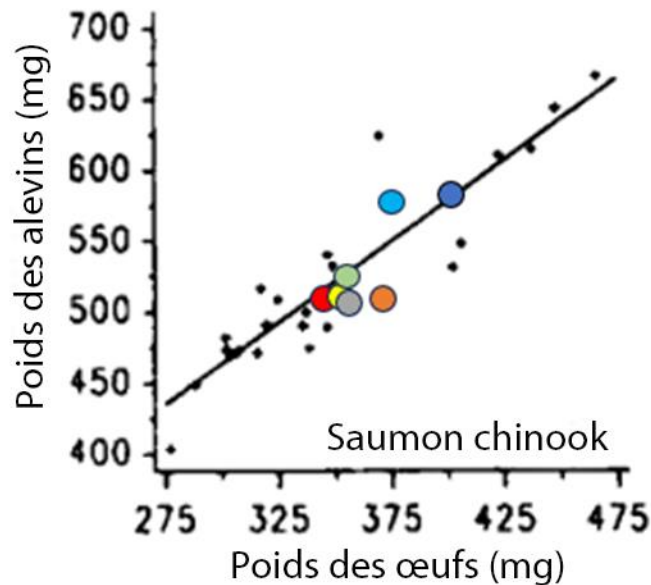


Figure 3.8. Les points colorés indiquent le poids moyen des œufs (mg) et le poids des alevins (mg) à la mise en enclos (avant toute alimentation) à partir des stocks pris dans les écloséries de la COIV de 2021 à 2024. Les stocks comprennent les rivières Stamp (bleu foncé), Nitinat (rouge), Sarita (jaune), Nahmint (orange), Conuma (gris), Burman (vert) et Gold (bleu clair). Ces données sont tracées au-dessus de la relation (points noirs et tendance) de Beacham et Murray (1990) pour divers stocks de la Colombie-Britannique, incubés à une température constante de 8 °C.

Les données sur la taille des alevins produits naturellement dans la rivière Sarita ont été fournies par les Premières Nations Huu-ay-aht, avec l'appui de LGL Limited, qui ont recueilli des poissons migrant en aval à l'aide d'un piège rotatif dans les tronçons inférieurs de la rivière (LGL 2025). On a supposé que les échantillons prélevés avant le 1^{er} mars représentaient des alevins nouvellement émergés. La taille moyenne des alevins capturés en février de 2019 à 2024 était de 511 mg en poids (fourchette de 450 à 590 g) et la longueur à la fourche de 40 mm (fourchette de 37,7 à 42,5 mm). Le poids moyen des œufs était de 346 mg (fourchette de 343 à 357 mg). Ces données indiquent que les alevins d'origine naturelle de la rivière Sarita sont de taille similaire à celle de plusieurs alevins d'écloserie de la COIV présentés dans la Figure 3.8. La similarité dans la taille des œufs et des alevins entre les rivières échantillonnées indique que les conditions environnementales après l'émergence des alevins sont probablement des facteurs plus importants pour déterminer la survie des cohortes.

Après l'émergence, les alevins de moins d'un an se déplacent en aval par migration active ou déplacement passif. Healey (1991) a résumé les migrations d'alevins et de smolts en aval dans les rivières de la côte est de l'île de Vancouver, y compris les rivières Cowichan, Big Qualicum et Nanaimo. Dans chaque cas, il y avait une répartition bimodale dans la migration en aval, avec un premier pic d'alevins migrateurs au début et à la mi-avril, puis un déclin à de faibles niveaux, et un deuxième mode de migration de smolts culminant entre la fin mai et le début juin. La migration précoce des alevins représentait généralement la majeure partie de la migration totale en aval. Healey (1991) a donc conclu que le débit des rivières et les interactions intraspécifiques et interspécifiques jouent probablement un rôle dans la stimulation du déplacement précoce en aval des alevins du saumon chinook. Des débits élevés déplaceraient les poissons les plus petits et les moins habiles. Les mécanismes dépendants de la densité étaient également des facteurs importants dans la migration en aval, comme la capacité d'élevage limitée et les interactions sociales (dominance des plus grands alevins en émergence dans l'établissement des territoires). Le déplacement en aval a été considéré comme une

redistribution des alevins vers un habitat de croissance convenable dans le cours inférieur du fleuve et l'estuaire. Healey (1991) a considéré qu'il s'agissait d'une preuve que la majorité des smolts de moins d'un an étaient produits dans les estuaires, en particulier à Nanaimo, qui avait la plus forte proportion de migrants à la fin avril. Healey a également noté une variation extrême dans la taille et le moment des pics dans la rivière Big Qualicum.

La migration des juvéniles dans les rivières de la COIV semble présenter un profil bimodal avec une proportion beaucoup plus grande migrant au début de la période comparativement aux rivières de l'ECVI, selon Healey (1991). La surveillance a été la plus intensive sur la rivière Sarita (LGL 2025, Figure 3.9) où la migration s'est étendue du début de février à juin. Les taux de migration étaient les plus élevés en mars et ont diminué pour atteindre des niveaux très faibles à la fin avril. Les premiers migrants (de février à avril) représentaient environ 95 % de la dévalaison annuelle totale des saumons chinooks juvéniles. En général, la taille de ces alevins précoces d'origine naturelle était petite, soit environ 40 mm et 0,5 g, avec très peu de variation de février à avril (Figure 3.10). Nous appelons ces alevins migrants « précoces/petits ».

Moins de 5 % ont migré en mai ou au début de juin, avec un pic vers le milieu ou la fin de mai (Figure 3.9). Ces poissons qui migrent de mai à juin ont montré une croissance en eau douce significativement plus élevée, à une longueur de 60 à 70 mm et un poids de 3 à 5 g (Figure 3.10). Nous appelons ces migrants « tardifs/grands ». Healey (1991) les appelle « alevins d'un an ». Lui et de nombreux auteurs depuis (p. ex. Willmes *et al.* 2024) décrivent la plasticité du moment et de la taille des smolts par rapport au débit fluvial, à la température, à l'habitat ainsi qu'à la disponibilité et à la qualité de la nourriture. La diversité du moment de la dévalaison et de la taille des smolts semble être un facteur important de la résilience à la dégradation de l'habitat et aux effets des changements climatiques, et ultimement, de la survie jusqu'au stade adulte. Des signalements similaires de deux classes de smolts provenant des rivières Bedwell (Dick 2020) et San Juan ont été rapportés (Katie Davidson, Pêches et Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.).

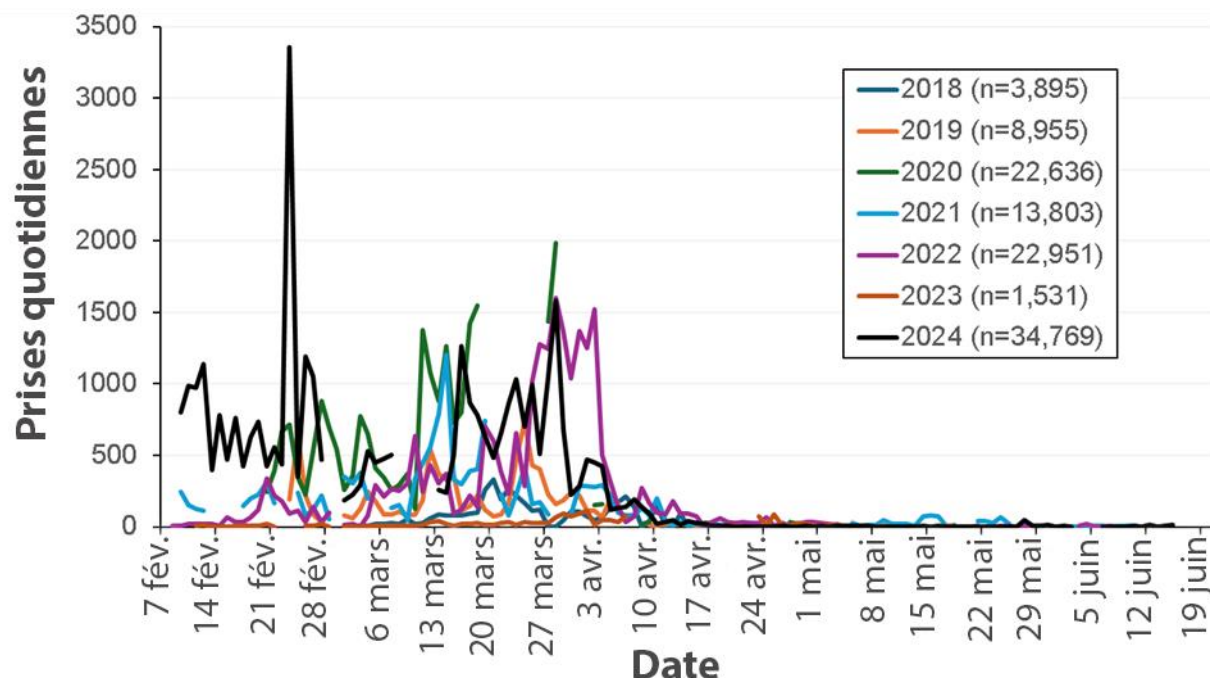


Figure 3.9. Captures quotidiennes d'alevins et de smolts chinooks d'origine naturelle en dévalaison dans la rivière Sarita de 2018 à 2024, évaluées à l'aide d'un piège rotatif dans le cours inférieur de la rivière. Le total des prises annuelles « n » est inscrit dans les parenthèses de la légende. Remarque : il a été décidé de tronquer le nombre maximal de 3 356 saumons chinooks en date du 23 février 2024 pour mettre en évidence le faible nombre d'individus migrateurs en mai. Tiré de LGL 2025.

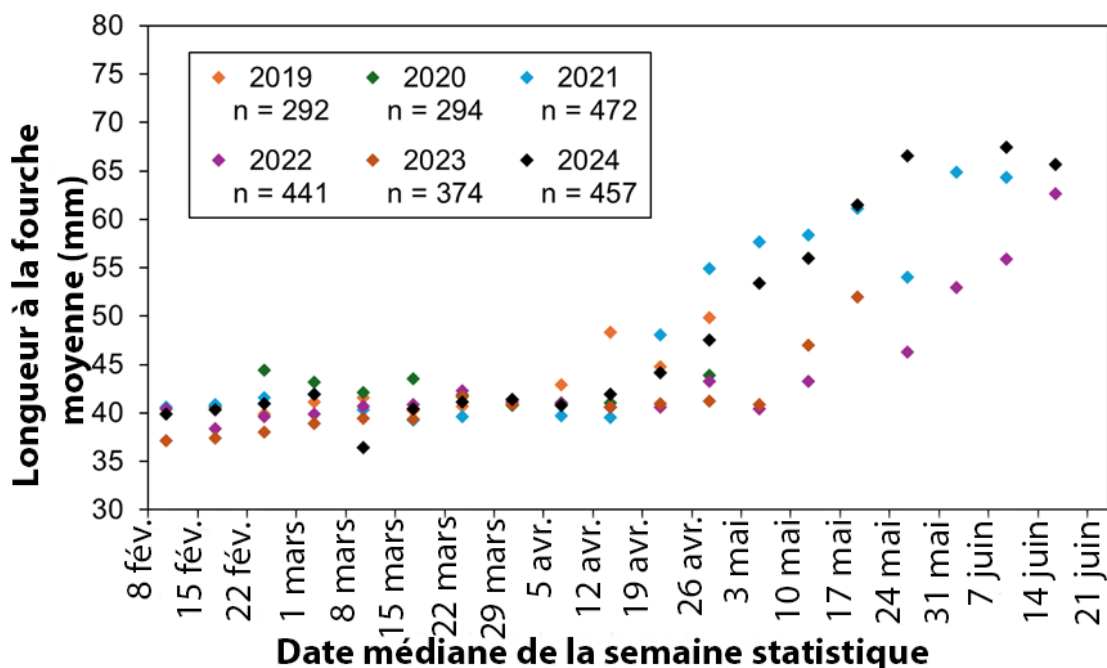


Figure 3.10. Longueurs hebdomadaires moyennes à la fourche des alevins et des smolts chinooks d'origine naturelle en dévalaison échantillonnés dans la rivière Sarita de 2019 à 2024, évaluées à l'aide d'un piège rotatif dans le cours inférieur de la rivière. Les températures de l'eau en mai 2022 (voir les points noirs) étaient plus froides que celles des autres années, ce qui pourrait indiquer une disponibilité tardive de la nourriture, et donc une croissance retardée. Tiré de LGL (2025).

Selon Healey (1991), on en sait peu sur l'importance relative des facteurs qui influencent les déplacements en aval et l'utilisation de l'habitat fluvial pour la croissance. Les facteurs potentiels comprennent la génétique, la dépendance à la densité liée à la qualité et à la quantité de l'habitat, la disponibilité et la qualité de la nourriture, ainsi que les conditions environnementales, comme le régime hydrologique (débit) et la température. Un exemple d'habitat de croissance bien utilisé est présenté à la Figure 3.11.



Figure 3.11. Habitat de lisière très utilisé fait de racines et de rosier de Nootka en surplomb sur la rivière Cowichan. Source de la photo : James Craig.

Selon Healey (1991), 95 % de l'alimentation des alevins de saumon chinook en eau douce est composée d'invertébrés aquatiques et terrestres. Les résultats de l'échantillonnage par les Premières Nations Huu-ay-aht (LGL 2025) des estomacs d'alevins de saumon chinook en dévalaison capturés dans la rivière Sarita sont présentés dans la Figure 3.132 pour 2022, 2023 et 2024. La plénitude de l'estomac a été signalée par mois. En général, la proportion de poissons avec de la nourriture dans les estomacs a augmenté de mars à juin (remarque : le nombre de poissons avec de la nourriture dans les estomacs n'est pas prêt pour l'instant, données qui montreraient probablement un déclin sur plusieurs mois). Les raisons pour lesquelles les estomacs sont vides pourraient comprendre la disponibilité limitée de nourriture, la disponibilité limitée d'un habitat de croissance convenable, des conditions environnementales comme la vitesse du débit ou une tendance innée à migrer immédiatement vers l'estuaire. Healey (1991) a décrit le saumon chinook de la rivière Nanaimo comme ayant une plus grande tendance ou prédisposition à la croissance estuarienne. Une tendance similaire semble être

présente pour le saumon chinook de la rivière Sarita. L'échantillonnage des estomacs dans l'estuaire de la Sarita indique que la majorité d'entre eux étaient pleins ou presque (Figure 3.13).

La composition alimentaire des estomacs échantillonnés était diversifiée et comprenait sept ordres d'invertébrés, la grande majorité des insectes étant inconnus et des diptères (p. ex. mouches grues). Les amphipodes, les copépodes et les arachnides étaient également des aliments importants (LGL 2025).

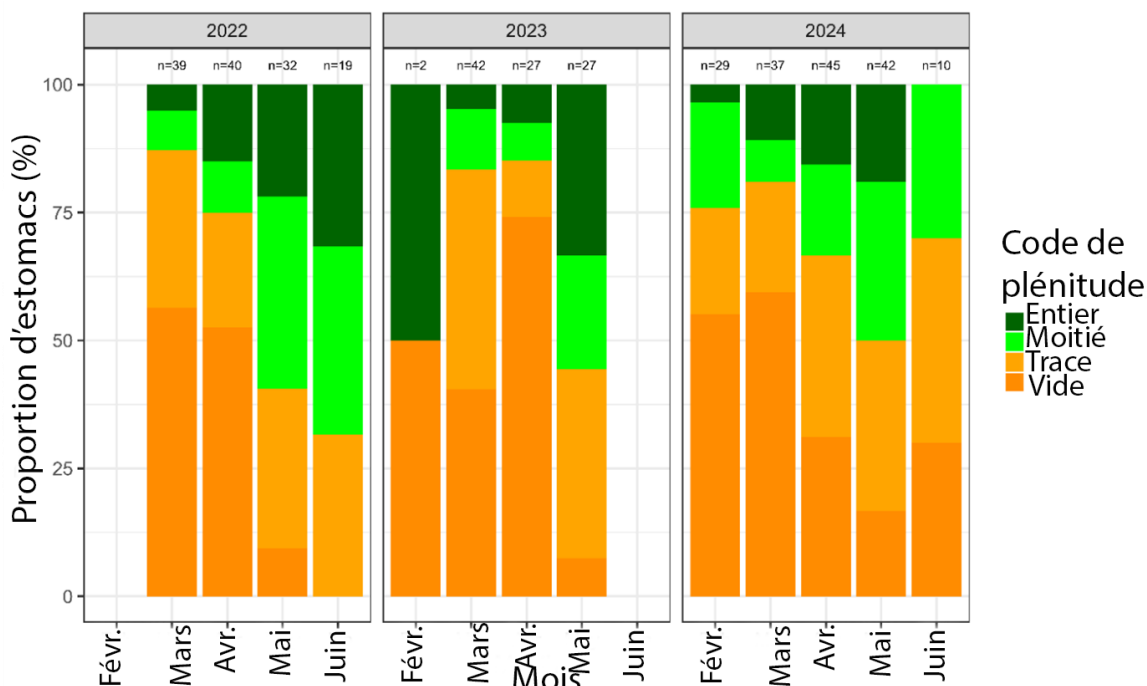


Figure 3.12. Plénitude stomacale proportionnelle des alevins et des smolts chinooks d'origine naturelle en dévalaison échantillonnés dans la rivière Sarita par année et par mois. Tiré de LGL 2025.

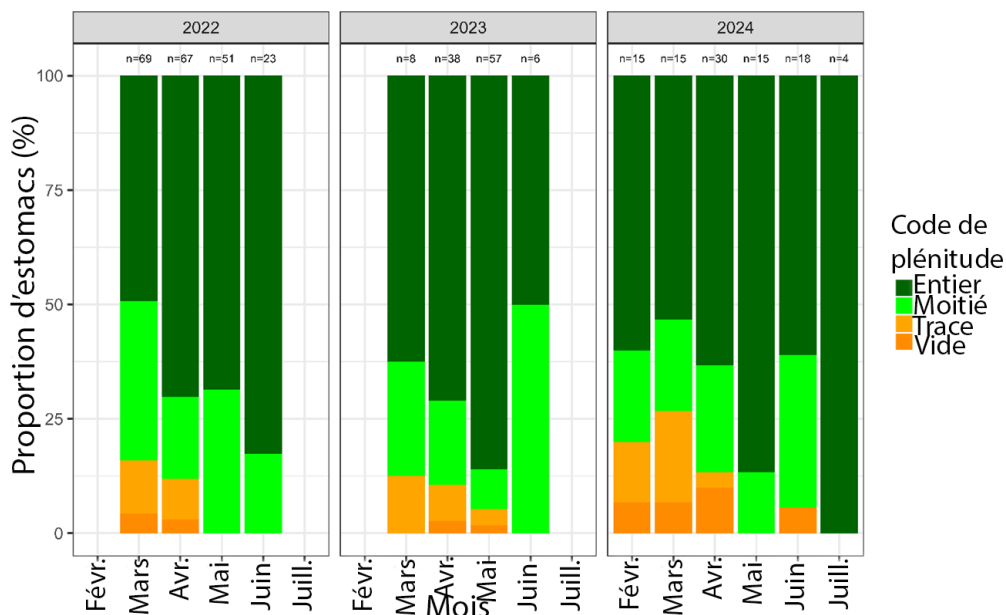


Figure 3.13. Plénitude stomacale proportionnelle des smolts chinooks d'origine naturelle échantillonnés dans l'estuaire de la rivière Sarita, par année et par mois. Tiré de LGL 2025.

Le comportement observé des alevins dans la rivière Sarita peut mener à des conclusions différentes. La première est que ces alevins sont prédisposés ou adaptés à une croissance dans l'estuaire. Healey (1991) a avancé que la migration des alevins de saumon chinook de la rivière Nanaimo n'était pas une conséquence de l'habitat de croissance limité dans la rivière, car un grand nombre d'alevins grandissaient constamment dans l'estuaire, indépendamment de l'abondance des alevins dans la rivière. Une autre hypothèse est que la dévalaison observée est une réponse dépendante de la densité à la disponibilité limitée de l'habitat de croissance et de nourriture, liée à la nature dégradée du bassin versant de la rivière Sarita. Une autre solution consiste à tenir compte des facteurs indépendants de la densité, comme les débits élevés qui forcent les alevins à se rendre dans l'estuaire. Bien sûr, ils sont tous probablement liés, par exemple, au manque d'habitat de croissance convenable, à la petite taille des alevins émergents et aux débits élevés dus à la dégradation de l'hydrologie du bassin versant, qui contribuent tous à faire de l'estuaire le principal habitat de croissance du saumon chinook de la baie Sarita.

Nous avons supposé une mortalité moyenne de 30 % entre le stade d'alevin et le stade de smolt d'après les conclusions de Healey (1991). Toutefois, Healey (1991) a noté que les taux de mortalité du stade d'alevin au stade de smolt pendant la migration en aval pourraient être beaucoup plus élevés, citant des évaluations de l'abondance des estuaires de Nitinat et de Nanaimo qui ne pourraient représenter que 30 % de la migration estimée en aval. Les sources potentielles de mortalité pourraient comprendre la prédation par les oiseaux, les poissons, les mammifères terrestres et les pinnipèdes. Des études récentes d'étiquetage par transpondeur passif intégré (TPI) dans la rivière Cowichan ont montré des taux de mortalité liés à la prédation élevés lorsque les débits étaient faibles et des taux de mortalité liés à la prédation faibles lorsque les débits étaient élevés (Kevin Pellett, Pêches et Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.). En d'autres termes, la vulnérabilité des poissons à la prédation était directement liée aux débits des rivières.

Compte tenu de l'incertitude entourant la mortalité aux différents stades du cycle biologique en eau douce, il semble prudent de combiner les mortalités en eau douce à la mortalité entre le stade de l'œuf et le stade de smolt pour les utiliser dans les tables du cycle vital. Un résumé des données fournies par Healey (1991) et Bradford (1995) fait état d'un taux de mortalité moyen entre le stade de l'œuf et le stade de smolt de 87,5 % (taux de survie de 12,5 %). Bon nombre des bassins versants dans ces analyses ont été perturbés par l'activité humaine, ce qui est typique de nombreuses rivières de la COIV. Une exception est la rivière Moyeha, qui est entièrement protégée dans le parc provincial Strathcona; nous supposons donc un taux de mortalité entre le stade de l'œuf et le stade de smolt à l'extrémité inférieure de la plage déclarée, soit 70 %.

3.3.5. Effets à long terme du stade d'alevin aux stades biologiques ultérieurs

Schindler et ses collaborateurs (2010) ont indiqué que la compréhension des répercussions de différents régimes hydrologiques et de température sur la réussite des stratégies du cycle biologique en eau douce est essentielle pour comprendre les répercussions des changements climatiques, surtout dans les bassins versants où l'on observe une diminution du manteau neigeux annuel, une augmentation des épisodes de débit élevé et une augmentation des sécheresses.

La grande majorité des individus précoces/petits en dévalaison seraient considérés comme des alevins; Clarke et Hirano (1995) indiquent que les saumons chinooks de type océanique ne sont

pas en mesure de pénétrer pleinement dans l'eau de mer immédiatement après l'absorption du sac vitellin; ils acquièrent une capacité d'hypo-osmorégulation complète dans les deux à trois mois suivant leur émergence. Par conséquent, les émigrants précoces/petits deviennent probablement des smolts dans l'estuaire. Ceux qui remontent dans la rivière et migrent après le 1^{er} mai sont considérés comme de véritables smolts.

Un aspect important est l'effet potentiel de la taille (et de la croissance) des smolts en dévalaison et du moment de celle-ci sur les stades biologiques ultérieurs, de la croissance dans l'estuaire à la montaison des adultes, tel que documenté par Ruggerone *et al.* (2009) pour le saumon chinook du fleuve Yukon. Les smolts de plus grande taille sont plus jeunes à maturité (Healey 1991; Scheuerell 2005). Plus précisément pour la COIV, des essais récents à l'écloserie de la rivière Nitinat ont montré que le fait de relâcher des smolts d'écloserie à des tailles plus petites entraînait une taille à maturité plus tardive par rapport aux smolts d'écloserie à des tailles plus grandes (Doherty et Cox 2018).

En ce qui concerne le saumon chinook de la rivière Sarita, une analyse réalisée par Laforge et ses collaborateurs (en préparation¹) a fourni des renseignements importants sur la relation entre la croissance en eau douce et les stades biologiques subséquents. Ils ont utilisé la microchimie des otolithes pour évaluer la survie entre le stade d'alevin en dévalaison et le stade des remontes d'adultes, s'appuyant sur les travaux de Campbell *et al.* (2017). L'un des résultats était que les juvéniles d'origine naturelle en dévalaison et de petite taille remontaient à des âges plus avancés comparativement à ceux de grande taille qui émigrent plus tard, ce qui corroborait les observations sur le saumon chinook d'écloserie à l'écloserie de la rivière Nitinat.

Laforge et ses collaborateurs (en préparation¹) ont également montré que les taux de survie étaient liés à la taille des alevins et des smolts en dévalaison. Comme les remontes propres à l'année d'éclosion issues des évaluations de la dévalaison ne sont pas encore disponibles, ils ont regroupé les données disponibles pour la période allant de 2018 à 2023 afin d'établir une moyenne de la dévalaison une moyenne des remontes d'adultes. Le taux de survie moyen des alevins et des smolts d'origine naturelle en dévalaison dans la rivière Sarita était significativement inférieur à celui des poissons d'écloserie; ce qui est typique des autres systèmes fluviaux de la COIV (Weil *et al.* 2025).

Cependant, les résultats préliminaires de l'analyse microchimique des otolithes de saumons chinooks reproducteurs d'origine naturelle par Laforge et ses collaborateurs (en préparation¹) ont indiqué une relation positive entre la taille des alevins et des smolts d'origine naturelle et le moment de la dévalaison et leur taux de survie. Le taux de survie moyen du stade d'alevin et de smolt au stade de remonte terminale pour le groupe de poissons « tardifs/grands » était environ 10 fois plus élevé que pour le groupe de poissons « précoces/petits ». En outre, le groupe de poissons « tardifs/grands » d'origine naturelle avait un taux de survie similaire ou meilleur que celui des poissons d'écloserie relâchés. Cela pourrait indiquer des pressions locales importantes sur l'adaptation des alevins d'origine naturelle. Il convient de noter que les reproducteurs adultes d'origine naturelle dans la rivière Sarita présentaient généralement un taux de 80 à 90 % au cours des dernières années (avant une importante période de pêche sélective de poissons marqués dans la rivière Sarita). Ces données signifient que les alevins et les smolts d'origine naturelle avaient probablement un parent ou les deux qui provenaient de l'écloserie.

¹LaForge, N.L., Quindazzi, M.J., Luedke, W., Vos, A. Liao, X. et Ross, A.R. En préparation. Marine Entry and Fork Length Relationships of WCVI Chinook for Sarita River based on Otolith Microchemistry. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.

La survie différentielle entre les deux groupes de juvéniles d'origine naturelle en dévalaison a entraîné une proportion importante d'adultes d'origine naturelle en montaison provenant des smolts « tardifs/grands » (Figure 3.14). Ces résultats indiquent que les alevins d'origine naturelle dont l'un ou les deux parents issus d'une écloserie et frayant naturellement dans la rivière sont soumis à une forte pression de sélection dans la rivière. Les juvéniles qui peuvent croître pendant de longues périodes dans la rivière et devenir plus gros ont un plus grand taux de survie du stade de smolt au stade d'adulte que ceux qui partent tôt ou sont petits. La faible abondance de poissons « tardifs/grands » découle probablement d'une combinaison de facteurs, notamment : la prédisposition à la croissance dans l'estuaire selon le point de vue de Healey (1991) sur le saumon chinook de la rivière Nanaimo; la taille des alevins émergents par rapport au débit de la rivière ainsi que la disponibilité et la qualité limitées de l'habitat d'élevage et de la nourriture dans la rivière.

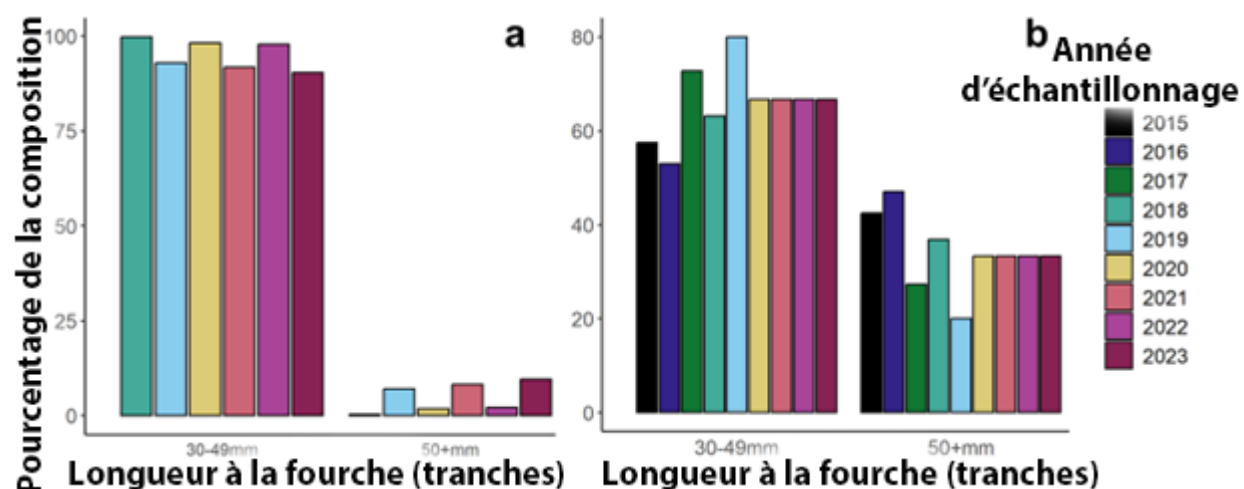


Figure 3.14. Composition selon la taille des smolts (longueur à la fourche à l'entrée en mer) des a) saumons chinooks d'origine naturelle en dévalaison de la rivière Sarita et b) des reproducteurs d'origine naturelle, montrant comment le taux de survie élevé d'une petite proportion des smolts « tardifs/grands » (50 mm et plus) se traduit par une part importante d'adultes en montaison. Extrait de Laforge et al. (en préparation¹).

3.3.6. Taux de survie en mer

La mortalité naturelle se produit durant la période allant du stade de smolt (émigration hors de la rivière) à celui d'adulte chez le saumon chinook de la COIV. Étant donné qu'il existe une grande incertitude quant à la répartition de la mortalité naturelle entre les phases de la vie marine, nous commençons par fournir des estimations des taux de survie totaux du stade de smolt au stade d'adulte.

Une analyse de cohorte utilisant des MMC estimées pour le saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson a été effectuée chaque année (p. ex. CTSC 2023b) en vue d'estimer le taux de survie des smolts d'écloserie jusqu'au stade de recrues d'âge 2 avant la pêche (panneau inférieur dans la Figure 3.15). Le taux de survie moyen depuis le début de la série chronologique en 1973 jusqu'à l'année d'entrée dans l'océan 1990 était de 7,3 %. Entre 1991 et 1999, il y a eu deux forts événements El Niño, affectant chacun trois années d'éclosion consécutives, ce qui a entraîné un taux de survie moyen de 1,9 % et des abondances de géniteurs extrêmement faibles dans l'ensemble de la COIV. Depuis 2000, le taux de survie moyen des smolts d'âge 2 est estimé à environ 3,6 %.

La même analyse de cohorte sert également à estimer le taux de survie du stade de smolt au stade d'adulte (panneau supérieur dans la Figure 3.15). D'après cette analyse, le taux de survie moyen à long terme du stade de smolt au stade d'adulte pour les lâchers de smolts de l'écloserie du ruisseau Robertson est de 1,7 %.

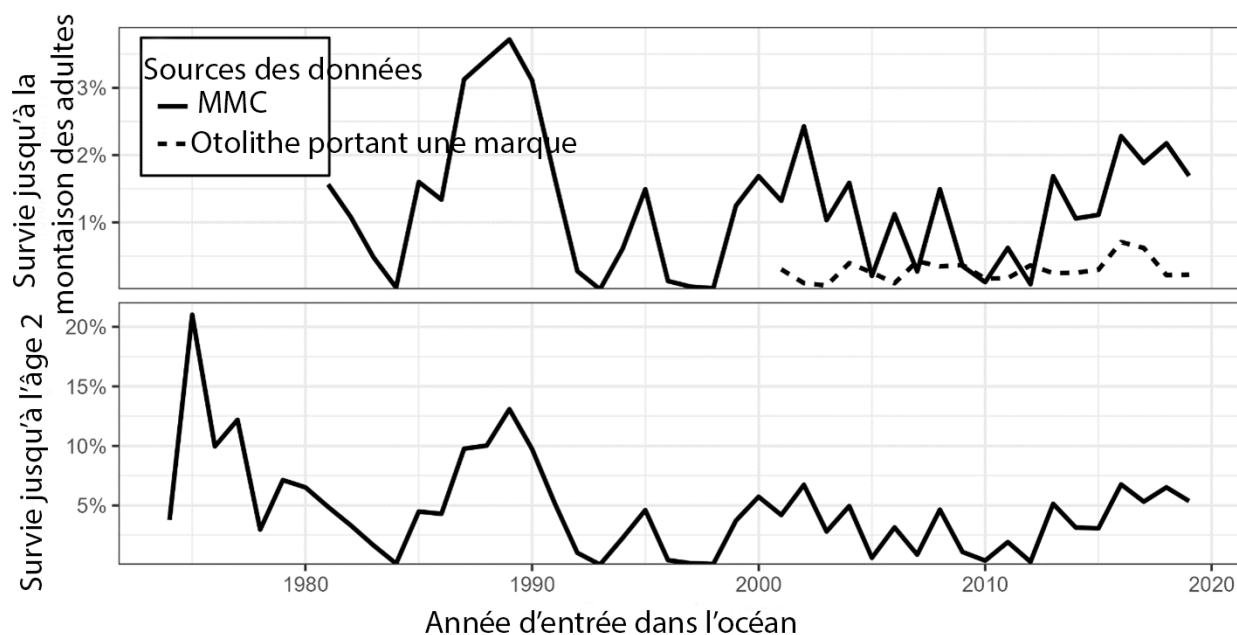


Figure 3.15. Estimations de la survie des smolts chinooks de la rivière Stamp sur deux périodes et selon deux méthodes. La survie jusqu'à l'âge 2 est estimée au moyen d'une analyse de cohorte des MMC portées par des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson (CTSC 2023). La survie jusqu'à la montaison des adultes est estimée au moyen de la reconstitution des remontes en zone terminale des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson, ainsi que de la reconstitution de l'abondance des géniteurs d'origine naturelle à partir d'un vaste programme annuel d'échantillonnage et de marquage thermique des otolithes qui est exécuté dans le système. Les deux lignes du graphique supérieur peuvent donc être considérées comme des estimations distinctes de la survie du saumon chinook d'écloserie (ligne pleine) et d'origine naturelle (ligne tiretée).

Il est probable que le taux de survie des poissons d'écloserie relâchés ne soit pas indicatif des smolts produits naturellement le long de la COIV (Figure 3.15). Nous examinons les données des deux populations clés le long de la COIV où il existe des données permettant d'obtenir des estimations du taux de survie du stade de smolt au stade d'adulte, soit les rivières Stamp et Sarita.

3.3.6.1. Production naturelle dans la rivière Stamp

Pour estimer la survie du stade de smolt à celui d'adulte à partir des reproducteurs naturels (rivière) dans la rivière Stamp, nous avons dérivé les smolts produits naturellement et les recrues naturelles vers la zone terminale (SGPP 23), comme il est décrit ci-dessous. La section 2 comprend une description du dénombrement intensif et de l'échantillonnage des remontes de la population indicatrice de la rivière Stamp/de l'écloserie du ruisseau Robertson, avec un échantillonnage du taux de marquage, la récupération des MMC, les otolithes pour l'analyse des marques thermiques, les échelles d'âge, de longueur, de sexe, de mortalité avant la fraie et la rétention des œufs, etc. À partir de ces données, il a été possible de calculer le nombre réel de géniteurs effectifs dans la rivière (Tableau C-5) en tant qu'abondance estimée par sexe, ajustée afin de tenir compte de la mortalité estimée avant la fraie. La ponte a été calculée en tant que nombre réel de génitrices multiplié par la fécondité moyenne selon l'âge

(âge 5 = 4 600 œufs, âge 4 = 3 600 œufs, âge 3 = 3 000 œufs). La production de smolts ainsi obtenue a été calculée en multipliant les œufs pondus par un taux de survie constant du stade de l'œuf au stade de smolt de 12,5 %, d'après la moyenne des données résumées dans Healey (1991) et Bradford (1995).

L'abondance de recrues de saumons chinooks d'origine naturelle dans la zone terminale de la rivière Stamp/de l'écloserie du ruisseau Robertson (« TermRec » dans le Tableau C-5) a été déterminée au moyen de deux méthodes. Nous avons d'abord soustrait les estimations élargies selon l'âge de l'abondance des écloseries provenant des MMC des estimations selon l'âge des prises plus les échappées des remontes de saumons chinooks de la rivière Stamp pour obtenir le nombre de recrues d'origine naturelle dans la zone terminale. Les résultats ont été attribués aux années d'éclosion. Une deuxième méthode a permis d'estimer le nombre de recrues d'origine naturelle de la zone terminale ('TermRec' dans le Tableau C-5) par âge en utilisant les proportions de marquage thermique des otolithes pour estimer l'abondance du saumon chinook d'écloserie par âge, que nous avons soustraite des estimations selon l'âge des prises plus les échappées des remontes de saumons chinooks de la rivière Stamp pour obtenir le nombre de recrues d'origine naturelle dans la zone terminale. Les résultats ont été attribués aux années d'éclosion. D'après les MMC, le taux de survie des smolts d'origine naturelle au stade d'adulte dans la zone terminale était de 1,5 %, mais de seulement 0,3 % selon le marquage thermique des otolithes (Tableau C-5).

Il s'agit d'estimations maximales de la survie du stade de smolt au stade d'adulte, car les pêches préterminales (c'est-à-dire les pêches en dehors de la baie Barkley et du bras Alberni) n'ont pas été comprises. Cette situation s'explique par un échantillonnage inconstant des otolithes dans les pêches préterminales, comparativement à un échantillonnage uniforme des MMC à l'échelle de la côte. Selon l'échantillonnage des MMC et l'analyse du taux d'exploitation effectuée par le CTSC (2023b), le taux d'exploitation de la pêche préterminale est en moyenne de 33 % pour tous les âges au courant de la période allant de 2000 à 2022. Nous avons utilisé ce taux d'exploitation moyen pour élargir les estimations des recrues de la zone terminale fondées sur les MMC et les otolithes, ce qui a donné des taux de survie du stade de smolt à celui d'adulte de 2,2 % selon la méthode des MMC et de 0,4 % selon la méthode de marquage thermique des otolithes (Tableau C-5). Des travaux futurs pourraient appliquer le taux d'exploitation annuel selon l'âge aux remontes terminales de l'année de capture; toutefois, l'exploitation relativement constante des pêches et l'incertitude considérablement accrue des taux d'exploitation selon l'âge indiquent que cette approche pourrait ne pas entraîner une différence importante dans les résultats.

Les recrues d'origine naturelle de la zone terminale présentées dans le Tableau C-5 en utilisant la méthode élargie des MMC sont systématiquement plus nombreuses que celles estimées à l'aide du marquage thermique. Cette différence dans les estimations des recrues d'origine naturelle s'est poursuivie avec des estimations très différentes des taux de survie des smolts produits en rivière jusqu'à ce qu'ils atteignent le stade adulte. On suppose que l'estimation par marquage thermique reflète plus fidèlement le faible taux de survie de la progéniture des populations de saumons chinooks reproducteurs d'origine naturelle de la COIV.

Weil et ses collaborateurs (2024) ont indiqué que la méthode élargie des MMC sous-estimait de 20 à 30 % la contribution des écloseries aux prises et aux échappées de saumons chinooks de la rivière STAMP et de l'écloserie du ruisseau Robertson, en supposant que les marques thermiques fournissaient l'estimation la plus exacte. Nous recommandons de n'utiliser que l'évaluation fondée sur les otolithes dans les données historiques. Les évaluations futures pourraient utiliser d'autres marques de masse, comme les coupes de nageoires adipeuses ou le marquage fondé sur la filiation (MFF).

3.3.6.2. Rivière Sarita

Weil et ses collaborateurs (2024) ont indiqué que la proportion de géniteurs d'origine naturelle dans la rivière Sarita était en moyenne d'environ 15 %, ce qui signifie que la plupart des alevins et des smolts d'origine naturelle avaient probablement un ou deux parents provenant d'une écloserie. Il convient de noter que des efforts sont déployés pour améliorer l'influence naturelle chez les géniteurs. Au cours des dernières années, les Premières Nations Huu-ay-aht ont commencé à retirer de façon sélective la nageoire adipeuse de saumons chinooks adultes (marqués), gérant ainsi les contributions des géniteurs d'écloserie à la croissance en écloserie et à la fraie en rivière.

De plus, grâce aux efforts déployés par les Premières Nations Huu-ay-aht, la rivière Sarita est devenue un indicateur clé de la production naturelle de saumons chinooks juvéniles dans l'UGS de la COIV. Depuis 2017, les Premières Nations Huu-ay-aht effectuent une évaluation complète de la dévalaison des saumons juvéniles de la rivière Sarita dans la baie Barkley et de la montaison des saumons chinooks matures dans la rivière (LGL 2025). Les évaluations ont été étayées par le marquage à 100 % des saumons chinooks d'écloserie au moyen du retrait de la nageoire adipeuse, du marquage thermique et du MFF, ce qui permet d'identifier avec précision les juvéniles d'écloserie et d'origine naturelle et les adultes en montaison. L'abondance des juvéniles d'origine naturelle en dévalaison est estimée pour deux groupes : les alevins précoces/petits en dévalaison avant le 1^{er} mai et les smolts tardifs/grands en dévalaison après le 1^{er} mai. L'abondance des adultes d'origine naturelle comprend les géniteurs, les prises en rivière et les prises dans les pêches terminales le long de la COIV. La microchimie des otolithes sert à délimiter le retour des adultes d'origine naturelle dans les deux mêmes groupes de dévalaison juvéniles (voir Laforge *et al.*, en préparation¹).

À l'heure actuelle, les taux de survie propres à l'année d'éclosion ne peuvent être déterminés que pour l'année d'éclosion 2018. Ces résultats préliminaires de Laforge *et al.* (en préparation¹) indiquent un taux de survie très faible (<0,1 %) pour les alevins d'origine naturelle jusqu'au stade d'adultes en zone terminale, et un taux de survie plus de dix fois supérieur pour les smolts grands/tardifs d'origine naturelle. Ces smolts grands/tardifs d'origine naturelle semblaient également survivre beaucoup mieux que les alevins et les smolts nourris en écloserie après le 1^{er} mai et de taille égale ou supérieure à celle du groupe d'origine naturelle.

Le manque de renseignements permettant d'établir les taux de survie pendant un plus grand nombre d'années d'éclosion a mené à l'élaboration d'une « moyenne » pour chaque groupe, où toutes les données disponibles de 2018-2023 ont été regroupées dans Laforge *et al.* (en préparation¹). Les taux de survie obtenus montrent une tendance similaire, les alevins précoces/petits d'origine naturelle ayant un très faible taux de survie jusqu'au stade adulte et le taux de survie des smolts tardifs/grands d'origine naturelle étant plus élevé que celui des saumons d'écloserie relâchés.

3.3.6.3. Répercussions le long de la COIV

Les taux de survie des alevins et des smolts d'origine naturelle dans les rivières Sarita et Stamp sont si faibles qu'ils peuvent ne pas soutenir une population naturelle (voir la section 3.4) ci-dessous. On ne sait pas exactement dans quelle mesure ces résultats sont représentatifs des autres populations de saumon chinook de la COIV. Certaines populations, en particulier dans la baie Clayoquot, sont stables à des niveaux de reproducteurs très faibles depuis près de trois décennies. Weil et ses collaborateurs (2024) indiquent que cette stabilité est en partie attribuable aux poissons égarés; en deux ans d'échantillonnage (2015 et 2017), la rivière Megin comptait plus de 50 % d'individus d'écloserie égarés avec une abondance totale des reproducteurs de l'ordre de 50 à 60 saumons chinooks. Dans la rivière Moyeha, une année sur trois d'échantillonnage avait une proportion de poissons d'écloserie égarés supérieure à 50 %. Ces

bassins versants sont protégés et relativement intacts, de sorte qu'ils présentent probablement moins de sources de mortalité du stade de l'œuf au stade des smolts que la rivière Sarita. Il est possible que ces rivières dépendent davantage des smolts tardifs/grands qui ont un taux de survie plus élevé. Cependant, il est également probable que le faible taux de survie du stade de smolt au stade d'adulte au début de la période en mer soit le principal déterminant de la faible taille de la population (Irvine *et al.* 2024). En revanche, dans la baie Kyuquot, les populations indicatrices des rivières Tashish, Artlish et Kaouk semblent stables à des niveaux d'abondance modérés, ce qui indique des taux de survie plus élevés, que ce soit en eau douce ou en mer.

3.3.7. Croissance proche du littoral et première année en mer

Healey (1991) a décrit un profil bimodal de dévalaison dans les rivières Cowichan, Nanaimo et Big Qualicum, semblable à celui observé dans la rivière Sarita. Healey (1991) a suggéré que les premiers migrants grandissaient et vivaient leur stade de smoltification dans l'estuaire. Laforge et ses collaborateurs (en préparation¹) ont utilisé la microchimie des otolithes pour déterminer également le temps de résidence dans l'estuaire. Ils ont constaté que le temps de résidence dans l'estuaire des migrants plus tardifs/grands en dévalaison était beaucoup plus long que celui des migrants en dévalaison précoces/petits. Ces résultats montrent que l'estuaire de la rivière Sarita pourrait être moins convenable pour la croissance avant le mois de mai, ce qui indique peut-être un décalage entre le moment de l'entrée du poisson dans l'estuaire et la disponibilité de zooplancton et d'insectes comme nourriture.

Ruggerone et ses collaborateurs (2009) ont montré que la croissance en eau douce (et donc la taille à la dévalaison) était positivement corrélée à la croissance subséquente dans les habitats estuariens et marins précoces. Ruggerone et Volk (2004) ont signalé que l'état des pré-smolts et des smolts et le moment de leur arrivée dans les milieux estuariens et marins étaient un indicateur clé de la survie des cohortes. Dans Irvine *et al.* (2024), cette relation a été appelée un « effet de report » dans l'évaluation des sources potentielles de mortalité ou de risque auxquelles sont confrontés les saumons chinooks juvéniles au début de leur vie en mer. Irvine et ses collaborateurs (2024) ont également déterminé que la première année en mer était essentielle pour déterminer l'abondance de la dernière cohorte d'adultes.

Les smolts qui entrent dans l'estuaire et les eaux marines semblent grandir dans leur baie locale pendant une grande partie du printemps et de l'été avant de se déplacer vers le nord le long de la COIV (Tanasichuk *et al.* 2014; Jessy Bokvist, Pêches et Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.) Tucker et ses collaborateurs (2011, 2016) ont signalé que les saumons chinooks juvéniles grandissaient dans les baies de la COIV pendant les mois d'hiver. Ce comportement de croissance prolongée dans les eaux marines locales a donné lieu à une cote d'exposition élevée lorsque le risque pour les saumons chinooks juvéniles au début de la phase de vie marine a été évalué par Irvine et ses collaborateurs (2024). Cette évaluation des risques a permis de déterminer les sources potentielles de mortalité pendant cette phase de vie et sont résumées ci-dessous dans la section 6 et dans le Tableau 6.1.

3.3.8. Migration vers le nord et résidence en mer

La migration vers le nord se poursuit, les saumons chinooks juvéniles quittant la COIV et se déplaçant le long de la côte centrale de la Colombie-Britannique pour atteindre les eaux du nord de la Colombie-Britannique et de l'Alaska. La migration semble avoir une orientation littorale qui peut être caractérisée comme un gradient de densité depuis la côte jusqu'à plusieurs milles au large, et semble être une caractéristique du saumon chinook de la COIV tout au long de son cycle vital. Les preuves de la deuxième année de migration proviennent des prises accessoires à la senne coulissante de petits saumons chinooks avec des MMC dans les pêches estivales du saumon rouge dans le bras Rivers à la fin des années 1970 et au début des années 1980, qui

ont révélé que le saumon chinook provenant de la COIV était abondant à ce moment-là et qu'il fallait prendre des mesures de gestion des pêches pour réduire au minimum cette mortalité.

L'orientation littorale se poursuit tout au long de cette phase. Les MMC de la COIV récupérées par unité dans l'archipel du sud-est de l'Alaska étaient plus nombreuses dans la zone côtière que dans la zone hauturière. Les analyses génétiques des prises dans le cadre de la pêche à la traîne récréative et commerciale autour de Haida Gwaii ont indiqué un gradient de densité du saumon chinook de la COIV, le plus élevé à moins de 1 mille marin du rivage (Winther et Beacham 2006). Néanmoins, il existe une certaine incertitude quant à la nature du gradient de densité entre les zones littorales et hauturières, étant donné la récupération des MMC de la COIV dans les pêches au chalut dans l'archipel des Aléoutiennes et autour de celui-ci (Figure 3.16) et en raison d'un manque de recherche et d'échantillonnage au large dans le golfe d'Alaska.

La plupart des saumons chinooks de la COIV passent plusieurs années dans les eaux du golfe d'Alaska pour s'alimenter et croître (Figure 3.16). Healey (1991) a résumé l'alimentation et la croissance des saumons chinooks de type océanique dans le Pacifique Nord, indiquant une croissance saisonnière, avec une croissance estivale rapide et une croissance hivernale plus lente. Le taux de croissance était positivement corrélé avec le taux de maturation. Healey a également indiqué que les conditions d'alimentation au cours de la dernière année en mer étaient les plus importantes pour déterminer la taille finale des adultes dans chaque classe d'âge.

Healey (1991) a également résumé les études sur le régime alimentaire (de 1980 à 1983 environ) des saumons chinooks capturés dans le nord de la Colombie-Britannique et le sud-est de l'Alaska, les poissons (en particulier le hareng, le lançon et les pilchards) étant les principaux aliments.

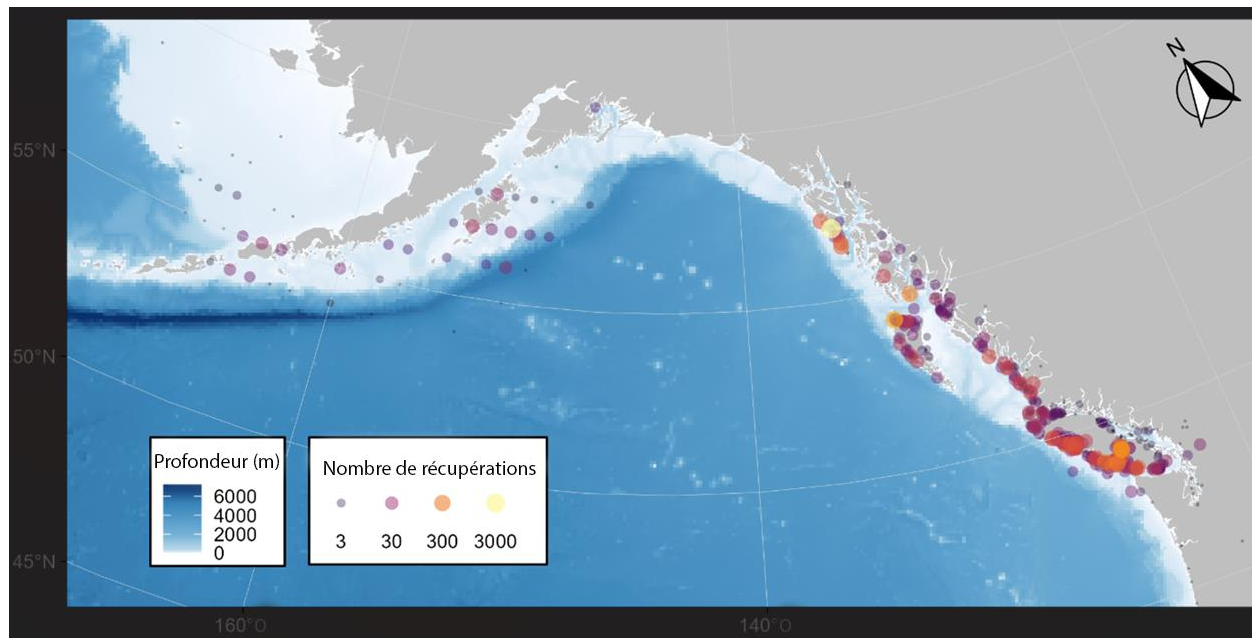


Figure 3.16. Récupération des MMC de saumon chinook rejetées des écloseries de la COIV (principalement le ruisseau Robertson) entre 1975 et 2022. Les récupérations représentées sur terre proviennent des pêches en eau douce. La résolution spatiale est faible (1° de latitude/longitude) pour les pêches dans l'ouest de l'Alaska ($> 140^{\circ}\text{O}$) par rapport aux autres données.

La mortalité naturelle pendant la phase de vie marine résulte des prédateurs, tels que les taupes du Pacifique (Seitz *et al.* 2019; Weitkamp et Garcia 2022), les épaulards (Ohlberger *et al.* 2019) et les pinnipèdes (Adams *et al.* 2016, Nelson *et al.* 2019) ainsi que de la compétition interspécifique pour la nourriture dans le Pacifique Nord, qui peut entraîner une croissance plus lente ou un comportement alimentaire plus risqué (Walters et Juanes 1993, Lewis *et al.* 2015, Ruggerone et Irvine 2018).

3.3.9. Migration de montaison

3.3.9.1. Remontes selon l'âge

Chaque année, une partie des cohortes de saumons chinooks de la COIV qui grandissent dans les eaux septentrionales commencent leur montaison vers la COIV. La proportion de l'abondance de la cohorte restante (après les pêches et le retour des jeunes poissons) qui atteint la maturité et amorce sa montaison vers la COIV est appelée taux de maturation. Le CTSC (2023b) rapporte des taux de maturation récents selon l'âge moyen sur 12 ans du saumon chinook qui remonte dans l'UC du SOIV, d'après les taux de récupération des MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson : 2 % à l'âge 2, 26 % à l'âge 3, 79 % à l'âge 4 et 100 % à l'âge 5 et plus atteignent la maturité et commencent leur migration de montaison. L'âge moyen à la maturité est d'environ 4 ans et constitue la base des tableaux déterministes du cycle vital.

Une autre façon d'examiner le taux de maturation est la proportion moyenne de la cohorte qui revient frayer aux âges 2, 3, 4 ou 5+. L'abondance des saumons chinooks géniteurs de la COIV au cours d'une année donnée dépend de l'abondance de trois cohortes principales, y compris les individus âgés de 3 ans issus de la portée des géniteurs d'il y a trois ans (dont 10 % sont des femelles), de la portée des géniteurs d'il y a quatre ans (55 % de femelles) et de la portée des géniteurs d'il y a cinq ans (80 % de femelles). Les remontes de poissons d'âge 2 sont pratiquement constituées uniquement de mâles et ne sont donc pas incluses.

Pour les lâchers de l'écloserie du ruisseau Robertson pour les années d'éclosion de 1998 à 2018, la proportion moyenne des remontes aux âges 3, 4 et 5+ a été estimée à 40 %, 52 % et 8 %, respectivement. La montaison d'origine naturelle selon l'âge des géniteurs de la rivière Stamp a montré une plus grande proportion de poissons plus âgés, avec une proportion moyenne estimée à 28 %, 56 % et 16 % respectivement aux âges 3, 4 ou 5+ (sur la base des données de la rivière Stamp pour les années d'éclosion de 1998 à 2018). Ces résultats indiquent que les saumons chinooks d'écloserie reviennent à des tailles plus jeunes et donc plus petites que les saumons chinooks d'origine naturelle de la COIV.

Healey (1991) a indiqué que le taux de maturation était positivement corrélé avec la taille des smolts. Des résultats similaires ont été observés sur la COIV; Doherty et Cox (2018) se sont basés sur des lâchers de poissons de différentes tailles de l'écloserie de Nitinat, et Laforge et ses collaborateurs (en préparation¹) se sont basés sur la montaison d'origine naturelle dans la rivière Sarita. Ces derniers ont utilisé la microchimie des otolithes pour estimer la taille des individus et le moment de la dévalaison pour les poissons qui survivent à la fraie dans la rivière Sarita. Ces résultats ont montré un retour plus tardif (de la fin avril au début juin) et des migrants en dévalaison de plus grande taille (> 50 mm et > 2 g) qui sont retournés à 40 % à l'âge 3, 53 % à l'âge 4 et 7 % à l'âge 5; données qui sont semblables à l'âge au moment de la montaison pour les poissons d'écloseries remis à l'eau. Les écloseries le long de la COIV libèrent généralement des smolts à des concentrations de 3 à 7 g entre la fin avril et le début juin. En revanche, les petits migrants (< 50 mm et < 1 g) au début (de février à la mi-avril) de la rivière Sarita sont revenus à l'âge 3 (21 %), à l'âge 4 (49 %) et à l'âge 5 (29 %).

Les échantillons de géniteurs de la rivière Stamp indiquent un déclin important de la proportion moyenne de la cohorte d'écloserie en montaison à l'âge 5 et un déclin moindre de la montaison d'origine naturelle.

Brown et ses collaborateurs (2019) ont montré une diminution de l'âge à la maturité pour le saumon chinook d'écloserie du ruisseau Robertson. L'échantillonnage du stock de géniteurs d'écloserie (Figure 5.7.) a montré une diminution de la taille selon l'âge pour les saumons chinooks d'écloserie le long de la COIV.

3.3.9.2. Profil de migration

La période de migration à partir des eaux septentrionales commence probablement au début de juin pour le saumon chinook du NOIV et trois semaines plus tard pour le saumon chinook du SOIV, d'après la différence de période avec la COIV (voir la Figure 3.5). Ces données sont corroborées par l'analyse de 13 années (de 2003 à 2016) d'ADN provenant des prises de saumon chinook dans la pêche commerciale à la traîne du nord de la Colombie-Britannique. Cette analyse a indiqué une diminution de l'abondance sur la COIV (c.-à-d. les captures par unité d'effort sur la COIV) jusqu'en juin, supposée refléter l'émigration des saumons chinooks du NOIV arrivant à maturité hors de la zone, puis une augmentation de l'abondance du début juillet à la mi-août. On présume que cette augmentation reflète le passage de saumons chinooks du SOIV dans la zone de pêche à la traîne du nord de la Colombie-Britannique depuis les eaux plus septentrionales (Ivan Winther, Pêches et Océans Canada, comm. pers.).

3.4. TABLEAUX DU CYCLE BIOLOGIQUE PARAMÉTRÉS

Nous appliquons les renseignements disponibles aux tableaux du cycle biologique du saumon chinook pour trois rivières de référence le long de la COIV : la rivière Sarita dans la baie Barkley, la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot et la rivière Kaouk dans la baie Kyuquot. Les points de référence biologiques pour ces rivières sont présentés dans le Tableau 3.2.

Tableau 3.2. Points de référence biologiques ($G_{\text{gén}}$, G_{RMD} , G_{REMP}) pour trois niveaux de productivité, par exemple les populations de saumon chinook.

Bassin versant	Superficie accessible des bassins versants (km ²)	Fondement : Modèle du cycle biologique (faible productivité)			Fondement : Reconstitution des remontes (productivité modérée)			Fondement : Modèle d'habitat de Parken (productivité élevée)		
		$G_{\text{gén}}$	G_{RMD}	G_{REMP}	$G_{\text{gén}}$	G_{RMD}	G_{REMP}	$G_{\text{gén}}$	G_{RMD}	G_{REMP}
Riv. Sarita	84 km ²	250	560	1 300	210	550	1 300	49	440	1 300
Riv. Moyeha	116 km ²	350	780	1 800	290	760	1 800	68	620	1 800
Riv. Kaouk	101 km ²	300	680	1 600	150	610	1 600	59	530	1 600

3.4.1. Saumon chinook de la rivière Sarita (baie Barkley)

Nous paramétrons ici le tableau du cycle biologique du saumon chinook dans la rivière Sarita, une population modérée (moyenne annuelle de 2 500 géniteurs) qui est riche en données par rapport à des populations similaires. Le bassin versant de la rivière Sarita a été fortement touché par les activités forestières dans le passé (Barry 2010), qui, combinées aux épisodes de

débit élevé liés aux changements climatiques à l'automne et à l'hiver, ont entraîné des débits extrêmes (p. ex. débit passant d'environ 1 cm à près de 700 cm en 24 heures en octobre 2024), situation qui a probablement des répercussions sur la fraie et l'incubation, et provoque une dégradation supplémentaire de l'habitat affectant la croissance ultérieure des poissons dans la rivière. Les changements climatiques entraînent des sécheresses estivales prolongées et des périodes plus longues de très faibles débits fluviaux dans la rivière Sarita, ce qui peut entraîner l'exclusion des saumons chinooks géniteurs de grandes parties du bassin versant jusqu'à la fin de l'automne, moment où ils fraient normalement. La capacité de reproduction du système d'après le modèle d'habitat de Parken *et al.* (2006) est estimée à environ 1 300 saumons chinooks (Tableau 3.2).

Le MPO travaille avec les Premières Nations Huu-ay-aht pour mettre en valeur le saumon chinook de la rivière Sarita en utilisant l'écloserie Nitinat comme installation de croissance satellite. Le stock de géniteurs et/ou les œufs de la rivière Sarita sont transportés à l'écloserie de la rivière Nitinat et élevés jusqu'au stade d'alevins nourris et de smolts, puis transportés de nouveau dans la rivière Sarita. De plus, depuis environ 2016, les Premières Nations Huu-ay-aht effectuent une évaluation intensive des géniteurs et de la dévalaison des juvéniles, ainsi qu'un marquage de masse des lâchers d'écloserie et une pêche sélective à la ligne en zone terminale des adultes en montaison.

Une évaluation du cycle biologique utilise des renseignements pour déterminer l'abondance à chaque stade biologique et les taux de mortalité probables d'un stade biologique à l'autre. Cette évaluation devient alors un outil permettant d'évaluer le risque, de déterminer les causes précises de la mortalité et d'évaluer le coût et les avantages des mesures d'atténuation potentielles (p. ex. réduire la mortalité liée à l'incubation en stabilisant les processus hydrologiques en vue de réduire les crues hivernales causant l'affouillement du lit des cours d'eau).

Figure 3.17 montre un cycle biologique type pour Sarita sur la base des connaissances locales et d'autres données décrites dans les sections précédentes du présent rapport. Pour ce modèle déterministe simple, nous utilisons les moyennes des données disponibles pour la période de cinq ans, soit de 2017 à 2021, notamment :

- Estimation du nombre total d'adultes dans la rivière après les pêches, sujets à une mortalité avant le frai. Habituellement, de 10 à 15 % des adultes en montaison sont d'origine naturelle; la plupart proviennent d'une écloserie locale.
- Nombre de géniteurs efficaces avec une composition et une fécondité moyennes selon l'âge et le sexe. Après une estimation relativement faible de la mortalité avant la fraie de 10 % (fondée sur l'échantillonnage de la rétention des œufs dans les carcasses et les connaissances locales sur la prédation) et des prélèvements de géniteurs, il reste environ 2 000 géniteurs naturels, avec une moyenne d'environ 40 % de femelles avec une fécondité moyenne de 3 900 œufs par femelle. Nous prévoyons que 2 millions d'œufs seront déposés dans les nids de fraie.
- Incubation des œufs et mortalité jusqu'au stade d'alevin, puis au stade de smolt. Il convient de noter que, pour la rivière Sarita, nous classons les alevins émergents en deux groupes – les alevins migrateurs précoces/petits et les smolts tardifs/grands – en fonction des renseignements tirés des pièges en aval (voir la section 3.3.4). Le piégeage en aval par les Premières Nations Huu-ay-aht depuis 2017 a donné lieu à une moyenne d'environ 330 000 alevins/smolts en dévalaison (fourchette réelle de 100 000 à 600 000; LGL 2025). Ces données représentent une mortalité de 90 % du stade d'œuf au stade de smolt, ce qui donne environ 161 smolts/géniteurs. La dégradation de l'habitat ainsi que le débit maximal hivernal élevé causant l'affouillement de la charge de fond ont été désignés comme un

risque très élevé dans l'évaluation des risques liés à l'eau douce de la rivière Sarita. Nous pensons que cette situation est représentative des autres systèmes où l'habitat est dégradé le long de la COIV. En comparaison, nous avons projeté près de 500 smolts/géniteurs pour la rivière Moyeha, un bassin versant intact dans la baie Clayoquot (voir la section 3.4.2).

- Comme il est indiqué dans la description biologique générale, nous avons beaucoup appris des travaux de microchimie des otolithes entrepris dans la rivière Sarita (section 3.3.5). Les smolts d'origine naturelle ont deux catégories distinctes d'alevins migrateurs précoces/petits et de smolts tardifs/grands, ces derniers représentant moins de 5 % de la dévalaison totale, mais ayant un taux de survie environ 10 fois plus élevé et contribuant de 30 à 40 % à la montaison totale (Laforge *et al.*, en préparation¹).
- La prochaine fois que ces poissons peuvent être observés, c'est à l'âge de 2 ans, soit lorsqu'ils commencent à être recrutés dans les pêches et reviennent frayer en tant que « unibermarins ». Nous avons divisé les mortalités pour la première et la deuxième année en mer, en supposant que la majeure partie de la mortalité se produit la première année. On pense que moins de 1 % des smolts d'origine naturelle survivent la première année en mer (ou un taux de mortalité supérieur à 99 %), comparativement à environ 1,5 % pour les smolts d'écloserie (soit un taux de mortalité d'environ 98,5 %; voir la section 3.3.6, ci-dessus). Après le premier printemps et le premier été dans la baie locale, ces jeunes saumons chinooks de l'année migrent vers le nord dans la baie Clayoquot, puis plus au nord dans les baies de la COIV. Obtenir une meilleure compréhension de l'ampleur et des mécanismes de la mortalité au cours de la première année en mer est l'objectif de la série de projets de recherche « Suivre le poisson ».
- Le prochain stade du cycle biologique regroupe la mortalité naturelle des poissons d'âge 3 à 6 dont la croissance se déroule en mer, la mortalité par pêche préterminale du sud-est de l'Alaska pour inclure l'abondance, mais sépare la mortalité naturelle et liée à la pêche dans la zone terminale de la COIV, la mortalité naturelle pendant la montaison, la mortalité liée à la pêche en mer terminale et, enfin, la mortalité liée à la pêche dans les rivières. Les taux de mortalité par pêche sont décrits à la section 6.2. La rivière Sarita se jette dans la baie Barkley et les eaux d'approche de la rivière Somass, où une pression de pêche intense cible le saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson en août et en septembre. Cette proximité de la zone de pêche terminale du saumon chinook du ruisseau Robertson se traduit par un taux d'exploitation de la pêche d'environ 40 % pour le saumon chinook de la rivière Sarita (35 % pour les pêches préterminales à l'extérieur du SGPP 23 et 5 % pour la pêche récréative dans la baie Barkley).
- Nous supposons que le taux de mortalité naturelle en mer est le même pour toutes les populations le long du SOIV et qu'il est fondé sur ceux utilisés dans l'analyse de cohorte du Comité technique du saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique pour le saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson (CTSC 2023b).
- Au cours des dernières années, les Premières Nations Huu-ay-aht ont commencé à pratiquer une pêche sélective par marquage plus intensive dans la rivière afin de gérer activement l'influence naturelle proportionnelle (Anderson *et al.* 2020). Cette récolte était modeste au cours de la période représentée dans ce tableau du cycle biologique, soit à environ 20 %, mais elle a récemment augmenté avec l'augmentation des montaisons en zone terminale.

Stade du cycle vital	Origine naturelle précoces/petits		Origine naturelle tardifs/grands		Alevins nourris en écloserie tardifs/petits		Smolts d'écloserie tardifs/grands	
	Nombre	Mortalité Taux	Nombre	Mortalité Taux	Nombre	Mortalité Taux	Nombre	Mortalité Taux
1 Adultes dans les frayères. <i>Mortalité avant la fraie</i>			2200		10.0%			
2 Géniteurs efficaces <i>Fécondité moyenne et % de femelles</i>	1679				180		155	
3 Œufs en incubation <i>Mortalité pendant l'incubation</i>	1990953	76.2%			213,507	10.0%	183,853	10.0%
<i>Proportion des poissons en données d'entrée par type de cycle biologique</i>	95.0%		5.0%		192156		165468	
4 Alevins après l'éclosion dans la rivière, mortalité naturelle pendant la croissance en rivière.		10.0%		20.0%		5.0%		2.0%
5 Alevins/smolts sortants. <i>Mortalité totale du stade d'œuf au stade de smolt</i>	405139	78.6%	18,954	81.0%	182548	14.5%	162159	11.8%
6 Mortalité naturelle des juvéniles de première année en mer.		99.9%		94.6%		99.6%		95.3%
7 Mortalité naturelle des juvéniles de deuxième année en mer.		30.0%		30.0%		30.0%		30.0%
8 Abondance des poissons d'âge 2. <i>Nombre total de smolts jusqu'à la mortalité à l'âge 2</i>	425	99.9%	723	96.2%	511	99.7%	5290	96.7%
9 Âges 3 à 6 : abondance pendant l'élevage après la mortalité naturelle	255	40.0%	434	40.0%	307	40.0%	3174	40.0%
10 Mortalité par pêche préterminale.		35.0%		35.0%		35.0%		35.0%
11 Mortalité naturelle en mortaison le long de la COIV		10.0%		10.0%		10.0%		10.0%
12 Mortalité dans les pêches terminales en mer.		10.0%		10.0%		10.0%		10.0%
13 Remontes d'adultes <i>Mortalité totale des remontes du stade de smolt au stade d'adulte</i>	134	99.97%	228	98.79%	161	99.91%	1671	98.97%
14 Ajout des individus errants non locaux					0		25	
15 Captures/mortalité dans les pêches terminales estuariennes/en mer.	-1		-1		-8	5.0%	-85	5.0%
1 Adultes dans les frayères	134		227		153		1611	
Principaux résultats								
Géniteurs d'origine naturelle (pGON) :	335	0.16						
Géniteurs d'écloserie locale (pGIE _{local}) :	1765	0.83						
Poissons d'écloserie errants (pGIE _{errants}) :	25	0.01						
INP atteinte en supposant que l'objectif de pBON soit atteint	0.2							
Smolts/géniteurs d'origine naturelle :	253							
Recrues par géniteur d'origine naturelle :	0.41							
Survie en mer du stade de smolt au stade d'adulte en zone terminale :	0.03%		1.21%		0.09%		1.03%	

Figure 3.17. Mortalité et abondance typiques des saumons chinooks d'origine naturelle et ceux d'écloserie de la rivière Sarita, par phase du cycle biologique. Voir aussi le tableau 3,1.

3.4.2. Saumon chinook de la rivière Moyeha (baie Clayoquot)

Dans la présente section, nous fournissons une représentation du cycle biologique moyen du saumon chinook de la rivière Moyeha, en nous appuyant sur les renseignements fournis dans les sections précédentes. La rivière Moyeha est l'une des principales populations indicatrices « sauvages » de l'UGS du saumon chinook de la COIV (voir la section 2.1, ci-dessus), et compte par conséquent des observations cohérentes pendant la migration et la fraie des géniteurs, mais peu de données directes sur les autres stades biologiques.

La rivière Moyeha se jette dans la baie Clayoquot et est protégée contre le développement humain dans le parc provincial Strathcona. Sa protection contre les perturbations humaines fait de la rivière Moyeha l'un des bassins versants et estuaires les plus intacts de la COIV. Malgré ce bassin presque vierge, la rivière Moyeha a une faible abondance de géniteurs (moyenne de 93 géniteurs au cours des 12 dernières années). Notre tableau paramétré du cycle biologique du saumon chinook de la rivière Moyeha commence par une abondance moyenne des géniteurs sur 20 ans de 100 adultes. L'abondance estimée du saumon chinook est fondée sur des dénombrements visuels en apnée effectués par la même personne qui a dénombré les remontes dans la rivière Moyeha depuis le début de la série chronologique « indicatrice » en 1993. La fiabilité de l'abondance des géniteurs est considérée comme relativement élevée pour la majeure partie de la série chronologique (à noter que certaines années ont été exclues de la moyenne en raison de la faible couverture du relevé liée aux conditions météorologiques). Depuis le milieu des années 1990, l'abondance des géniteurs dans la rivière Moyeha est constamment inférieure au point de référence biologique estimé par $G_{\text{gén}}$ (Tableau 3.2).

Il n'y a pas de mise en valeur directe du saumon chinook d'écloserie dans la rivière Moyeha. Cependant, l'échantillonnage antérieur de carcasses a fourni des preuves de la présence d'individus égarés provenant d'écloseries de l'UC de Nootka-Kyuquot, avec un ($pGIE_{\text{errants}}$) entre 0,18 et 0,54; Tableau C-4). Sur la base de ces quelques échantillons, nous avons supposé 42 individus errants par an; indiquant que les poissons errants peuvent être importants pour le maintien du saumon chinook dans cette population. Cette hypothèse pourrait être faible d'après les observations visuelles récentes dans la rivière Moyeha de saumons chinooks dont la nageoire adipeuse a été retirée (lié au marquage de masse à l'écloserie de Conuma). Par conséquent, la population de la rivière Moyeha serait classée dans la catégorie des populations « sauvages et influencées par des poissons errants » selon Withler *et al.* (2018; voir la section 5.4).

Des discussions entre les détenteurs de connaissances techniques, autochtones et d'autres détenteurs de connaissances locales dans le cadre d'ateliers d'évaluation des risques (Irvine *et al.* 2024) ont indiqué que la prédation et la mortalité dans la zone terminale n'étaient pas un problème important dans la rivière Moyeha, et les participants s'accordaient pour dire qu'un taux de mortalité de 10 % était approprié, laissant un nombre de 90 géniteurs efficaces. En supposant 40 % de femelles et 3 900 œufs par femelle, cet exemple pour la rivière Moyeha projette environ 140 000 œufs déposés (Figure 3.18).

Les mortalités dans la rivière sont appliquées pour la phase d'incubation. Healey (1991) a suggéré un taux de survie moyen du stade des œufs au stade d'alevins de 30 % (mortalité d'environ 70 %) dans les milieux non perturbés. Compte tenu de la nature intacte du bassin versant de la rivière Moyeha, et donc de la mortalité potentielle réduite des œufs due à l'érosion de la charge de fond et à la sédimentation, nous avons appliqué un taux de mortalité de 60 % entre les stades des œufs et des alevins émergents.

Il convient de noter que Healey (1991) a également suggéré que la mortalité due à l'incubation était inférieure à celle des alevins le long de la COIV; cette hypothèse ne correspond cependant pas au consensus établi dans le cadre des ateliers d'évaluation des risques, selon lequel les

pertes d'œufs étaient l'une des plus grandes sources de mortalité naturelle. Un échantillonnage limité des smolts dans la rivière Moyeha a révélé une fourchette de tailles et de conditions similaires à celles observées dans la rivière Bedwell voisine, où les smolts sont échantillonnés régulièrement (Jared Dick, Uu-a-thluk et Candice Picco, Ha'oom Fisheries Society, Tofino, Colombie-Britannique, communications personnelles). La grande majorité des smolts échantillonnés dans la rivière Bedwell, ainsi que dans la rivière Sarita plus au sud dans la baie Barkley, mesurent entre 40 mm et pèsent 0,5 g (Figure 3.10; Figure 3.14).

Nous avons donc supposé que la plupart des alevins de saumon chinook de la rivière Moyeha migrent rapidement vers l'estuaire, entraînant une mortalité relativement faible des alevins dans la rivière de 20 %; le même pourcentage que dans la rivière Sarita. Il en résulte une mortalité totale du stade d'œuf au stade de smolt de 68 % et une projection de 45 000 smolts, soit près de 500 smolts par géniteur (Figure 3.18). C'est plus du double de la production de smolts par géniteur que dans la rivière Sarita.

Irvine et ses collaborateurs (2024) ont déterminé que le moment de la migration et la taille des smolts créaient un « effet de report » qui pourrait accroître le risque pour ces poissons, en particulier le besoin de conditions propices à la santé et à la croissance dans les eaux estuariennes et côtières de la baie Clayoquot. Comme c'est le cas pour le bassin versant, l'estuaire est relativement vierge et donc probablement plus propice à la croissance.

Stade du cycle vital	Nombre de saumons chinooks d'origine naturelle	Mortalité moyenne	Abondance du saumon chinook d'écloserie (marqué)	Mortalité moyenne
1. Montaison des adultes dans l'estuaire - embouchure de la rivière	100	10.0%		
2. Reproducteurs adultes (fécondité moyenne de 3 900, 40 % de femelles)	90		-	Stock de géniteurs
3. Œufs en incubation. Mortalité pendant l'incubation	140400	60.0%	0	0.0%
4. Alevins après l'éclosion dans la rivière, mortalité naturelle		20.0%		10.0%
5. Alevins/smolts sortants Mortalité totale du stade d'œuf au stade de smolt	44928	68.0%	0	-
6. Mortalité naturelle des juvéniles de première année en mer.		99.5%		96.9%
7. Mortalité naturelle des juvéniles de deuxième année en mer.		30.0%		30.0%
8. Abondance des poissons d'âge 2. Nombre total de smolts jusqu'à la mortalité à l'âge 2	170	99.6%	0	-
9. Âges 3 à 6 : abondance pendant l'élevage après la mortalité naturelle	102	40.0%	0	40.0%
10. Mortalité par pêche préterminale.		35.0%		35.0%
11. Mortalité naturelle en montaison le long de la COIV		10.0%		10.0%
12. Mortalité dans les pêches terminales en mer.		0.0%		0.0%
13. Remontes d'adultes Mortalité totale des remontes du stade de smolt au stade d'adulte	60	99.9%	0	-
14. Ajout des individus d'écloserie errants non locaux	40		40	
15. Mortalité pêches terminales estuariennes/en mer.	0		0	0.0%
1. Montaison des adultes dans l'estuaire - embouchure de la rivière/avant la fraie	100		40	
Principaux résultats				
Géniteurs d'origine naturelle (pGON) :	100	0.71		
Géniteurs d'écloserie locaux (pGIE local) :	-	0.00		
Poissons d'écloserie errants (pGIE errants)	40	0.29		
INP atteinte en supposant que l'objectif de pBON soit atteint	-			
Smolts/géniteurs d'origine naturelle :	499			
Recrues par géniteur d'origine naturelle :	1.13			
Survie en mer du stade de smolt au stade d'adulte en zone terminale :	0.13%			-

Figure 3.18. Mortalité et abondance présumées du saumon chinook de la rivière Moyeha d'origine naturelle par phase du cycle biologique. Voir aussi le Tableau 3.1.

Les deux composantes du risque sont l'exposition et les répercussions biologiques. Ces smolts résident probablement dans la baie Clayoquot pendant des mois, ce qui donne une cote d'exposition très élevée dans l'évaluation des risques (Irvine *et al.* 2024). Par conséquent, notre estimation de la mortalité de ces petits smolts au cours de la première année en mer est élevée, soit à 99,6 % (Figure 3.18), ce qui est semblable au taux de mortalité estimé pour les émigrants petits/précoces de la rivière Sarita (voir ci-dessus, section 3.3.6.2). Comprendre la taille et le moment de la migration des smolts ainsi que l'écologie de ce bassin versant vierge pourrait constituer le « contrôle » permettant d'évaluer les effets de la dégradation de l'habitat dans d'autres bassins versants de la COIV.

Tanasichuk et ses collaborateurs (2014) et Tucker et ses collaborateurs (2016) ont montré que les jeunes saumons chinooks de l'année résidaient dans la baie Barkley au printemps et à l'été. Les résultats préliminaires de l'échantillonnage des juvéniles dans la baie Clayoquot indiquent qu'il en va de même pour le saumon chinook de la rivière Moyeha (Jessy Bokvist, Pêches et

Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, communication personnelle), ce qui entraîne une exposition élevée aux risques dans la région. À la fin de l'été ou au début de l'automne, les jeunes saumons chinooks de l'année de la baie Clayoquot semblent migrer vers le nord dans les eaux littorales au large de la COIV. On suppose que la mortalité hivernale est de l'ordre de 30 %. À mesure que la migration vers le nord se poursuit et que ces saumons chinooks grandissent dans les eaux du Pacifique Nord, on suppose que la mortalité naturelle supplémentaire sera de l'ordre de 20 %. Au fur et à mesure qu'ils atteignent la maturité et migrent vers la rivière Moyeha, nous supposons une mortalité naturelle supplémentaire de 10 % en cours de migration (Figure 3.18).

Ces saumons chinooks sont vulnérables à la pêche dirigée du saumon chinook à partir de l'âge 3, avec des répercussions plus mineures à l'âge 2. D'après les récupérations à l'échelle de la côte des MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson (à l'exclusion des pêches dans le bras Alberni, des prises accessoires de la pêche autre que celle du saumon et des pêches du saumon hors du contrôle du TSP) au cours des 20 dernières années, le taux moyen de mortalité totale ou d'exploitation des captures par année civile (TEAC) est d'environ 35 % (Figure 1.1.), ce que nous supposons constituer la mortalité totale liée à la pêche pour le saumon chinook de la rivière Moyeha.

Après déduction de toute la mortalité naturelle et de la mortalité par pêche, une moyenne de 75 saumons chinooks Moyeha reviennent dans la rivière. Des échantillonnages périodiques ont indiqué que la rivière Moyeha reçoit souvent des saumons chinooks égarés provenant d'autres bassins versants le long de la COIV (Weil *et al.* 2024). En nous fondant sur des échantillons limités, nous avons estimé qu'il y avait environ 25 saumons chinooks par année, ce qui a entraîné le retour de 100 saumons chinooks dans cette rivière.

Cette caractérisation du cycle biologique du saumon chinook de la rivière Moyeha donne un aperçu de la persistance de cette population à des niveaux très bas. On suppose que le milieu d'eau douce est favorable, de sorte qu'une proportion relativement élevée des œufs déposés éclosent avec succès et se développent en alevins, puis en smolts qui migrent vers l'estuaire. Cependant, on suppose que les mortalités pendant la première année d'élevage dans le milieu marin côtier sont très élevées, ce qui se propage dans les autres phases du cycle biologique et limite le nombre de géniteurs adultes en montaison. On suppose que les afflux périodiques de géniteurs qui s'éloignent d'autres systèmes complètent et soutiennent partiellement l'abondance de la population de saumons chinooks de la rivière Moyeha.

3.4.3. Saumon chinook de la rivière Kaouk (baie Kyuquot)

Contrairement aux populations indicatrices dans l'unité de conservation du SOIV, l'abondance des géniteurs dans les rivières de la baie Kyuquot au sein de l'unité de conservation de Nootka-Kyuquot a augmenté (voir l'annexe D, Figure D-4).

La rivière Kaouk est un indicateur des échappées; elle compte donc sur des relevés uniformes pendant la migration et la fraie des géniteurs, ainsi que des renseignements fiables sur l'abondance des géniteurs. La plupart des autres connaissances sur le cycle biologique du saumon chinook dans les rivières de la baie Kyuquot sont adaptées des recherches menées dans le SOIV ainsi que des connaissances locales. Cependant, de nouveaux travaux seront réalisés à compter de 2024 en vue d'évaluer la survie des smolts dans la rivière Kaouk. Les chercheurs utilisent un piège rotatif et effectuent des efforts de marquage-recapture sur les smolts (R. Bocking, LGL Ltd., Victoria, Colombie-Britannique, comm. pers.). Les résultats devraient être disponibles à partir de 2026.

La rivière Kaouk, comme de nombreux bassins versants de la baie Kyuquot et de manière similaire au bassin versant de la rivière Sarita, a fait l'objet d'une exploitation forestière

importante qui a dégradé les processus hydrologiques. En raison de cette similarité et de l'absence actuelle de données sur les smolts propres à la rivière Kaouk, nous avons appliqué les taux de mortalité de la rivière Sarita à la rivière Kaouk. Le résultat était une moyenne de 400 géniteurs produisant environ 67 000 smolts (Figure 3.19), avec un rendement par géniteur similaire à celui de la rivière Sarita (

Figure 3.17).

Pour équilibrer le tableau du cycle biologique à 400 remontes adultes, et en supposant que la mortalité naturelle dans le Pacifique Nord est relativement similaire entre les populations de saumon chinook de la COIV, la mortalité marine de la première année devait être significativement plus faible pour le saumon chinook de la rivière Kaouk (taux de mortalité de 97,9 %) comparativement à 99,5 % pour le saumon chinook de la rivière Moyeha. Ces données indiquent que les saumons chinooks résidant dans la baie Kyuquot au début de leur période en mer ont un taux de survie environ quatre fois plus élevé que ceux vivant dans la baie Clayoquot.

La mortalité liée à la pêche pour le saumon chinook de la rivière Kaouk a été estimée à 30 % (comparativement à 35 % pour le saumon chinook de la rivière Moyeha). On a déduit cette donnée des estimations du taux d'exploitation fondées sur les MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson en excluant les récupérations de MMC au sud du SGPP 26/126. La baie Kyuquot est fermée à la rétention du saumon chinook dans les pêches; nous avons donc supposé qu'il n'y avait pas de mortalité due à la pêche terminale.

Stade du cycle vital	Nombre de saumons chinooks d'origine naturelle	Mortalité moyenne	Abondance du saumon chinook d'écloserie (pas marqué)	Mortalité moyenne	Abondance du saumon chinook d'écloserie (marqué)
1. Montaison des adultes dans l'estuaire - embouchure de la rivière	400	10.0%			
2. Reproducteurs adultes (fécondité moyenne de 3 900, 40 % de femelles)	360		-	Stock de géniteurs	-
3. Œufs en incubation. Mortalité pendant l'incubation	561 600	85.0%	0	0.0%	0
4. Alevins après l'éclosion dans la rivière, mortalité naturelle		20.0%		10.0%	
5. Alevins/smolts sortants Mortalité totale du stade d'œuf au stade de smolt	67 392	88.0%	0	-	0
6. Mortalité naturelle des juvéniles de première année en mer.		98.0%		96.9%	
7. Mortalité naturelle des juvéniles de deuxième année en mer.		30.0%		30.0%	
8. Abondance des poissons d'âge 2. Nombre total de smolts jusqu'à la mortalité à l'âge 2	952	98.6%	0	-	0
9. Âges 3 à 6 : abondance pendant l'élevage après la mortalité naturelle	571	40.0%	0	40.0%	0
10. Mortalité par pêche préterminale.		30.0%		35.0%	
11. Mortalité naturelle en montaison le long de la COIV		10.0%		10.0%	
12. Mortalité dans les pêches terminales en mer.		0.0%		10.0%	
13. Remontes d'adultes Mortalité totale des remontes du stade de smolt au stade d'adulte	360	99.5%	0	-	0
14. Ajout des individus d'écloserie errants non locaux			0		40
15. Mortalité pêches terminales estuariennes/en mer.	0		0		0
1. Montaison des adultes dans l'estuaire - embouchure de la rivière/avant la fraie	360		0		40
Principaux résultats					
Stock reproducteur total après la pêche en rivière (1)	400 comprend le stock de géniteurs				
Stock reproducteur total après le prélèvement de géniteurs :	400				
Pêche en zone terminale (poissons d'écloserie marqués) :	-				
Mortalité accidentelle de saumons chinooks d'origine naturelle non marqués :	-				
Saumons d'origine naturelle dans le stock de géniteurs (pBON) :	-	-			
Le stock de géniteurs a-t-il dépassé la ligne directrice de 30 % du PMVS :	no				
Géniteurs d'origine naturelle (pGON) :	360	0.90			
Géniteurs d'écloserie locaux (pGLE _{local}) :	-	0.00			
Poissons d'écloserie errants (pGLE _{errants}) :	40	0.10			
INP atteinte en supposant que l'objectif de pBON soit atteint	-				
Taux de variation de la production naturelle = cote de risque :	0.00				
Smolts/géniteurs d'origine naturelle :	187				
Recrues par géniteur d'origine naturelle.	1.59				
Survie en mer du stade de smolt au stade d'adulte en zone terminale :	0.53%				

Figure 3.19. Mortalité présumée et abondance du saumon chinook de la rivière Kaouk d'origine naturelle par phase du cycle vital. Voir aussi le Tableau 3.1.

3.5. RÉSUMÉ DE LA BIOLOGIE

- Il existe une compréhension générale de la biologie et de la dynamique des populations de saumon chinook de la COIV. Une grande partie de ces connaissances provient des populations d'écloserie et des récupérations de MMC pour la répartition marine, les taux de survie des lâchers d'écloserie et l'exploitation par la pêche. La surveillance et la recherche à divers stades du cycle biologique dans des systèmes tels que la rivière Sarita, à l'extérieur de la baie Barkley, et la rivière Bedwell, dans la baie Clayoquot, améliorent notre compréhension, mais il existe encore d'importantes lacunes dans les connaissances, comme les fourchettes de productivité entre les populations, les facteurs qui influent sur la

mortalité, la croissance et l'interdépendance avec l'écosystème dans lequel les saumons habitent tout au long de leur cycle biologique.

- Figure 3.17, la Figure 3.18 et la Figure 3.19 tentent de caractériser le cycle biologique des populations dans trois baies différentes de la COIV, en vue d'appuyer les évaluations des risques et la détermination des activités de conservation, de restauration et de mise en valeur. Ces modèles simples du cycle biologique intègrent nos connaissances collectives sur diverses populations de la COIV et d'ailleurs, et appliquent des connaissances et des hypothèses pertinentes afin de refléter la dynamique de chaque exemple de population de saumon chinook. Nous commençons par des connaissances spécifiques, comme le nombre de géniteurs, la proportion de géniteurs issus d'écloseries (pGIE), la fécondité et la composition selon l'âge moyennes, les taux d'exploitation des océans, etc., pour élaborer un modèle qui, selon nous, reflète la dynamique moyenne. Ces modèles créent une compréhension commune des facteurs ou des risques particuliers qui limitent la productivité propre à une population. Nous utilisons également les modèles du cycle biologique pour hiérarchiser et diriger la surveillance et la recherche afin de combler les lacunes dans les connaissances à divers stades biologiques.
- Ces exemples indiquent que les milieux d'eau douce de la rivière Sarita dans la baie Barkley et de la rivière Kaouk dans la baie Kyuquot produisent moins de smolts par géniteur que la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot. Cette situation peut être attribuable à l'historique d'activités forestières intensives dans les rivières Sarita et Kaouk, comparativement au bassin versant vierge et protégé de la rivière Moyeha. Cependant, le très faible niveau d'abondance du saumon chinook dans la rivière Moyeha indique que la mortalité marine précoce dans la baie Clayoquot est beaucoup plus importante que dans la baie Kyuquot.
- Des études récentes visant à évaluer la productivité et les sources de mortalité en eau douce ainsi que le début de la période de croissance en mer fournissent des renseignements importants. Par exemple, la taille des smolts et le moment de la dévalaison vers les eaux estuariennes et marines sont corrélés avec leur survie; les smolts qui migrent plus tard et les smolts d'origine naturelle de plus grande taille ont un taux de survie plus élevé. Les exemples ont permis de relever des différences dans la mortalité précoce en mer entre les sons, ce qui a suscité des recherches sur cette question qui devraient éclairer les évaluations futures. Un autre exemple est la recherche sur l'effet des épisodes de débit élevé des rivières sur la fraie, la mortalité pendant l'incubation des œufs en eau douce et la production de smolts.
- Les principales conclusions de ces exemples de modèles du cycle biologique sont les suivantes :
 - l'abondance des géniteurs dans certains systèmes a été « maintenue » ou stabilisée à de faibles niveaux par les poissons d'écloserie errants non locaux;
 - un nombre important de pré-smolts et de smolts atteignent l'estuaire, mais beaucoup moins élevé dans les systèmes où le processus hydrologique est dégradé, comme la rivière Sarita;
 - la taille des smolts d'origine naturelle et le moment de leur migration sont différents, et ces différences dans le temps et la taille sont corrélées à la survie précoce en mer, qui est un facteur clé de l'abondance de la cohorte;
 - la mortalité précoce en mer est probablement beaucoup plus élevée dans la baie Clayoquot que dans la baie Kyuquot; bien que l'on comprenne peu les sources et les mécanismes de la mortalité en mer.

- Des renseignements supplémentaires sur le risque attribué par les facteurs causaux potentiels des taux de mortalité utilisés dans les modèles sont présentés dans la section 6.
- Le modèle simple et déterministe servant à décrire des exemples de populations a été paramétré avec les données limitées liées à la mortalité entre les stades biologiques. Il n'y a pas non plus de dépendance à la densité, ce qui limite le modèle qui permet de décrire les populations que l'on suppose être dans un état d'équilibre. Ce modèle simple est une première étape dans la compréhension de la dynamique des populations de saumon chinook de la COIV. Les connaissances et les points de vue acquis sont souvent à la base de modèles de cycle biologique variables dans le temps, comme ceux utilisés par Holt et ses collaborateurs (2023b). La plupart d'entre eux utilisent des modèles de type stock-recrutement pour simuler le changement au fil du temps, ce qui limite la capacité à évaluer le risque de causes précises de mortalité ou à évaluer directement les avantages du changement dans chaque facteur causal. Les évaluations du cycle biologique sont de plus en plus importantes pour déterminer les facteurs de risque et les stratégies d'atténuation, comme le soulignent Knudsen et Michael (2009) ainsi que Bull et Luedke (2024).

4. POINTS DE RÉFÉRENCE DES STOCKS

Les dispositions relatives aux stocks de poissons recommandent quatre points de référence : un point de référence limite (PRL), un point de référence supérieur du stock (PRS), un point de référence cible (PRC) et un taux d'exploitation de référence (TER), où les points de référence potentiels doivent être pertinents pour le cadre d'évaluation et de gestion de l'UGS (c.-à-d. qu'ils sont cohérents avec l'échelle et le type de renseignements recueillis et la façon dont l'évaluation sert à appuyer la prise de décisions; MPO 2009). Ici, nous fournissons des points de référence biologiques à l'échelle des rivières (ou des populations), des bras de mer et des UC, et nous suivons les méthodes utilisées précédemment (p. ex. Holt *et al.* 2023a) pour éclairer l'élaboration des points de référence énumérés à l'échelle de l'UGS. En nous basant sur Holt et Irvine (2013), nous définissons les points de référence biologiques comme des niveaux d'abondance ou de répartition qui « délimitent les zones d'état des populations en fonction de considérations liées à la conservation et à la production. Ces points de référence dérivés scientifiquement contrastent avec les points de référence de gestion, qui exigent généralement des renseignements socio-économiques supplémentaires à plus court terme, obtenus au mieux dans le cadre de consultations publiques. » Cependant, en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons, le PRL est déterminé uniquement par la Direction des sciences du MPO en fonction de considérations biologiques, tandis que le PRS, le PRC et le TER sont fondés sur la science, mais peuvent comprendre d'autres considérations de gestion et socio-économiques (MPO 2009). Il est important de noter que les points de référence biologiques définis dans la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) du Canada sont établis à l'échelle des UC, tandis que les points de référence peuvent être déterminés à des échelles spatiales agrégées.

4.1. MÉTHODES DE CALCUL DES POINTS DE RÉFÉRENCE

Les points de référence biologiques définissent les limites des zones d'état verte, ambre et rouge pour les UC dans le cadre de la PSS. Ces zones représentent des populations de plus en plus décimées nécessitant une intervention de gestion accrue. Le point de référence inférieur entre les zones rouge et ambre est défini comme étant « un niveau d'abondance suffisamment élevé pour assurer la présence d'une zone tampon substantielle entre ce niveau et tout autre niveau d'abondance auquel une UC serait considérée en danger d'extinction par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada » (MPO 2005). En pratique, le point de référence inférieur est généralement fixé à $G_{\text{gén}}$ (abondance des géniteurs qui entraînera un

rétablissement jusqu'à G_{RMD} en l'absence de pêche dans des conditions d'équilibre) pour les évaluations en vertu de la Politique concernant le saumon sauvage.

Le point de référence inférieur, $G_{gén}$, a déjà été évalué par simulation et a été déterminé parmi les points de référence potentiels (comme 40 % de G_{RMD} et diverses proportions de géniteurs au recrutement maximal ou RMD) comme étant relativement prudent face à la variabilité de la productivité (Holt 2009). Ces points de référence supposent une relation sous-jacente entre l'abondance des géniteurs et le recrutement des adultes, ce qui constitue une pratique courante pour calculer les points de référence pour le saumon, même si la variabilité des relations de recrutement des géniteurs est généralement grande et que les ajustements du modèle sont souvent faibles (Adkison 2021). Lorsque les séries chronologiques de la relation géniteurs-recrutement sont de mauvaise qualité ou ne sont pas disponibles, on a élaboré des méthodes supplémentaires ou de rechange pour déterminer les points de référence qui utilisent les caractéristiques de l'habitat (Parken *et al.* 2006; Shortreed *et al.* 2000) ou qui utilisent uniquement l'abondance des géniteurs (Holt *et al.* 2018).

Le point de référence supérieur entre les zones ambre et vert est défini comme étant « le niveau auquel on s'attendait sur une base annuelle moyenne, soit les prises annuelles maximales pour une UC » (MPO 2005); en pratique, il est fixé à 80 % ou 85 %² de G_{RMD} pour les évaluations dans le cadre de la PSS (Holt *et al.* 2009, Grant *et al.* 2013). La biomasse au RMD (B_{RMD}) est souvent utilisée comme limite pour définir les populations surexploitées dans d'autres territoires (Marentette et Kronlund 2020), et d'autres seuils plus élevés ont été suggérés afin d'assurer une uniformité avec approches écosystémiques et les systèmes de connaissances autochtones (Frid *et al.* 2023).

Pour les UC et les bras de mer de cette UGS, nous tenons compte de trois sources de données afin de calculer des points de référence fondés sur l'abondance pour le saumon chinook de la COIV : la série chronologique géniteurs-recrutement grossière à l'échelle de l'UC, l'information fondée sur l'habitat et le modèle du cycle biologique fondé sur l'opinion d'experts (voir la section 3.3). Tout d'abord, nous avons tenu compte de la série chronologique de la relation géniteurs-recrutement. Pour le saumon chinook de la COIV, il n'existe pas actuellement de série chronologique robuste d'exploitation ou de prises propres à l'UC pour étayer les séries chronologiques sur le recrutement, ce qui limite notre capacité à dériver des points de référence plausibles fondés sur le recrutement par les géniteurs. Les séries chronologiques de recrutement ont déjà été estimées en fonction d'une série chronologique d'exploitation commune entre les UC fondée sur une seule population d'écloserie dans l'UC de la COIV-sud (ruisseau Robertson dans le système de la rivière Somass; D. Dobson, comm. pers.; disponible dans Brown et Holt 2024). Cependant, les taux d'exploitation varient probablement entre les UC et entre les populations d'écloserie et les populations d'origine naturelle. Nous recommandons des travaux supplémentaires afin de déterminer les estimations du recrutement propres aux UC

²La valeur de 80 % de B_{RMD} a été fournie à titre de point de référence supérieure provisoire délimitant les zones de prudence et saine dans le cadre de l'approche de précaution du Canada (MPO 2009) et la valeur de 80 % de G_{RMD} a ensuite été utilisée comme point de référence supérieur pour l'état des UC de saumon du Pacifique (p. ex. MPO 2013; Grant *et al.* 2013, Grant *et al.* 2020). Les évaluations des saumons chinooks font exception, car elles ont généralement utilisé 85 % de G_{RMD} comme point de référence supérieur afin d'assurer une uniformité avec les seuils de l'état à 85 % de G_{RMD} du Traité sur le saumon du Pacifique (MPO 2016). Des solutions de rechange aux points de référence inférieurs et supérieurs pourraient être envisagées dans le cadre d'études futures, comme G_{RMD} en tant que point de référence supérieur en vue de s'harmoniser avec la pratique internationale courante consistant à utiliser B_{RMD} comme cible ou état souhaité (Marentette et Kronlund 2020), mais la recherche de telles solutions dépassait la portée du présent document de recherche.

pour les populations d'origine naturelle et les âges à la maturité, et nous n'avons pas davantage tenu compte des points de référence dérivés uniquement des relations géniteurs-recrutement dans la présente étude. Toutefois, pour les points de référence fondés sur d'autres méthodes qui nécessitaient des estimations de la productivité de la population, dans les analyses de sensibilité, nous avons pris en compte les estimations de la productivité dérivées de la modélisation géniteurs-recrutement en utilisant l'hypothèse d'un taux d'exploitation commun entre les UC, qui doit être considérée avec prudence en raison des lacunes de la série chronologique du recrutement dérivée.

Pour générer des estimations de la productivité de la population au niveau de l'UC à partir des séries chronologiques du rapport géniteurs-recrutement, nous avons supposé un modèle simple de Ricker, sous la forme suivante :

$$(1) \quad R = Ge^{(\ln(\alpha) - \beta S)} e^{\gamma} \quad \gamma \sim N\left(-\frac{\sigma_R^2}{2}, \sigma_R\right)$$

Où R est le recrutement propre à l'UC, G est l'abondance des géniteurs propres à l'UC, $\ln(\alpha)$ est le paramètre de productivité, c'est-à-dire que $\ln\left(\frac{\text{recrues}}{\text{géniteurs}}\right)$ à de faibles abondances de géniteurs, β est un paramètre de dépendance à la densité égal à l'inverse des géniteurs au recrutement maximal, G_{MAX} , γ sont des écarts-types à distribution normale avec un écart-type σ_R et une moyenne corrigée pour l'ajustement de la retransformation du log, $-\sigma_R^2/2$. La modélisation a été mise en œuvre dans R et TMB, et le code est disponible dans Brown et Holt (2024). Les estimations des paramètres et les ajustements du modèle sont fournis à l'annexe A.

Nous avons ensuite tenu compte des points de référence fondés sur l'habitat dérivés de la superficie accessible du bassin versant pour le saumon chinook (Parken *et al.* 2006; Liermann *et al.* 2010), qui ont déjà été utilisés aux fins de l'évaluation biologique des UC de saumon chinook (MPO 2016; Holt *et al.* 2023b) et décrits dans Parken *et al.* (2006) et Liermann *et al.* (2010). En résumé, le modèle des superficies accessibles des bassins versants exploite la relation entre superficies accessibles des bassins versants pour le saumon chinook et les quantités biologiques, l'abondance des géniteurs au moment du remplacement, G_{REMP} (également appelée abondances des géniteurs à l'équilibre, G_{EQ}). et G_{RMD} , pour prédire les quantités biologiques où les séries chronologiques de la relation géniteurs-recrutement ne sont pas disponibles. Bien que d'autres variables de l'habitat, comme la longueur et le gradient des cours d'eau, puissent être mieux corrélées avec les abondances de la population, la superficie accessible des bassins versants a été choisie parce qu'elle est relativement facile à calculer pour l'ensemble de la vaste aire de répartition géographique des populations prises en compte et parce qu'elle est efficace pour prédire les quantités biologiques (Parken *et al.* 2006). Le modèle a été paramétré en fonction des séries chronologiques synoptiques de 25 populations d'origine naturelle de saumon chinook pour lesquelles des séries chronologiques sur la relation géniteurs-recrutement étaient disponibles (Parken *et al.* 2006). Ces populations provenaient du nord de la Californie jusqu'au centre de l'Alaska, couvrant des cycles biologiques de type fluvial et océanique, et couvraient une superficie accessible des bassins versants de 93 à 114 434 km² (médiane = 1 696 km²). Les populations d'écloserie ont été exclues. Des détails sur les 25 populations sont fournis à l'annexe A de Parken *et al.* (2006). Malgré l'étendue des superficies accessibles des bassins versants pour la série chronologique synoptique s'étendant au-delà des zones pour les populations de saumon chinook de la COIV (superficie : 12-856 km², médiane = 101 km²), les populations synoptiques de type océanique ont été jugées largement représentatives des populations de saumons chinooks de la COIV évaluées ici (voir la Figure 4.1 pour la fourchette de superficies des bassins versants utilisée dans le modèle des superficies accessibles des bassins versants).

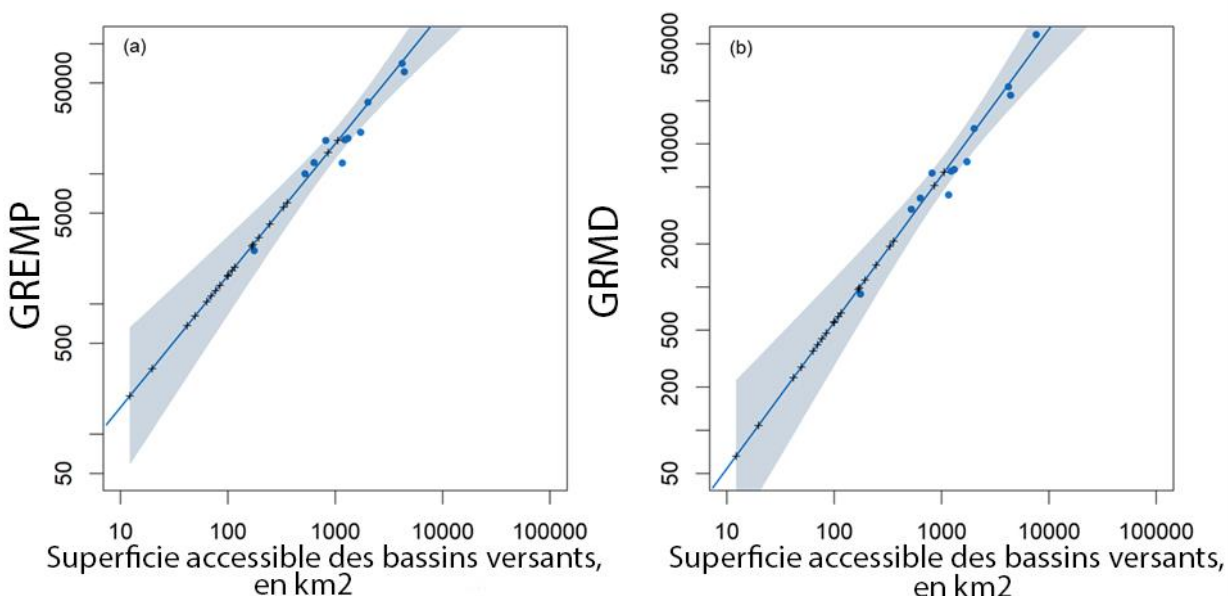


Figure 4.1. Relation entre les superficies accessibles des bassins versants et a) G_{REMP} et b) G_{RMD} pour les populations de saumons chinooks de type océanique selon le modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants décrit dans le texte. Les points bleus montrent les données empiriques de Parken et al. (2006) qui sous-tendent la relation. Les croix noires sont les superficies accessibles des bassins versants pour les systèmes de saumon chinook de la COIV (type océanique) prises en compte dans nos analyses des points de référence du stock; ces points sont tracés le long de la ligne de prévision moyenne (bleu). Les zones ombrées indiquent les limites de confiance à 95 % pour les données empiriques (en bleu). Les axes sont montrés sur une échelle logarithmique.

Nous avons d'abord utilisé le modèle des superficies accessibles des bassins versants pour prédire G_{REMP} des populations indicatrices des échappées de saumon chinook de la COIV, puis avons calculé G_{RMD} et $G_{gén}$ pour ces populations en utilisant les valeurs de G_{REMP} et des estimations indépendantes de $\ln(\alpha)$ dérivées d'un modèle de cycle biologique pour le saumon chinook de la COIV (comme décrit ci-dessous). Cette approche reflète celle utilisée par Holt et ses collaborateurs (2023b) pour dériver des points de référence pour les populations indicatrices de saumon chinook de la COIV en vue d'éclairer l'élaboration de points de référence au niveau de l'UGS, comme décrit plus en détail ci-dessous.

Le modèle des superficies accessibles des bassins versants a été mis à jour à partir du modèle de Parken et al. (2006) de deux façons. Tout d'abord, sur la base de Liermann et al. (2010), le modèle a été statistiquement intégré de manière à ce que les relations géniteurs-recrutement pour les populations individuelles et la relation entre les superficies accessibles des bassins versants et $\ln(G_{REMP})$ ont été estimées simultanément plutôt que séquentiellement, afin de permettre la propagation des incertitudes des analyses géniteurs-recrutement à l'estimation des points de référence (« modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants »). Deuxièmement, sur la base de Liermann et al. (2010), nous avons inclus la structure hiérarchique dans les analyses de stocks-recrutement en tenant compte des similitudes de productivité entre les populations de type océanique et celles de type fluvial dans la série chronologique synoptique (Liermann et al. 2010; voir ci-dessous).

Le modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants est résumé ici. Pour la série chronologique de géniteurs-recrutement, nous avons utilisé un modèle simple de Ricker,

$$(2) \quad R_i = G_i e^{(\ln(\alpha_i) - \beta_i S)} e^{\tau} \quad \tau \sim N\left(-\frac{\sigma_{R_i}^2}{2} \quad \sigma_{R_i}\right) \quad \ln(\alpha_i) \sim N(\mu_{\alpha \text{ fluvial}} + \mu_{\alpha \text{ océan}} \cdot LH \quad \sigma_{\alpha})$$

où R_i , G_i , $\ln(\alpha_i)$, β_i , et σ_{R_i} sont définis ci-dessous, assignés à chaque population i dans l'ensemble de données synoptiques, τ sont des écarts à distribution normale avec un écart-type σ_{R_i} et une moyenne corrigée pour l'ajustement de la retransformation du log, $-\sigma_{R_i}^2/2$, $\mu_{\alpha \text{ fluvial}}$ est la moyenne de l'hyperdistribution de $\ln(\alpha_i)$ pour les populations de type fluvial, $\mu_{\alpha \text{ océan}}$ est un facteur ajouté pour les populations de type océanique, LH est une variable binaire, 0 ou 1, pour les populations de type fluvial et océanique, respectivement, et σ_{α} est l'écart-type de l'hyperdistribution. Nous avons estimé des hyperdistributions indépendantes pour les populations de type fluvial et océanique en nous basant sur Liermann *et al.* (2010), car les populations ayant ce cycle biologique ont tendance à différer dans la productivité.

Comme dans Parken *et al.* (2006) et Liermann *et al.* (2010), nous avons supposé une relation allométrique entre les superficies accessibles des bassins versants et les points de référence, G_{REMP} et G_{RMD} , avec des paramètres indépendants pour les poissons de type fluvial et océanique, compte tenu des différences connues dans la façon dont les populations vivent avec ces cycles biologiques accèdent aux bassins versants. Comme dans le cas de Liermann *et al.* (2010), les deux types de cycle biologique ont été estimés dans le même modèle avec un facteur ajouté de manière à différencier les populations de type océanique des populations de type fluvial :

$$(3a) \quad G_{REMP} = \exp(v_{0, \text{fluvial}} + v_{0, \text{océan}} \cdot LH) \cdot PA^{(v_{1, \text{fluvial}} + v_{1, \text{océan}} \cdot LH)} \cdot \exp(\epsilon_v), \epsilon_v \sim N(-\sigma_v^2/2, \sigma_v),$$

et,

$$(3b) \quad G_{RMD} = \exp(\delta_{0 \text{ fluvial}} + \delta_{0 \text{ océan}} \cdot LH) \cdot PA^{(\delta_{1 \text{ fluvial}} + \delta_{1 \text{ océan}} \cdot LH)} \cdot \exp(\epsilon_{\delta}), \epsilon_{\delta} \sim N(-\sigma_{\delta}^2/2, \sigma_{\delta})$$

qui a été linéarisé pour obtenir :

$$(3c) \quad \ln(G_{REMP}) = v_{0 \text{ fluvial}} + v_{0 \text{ océan}} \cdot LH + (v_{1 \text{ fluvial}} + v_{1 \text{ océan}} \cdot LH) \cdot \ln(PA) + \epsilon_v \quad \epsilon_v \sim N(-\sigma_v^2/2, \sigma_v)$$

et,

$$(3d) \quad \ln(G_{RMD}) = \delta_{0 \text{ fluvial}} + \delta_{0 \text{ océan}} \cdot LH + (\delta_{1 \text{ fluvial}} + \delta_{1 \text{ océan}} \cdot LH) \cdot \ln(PA) + \epsilon_{\delta} \quad \epsilon_{\delta} \sim N(-\sigma_{\delta}^2/2, \sigma_{\delta})$$

Où, dans les équations 3a et (3c, $v_{0 \text{ fluvial}}$ est l'ordonnée à l'origine du modèle linéaire prédisant $\ln(G_{REMP})$ pour les populations de type fluvial, et $v_{0 \text{ océan}}$ est un facteur ajouté à l'ordonnée à l'origine pour les populations de type océanique, $v_{1 \text{ fluvial}}$ est la pente du modèle pour les populations de type fluvial, et $v_{1 \text{ océan}}$ est un facteur ajouté à la pente pour les populations de type océanique, et ϵ_v sont des écarts normaux aléatoires avec un écart-type, σ_v et une moyenne $-\sigma_v^2/2$ permettant de tenir compte de l'ajustement de la distribution log-normale. Dans les équations 3b et (3d, $\delta_{0 \text{ fluvial}}$ est l'ordonnée à l'origine du modèle linéaire prédisant $\ln(G_{RMD})$ pour les populations de type fluvial, et $\delta_{0 \text{ océan}}$ est un facteur ajouté à l'ordonnée à l'origine pour les populations de type océanique, $\delta_{1 \text{ fluvial}}$ est la pente du modèle pour les populations de type fluvial, et $\delta_{1 \text{ océan}}$ est un facteur ajouté à la pente pour les populations de type océanique, et ϵ_{δ} sont des écarts normaux aléatoires avec un écart-type, σ_{δ} et une moyenne $-\sigma_{\delta}^2/2$ permettant de tenir compte de l'ajustement de la distribution log-normale.

Il convient de noter que, dans la procédure d'estimation, $\ln(v_{1 \text{ fluvial}})$ et $\ln(\delta_{1 \text{ fluvial}})$ ont été estimés de manière à s'assurer que les pentes des régressions linéaires étaient positives (c'est-à-dire que les estimations des points de référence augmentaient avec l'augmentation des

superficies des bassins versants). La modélisation a été mise en œuvre dans R v4.4.1 et TMB v.1.9.14. Voir l'annexe B pour les pénalités de vraisemblance et les estimations des paramètres du modèle des superficies accessibles des bassins versants.

Notre intention était d'utiliser les mêmes séries chronologiques synoptiques sous-jacentes, les mêmes formes de modèles et les mêmes hypothèses publiées précédemment par Parken *et al.* (2006) et Liermann *et al.* (2010), dans la mesure du possible, au lieu d'élaborer de nouveaux modèles pour estimer les points de référence (voir ci-dessous pour une analyse des travaux futurs sur les améliorations possibles du modèle).

Une exception est l'hypothèse sur la productivité dans l'application du modèle des superficies accessibles des bassins versants pour prédire G_{RMD} et $G_{gén}$. Parken et ses collaborateurs (2006) ont utilisé les superficies accessibles des bassins versants pour prédire à la fois G_{REMP} et le G_{RMD} (mais pas $G_{gén}$) à partir des zones du bassin versant, à partir desquelles la productivité, $\ln(\alpha)$, peut être déduite, en résolvant $\ln(\alpha)$ dans une solution explicite de G_{RMD} (Scheuerell 2016) après avoir remplacé $b = \ln(\alpha) / G_{REMP}$:

$$(4) \quad (1 - b \cdot G_{RMD}) \cdot e^{(\ln(\alpha) - b \cdot G_{RMD})} = 1$$

Comme G_{REMP} et G_{RMD} sont prévus à partir de la même variable indépendante, des mêmes superficies accessibles des bassins versants et sont limités par la série chronologique synoptique, la valeur inférée de la productivité est constante entre les populations dans les prévisions, comme il a été constaté dans les analyses préliminaires. Lorsque la zone intégrée du bassin versant sert à prédire à la fois G_{REMP} et G_{RMD} , la valeur inférée de $\ln(\alpha)$ de la série chronologique synoptique sous-jacente est de 2,3 (~9,8 recrues par géniteur à une faible abondance de géniteurs). Cette valeur inférée a été jugée plus élevée que plausible pour le saumon chinook de la COIV. Bon nombre des populations de saumons chinooks de la COIV classées dans les catégories « sauvages » ou « influencés par les espèces sauvages », persistent à des niveaux très faibles, souvent grâce au soutien d'individus errants provenant d'écloseries ou d'autres populations. Par conséquent, nous avons envisagé deux méthodes supplémentaires pour estimer la productivité, décrites ci-dessous et utilisées par Holt et ses collaborateurs (2023b).

Bien que le G_{REMP} varie également quelque peu avec la productivité, ce paramètre est moins sensible à la variabilité de la productivité par rapport à G_{RMD} , qui est estimé pour les abondances plus faibles de géniteurs où $\ln(\alpha)$ est plus influent. Nous avons donc choisi d'utiliser les prévisions de G_{REMP} propres à la population du modèle intégré des superficies des bassins versants comme une mesure de la capacité et des estimations indépendantes de la productivité pour calculer G_{RMD} et G_{REMP} , où G_{REMP} a été estimé au moyen de l'équation de Ricker avec le recrutement fixé à G_{RMD} :

$$(5) \quad G_{RMD} = G_{g,n} e^{(\ln(\alpha) - \beta S_{gén})}$$

et G_{RMD} a été calculé ici au moyen de la formulation explicite de Scheuerell (2016).

Dans les mises à jour futures, d'autres points de référence fondés sur des modèles bayésiens d'espace d'état fondés sur le stock-recrutement pourraient être élaborés afin que l'on tienne compte explicitement de l'incertitude des données sous-jacentes, en intégrant des renseignements préalables sur la capacité en fonction du modèle des superficies accessibles des bassins versants et de la productivité fondée sur un modèle de cycle biologique (tel que décrit ci-dessus). Toutefois, dériver ces modèles dépassait la portée du document actuel.

La première méthode supplémentaire permettant d'estimer la productivité provenait des estimations de $\ln(\alpha)$ propres à l'UC dérivées des reconstitutions de remontes du saumon

chinook de la COIV (D. Dobson, Direction des sciences du MPO, comm. pers.) et de la modélisation stock-recrutement (voir ci-dessus), où les valeurs de $\ln(\alpha)$ varient de 1,14 à 1,58 (Figure 4.2, Tableau 4.2 et Figure A-5 pour une comparaison des courbes de Ricker dérivées de la reconstitution des remontes avec d'autres hypothèses sur la productivité). Cette approche de reconstitution des remontes est limitée par des hypothèses irréalistes dans les séries chronologiques sous-jacentes du recrutement et par la confusion entre la production naturelle et la production d'écloserie, entraînant des estimations de la productivité moyenne relativement élevées.

Par conséquent, nous avons envisagé une deuxième méthode supplémentaire pour estimer la productivité (et une troisième source d'information pour estimer les points de référence) à partir d'un modèle semi-quantitatif du cycle biologique du saumon chinook de la COIV (W. Luedke, Évaluation des stocks de la côte sud du MPO, comm. pers.), qui se rapprochait d'une moyenne relativement faible de 1 pour $\ln(\alpha)$ avec une incertitude élevée (écart-type = 0,5). Cette approche distinguait la production d'origine naturelle de la production d'écloserie, les hypothèses suivantes étant dérivées des études propres aux stades biologiques des populations de saumon chinook de la COIV : 4 000 œufs par géniteur, 40 % de femelles reproductrices, 90 % de mortalité du stade d'œuf au stade de smolt et 98,3 % de mortalité en mer pour les poissons d'origine naturelle provenant de populations non touchées par la dépendance à la densité, ce qui donne environ 2,7 recrues par reproducteur ou $\ln(\alpha) = 1$. Les limites inférieure et supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % ont été estimées à $\ln(\alpha)$ de 0 et 2, ce qui représente des scénarios de 3 500 œufs/géniteur, 40 % de femelles reproductrices, 95 % de mortalité du stade d'œuf au stade de smolt et 98,6 % de mortalité en mer, et 4 500 œufs/géniteurs, 40 % de femelles reproductrices, 85 % de mortalité du stade d'œuf au stade de smolt et 97,2 % de mortalité en mer, respectivement. L'écart-type se situe à environ 0,5.

Nous avons établi les points de référence selon la méthode bootstrap au moyen d'un échantillonnage des paramètres de géniteurs-recrutement, de la productivité, $\ln(\alpha)$ et des valeurs de $\ln(G_{REMP})$ de la capacité indépendamment qui surestiment l'incertitude dans les valeurs de référence en fonction de la covariance présumée entre elles. On peut estimer les valeurs de covariance plausibles à partir de méta-analyses des relations géniteurs-recrutement afin de réduire les incertitudes dans les estimations des points de référence dans les évaluations futures. Il s'agit du sujet de recherches présentement en cours.

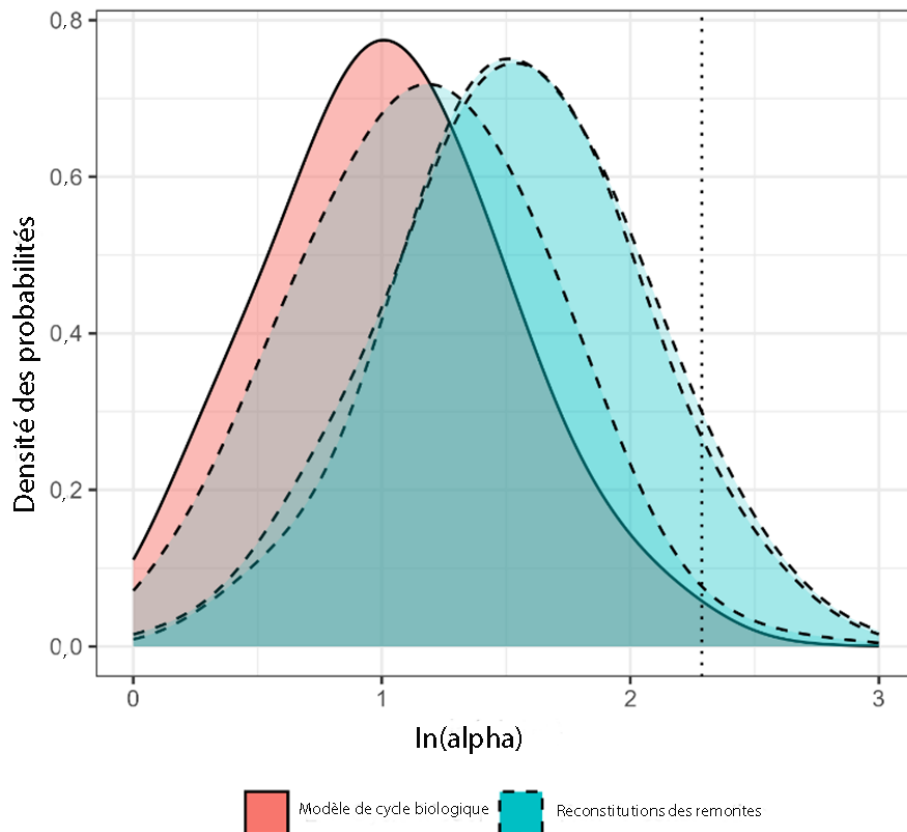


Figure 4.2. Trois hypothèses sur la productivité utilisées pour calculer les points de référence fondés sur l'habitat en fonction d'un modèle semi-quantitatif du cycle biologique (courbe rouge avec ligne pleine), des productivités moyennes propres aux UC, $\ln(\alpha)$ dérivée des reconstitutions des remotes au niveau des UC (3 courbes bleues représentant les UC du sud-ouest de l'île de Vancouver, du nord-ouest de l'île de Vancouver et les UC Nootka et Kyuquot, de gauche à droite) et une productivité constante fondée sur des hypothèses du modèle des superficies accessibles des bassins versants (Parken et al. 2006; ligne pointillée verticale), comme décrit plus en détail dans le texte.

4.2. POINTS DE RÉFÉRENCE À L'ÉCHELLE DE LA POPULATION

Trois ensembles de points de référence ont été estimés à l'aide de G_{REMP} à partir du modèle intégré des superficies des bassins versants et de trois hypothèses concernant la productivité : une productivité élevée dérivée du modèle intégré des superficies des bassins versants sous-jacent, une productivité modérée fondée sur les données de reconstitution des remotes, et une faible productivité fondée sur le modèle du cycle biologique (Figure 4.3, pour $G_{gén}$, Tableau C-3 pour G_{RMD} et G_{REMP}). À mesure que la productivité diminue, les valeurs de G_{RMD} et de $G_{gén}$ augmentent habituellement, car, sous une faible productivité, davantage de géniteurs sont nécessaires pour maximiser le rendement et, à mesure que G_{RMD} augmente, l'abondance minimale associée au rétablissement vers G_{RMD} en une génération augmente généralement. Par conséquent, $G_{gén}$ et G_{RMD} étaient les plus faibles selon l'hypothèse de productivité élevée et les plus élevés selon l'hypothèse de faible productivité; avec l'hypothèse d'une productivité modérée entraînant des valeurs intermédiaires de $G_{gén}$ et G_{RMD} . Il est important de noter que ces résultats indiquent de grandes incertitudes dans les estimations des points de référence (p. ex. Figure 4.3 et Tableau B-2), ce qui entraîne de grandes incertitudes dans les points de référence à l'échelle agrégée. En raison des estimations peu plausibles (élevées) de la productivité à partir du modèle intégré des superficies des bassins versants et des hypothèses irréalistes dans

la reconstitution des remontes qui sous-tendent les estimations de géniteurs-recrutement de la productivité, nous nous concentrons sur les points de référence dérivés des estimations de la productivité du modèle du cycle biologique pour évaluer l'état, bien que tous les modèles soient présentés par souci d'exhaustivité.

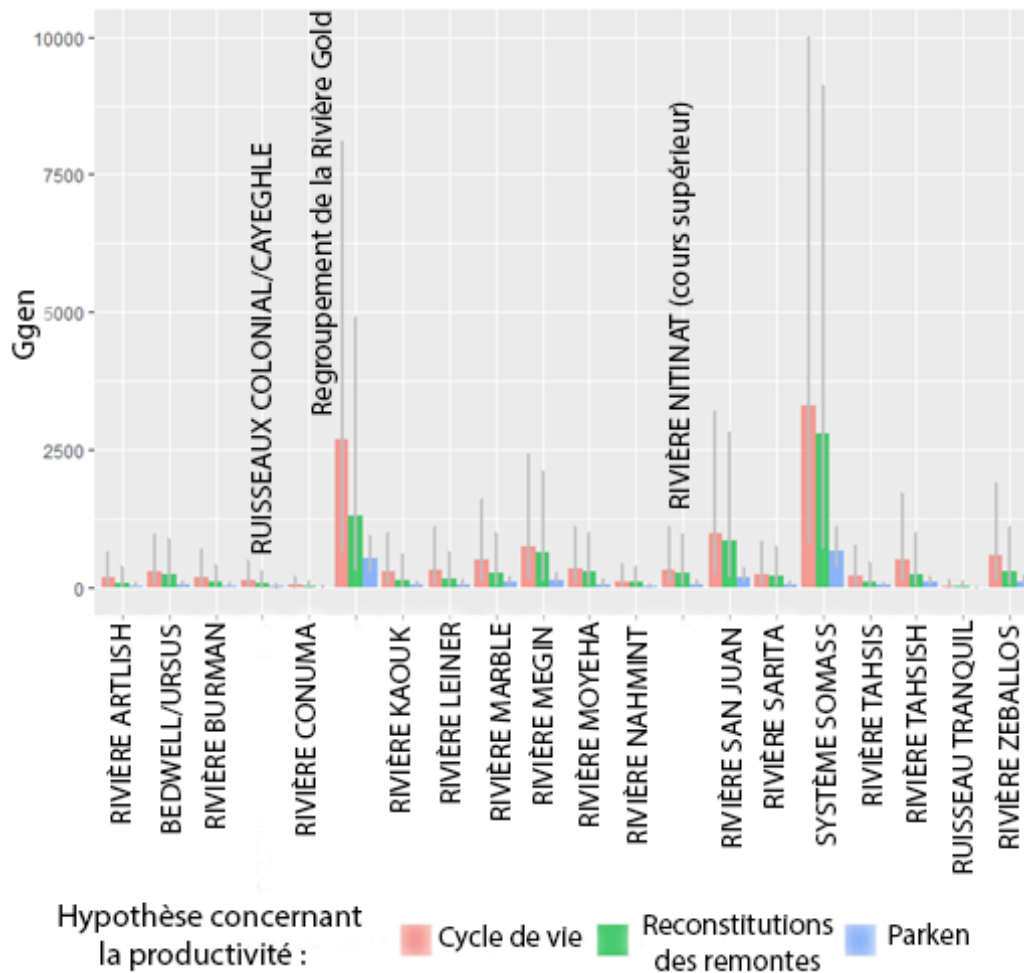


Figure 4.3. Points de référence des abondances de géniteurs qui permettent à ceux-ci de se rétablir au rendement maximal durable en une génération dans des conditions d'équilibre (c.-à-d. G_{gen}) pour les populations indicatrices des échappées, dérivées du modèle intégré des superficies des bassins versants, selon trois hypothèses sur la productivité fondées sur un modèle de cycle biologique, des reconstitutions des remontes propres aux UC et des hypothèses de Parken et ses collaborateurs (2006).

Tableau 4.1. Valeurs médianes de $G_{\text{gén}}$, de G_{RMD} et de G_{REMP} pour 17 bassins versants indicateurs clés des échappées dérivés du modèle intégré des superficies des bassins versants, selon trois hypothèses de productivité différentes : productivité faible selon le modèle du cycle biologique (CB), productivité modérée selon la reconstitution des remontes (RR) des montaisons en zone terminale dans les zones clés de la COIV, et Parken (P) selon l'application des méthodes de Parken et al. (2006).

UC	SGPP	Système	Zone de bassin versant accessible (km ²)	$G_{\text{gén}}$ (CB)	G_{RMD} (CB)	G_{REMP} (CB)	$G_{\text{gén}}$ (RR)	G_{RMD} (RR)	G_{REMP} (RR)	$G_{\text{gén}}$ (P)	G_{RMD} (P)	G_{REMP} (P)
SOIV	20	San Juan	330	1 000	2 300	5 300	860	2 200	5 300	200	1 800	5 300
SOIV	23	Nahmint	42	120	270	640	100	270	640	24	220	640
SOIV	23	Sarita	84	250	560	1 300	210	550	1 300	49	440	1 300
SOIV	24	Bedwell	99	290	660	1 500	250	650	1 500	58	530	1 500
SOIV	24	Megin	245	750	1 700	3 900	630	1 600	3 900	150	1 300	3 900
SOIV	24	Moyeha	116	350	780	1 800	290	760	1 800	68	620	1 800
SOIV	24	Tranquil	12	33	74	170	28	72	170	6,5	59	170
SOIV - Total			928	2 793	6 344	14 610	2 368	6 102	14 610	556	4 969	14 610
NoKy	25	Burman	70	200	460	1 100	100	420	1 100	41	370	1 100
NoKy	25	Or	856	2 700	6 000	14 000	1 300	5 400	14 000	530	4 800	14 000
NoKy	25	Leiner	109	330	730	1 700	160	660	1 700	64	580	1 700
NoKy	25	Tahsis	77	230	510	1 200	110	460	1 200	45	400	1 200
NoKy	25	Zeballos	194	590	1 300	3 100	290	1 200	3 100	120	1 000	3 100
NoKy	26	Artlish	64	190	420	970	91	380	970	37	330	970
NoKy	26	Kaouk	101	300	680	1 600	150	610	1 600	59	540	1 600
NoKy	26	Tahsish	172	520	1 200	2 700	250	1 100	2 700	100	930	2 700
NoKy Total			1 643	5 060	11 300	26 370	2 451	10 230	26 370	996	8 950	26 370
NOIV	27	Cayeghle	49	140	320	740	74	290	740	28	250	740
NOIV	27	Marble	167	500	1 100	2 600	260	1 000	2 600	100	900	2 600
NOIV - Total			216	640	1 420	3 340	334	1 290	3 340	128	1 150	3 340
Total			2 787	8 493	19 064	44 320	5 153	17 622	44 320	1 680	15 069	44 320

4.3. ÉLABORATION DE POINTS DE RÉFÉRENCE À L'ÉCHELLE DE L'UGS

4.3.1. Points de référence limites (PRL) potentiels

Nous avons appliqué deux autres méthodes pour calculer les PRL à l'échelle des UGS :

1. La somme simple des points de référence au niveau de la population pour agréger les échelles spatiales;
2. application du PRL de l'état des UC, où les états des UC ont été évalués à l'aide des méthodes de la PSS (Holt *et al.* 2009; Holt *et al.* 2023a,b) mis en œuvre avec l'algorithme d'état rapide (MPO 2024).

4.3.1.1. Abondances agrégées : somme des valeurs de $G_{\text{gén}}$

Nous nous sommes concentrés sur ces deux méthodes parce que, dans un examen récent des PRL pour le saumon du Pacifique, le PRL d'état des UC a été recommandé aux fins de l'évaluation de l'état des UGS en vertu des dispositions relatives aux stocks de poissons (Holt *et al.* 2023a,b), et parce que l'état des UC de la COIV dépend en grande partie de l'abondance des géniteurs par rapport aux points de référence biologiques. Par conséquent, nous avons envisagé diverses approches pour additionner les points de référence au niveau de la population aux échelles agrégées.

La première méthode consistait simplement à faire la somme des points de référence inférieurs au niveau de la population ($G_{\text{gén}}$) dans l'échelle spatiale souhaitée, soit le bras de mer, l'UC ou l'UGS (tableau 4.1, répété pour chaque hypothèse sur la productivité). Cette méthode de somme ne tient pas compte des différences de productivité entre les populations ou de la faible covariance entre les populations, les bras de mer ou les UC, ce qui nécessite un accent accru sur l'atteinte d'une répartition adéquate de l'abondance à l'échelle spatiale choisie. En effet, le MPO (2023b) a indiqué que l'addition des points de référence au niveau de la population (sans composantes secondaires comme la répartition) n'était pas recommandée pour calculer les objectifs d'échappée pour les regroupements aux fins de l'évaluation du saumon rouge des rivières Skeena et Nass. Bien que la somme des points de référence à l'échelle des bras de mer ou des UC puisse être raisonnable pour le saumon chinook de la COIV si les productivités sont similaires dans les bras de mer et les UC, le regroupement à l'échelle des UGS ne tiendrait pas compte du consensus selon lequel les productivités sont plus faibles entre les populations de l'UC du SOIV comparativement à celles des UC de NoKy et du NOIV (Tableau 4.2; annexe D). Par conséquent, les PRL découlant des abondances additionnées pour les UC devraient également être combinés avec des renseignements sur la répartition, la génétique, la démographie ou d'autres données pertinentes aux fins d'une évaluation de l'état (voir la section 4.4). La répartition peut comprendre l'état des populations composantes et la distribution des états entre elles. Ici, nous appelons ces points de référence simplement « points de référence fondés sur l'abondance » pour les différencier des PRL fondés sur l'état des UC recommandés pour évaluer l'état des UGS décrites ci-dessous.

Dans la section 5.3, une variété de points de référence fondés sur l'abondance (somme des valeurs de $G_{\text{gén}}$ et somme des valeurs de G_{RMD} à 85 %) sont déterminés pour l'UGS grâce à l'addition des points de référence de divers sous-ensembles de populations sous-jacentes. Cette analyse illustre la sensibilité de l'état des UGS au choix des populations indicatrices et montre que, bien que l'état soit considéré comme sain lorsque tous les indicateurs ou la plupart d'entre eux sont inclus, il devient critique lorsque les analyses se concentrent sur les principaux indicateurs naturels. Ces analyses illustrent davantage la nature importante de la distribution de l'état; des abondances élevées pour certains composants signifient un état sain, tandis que

d'autres sont décimés avec un état médiocre. L'état hors de la zone critique est atteint lorsque l'état des principaux indicateurs naturels est supérieur aux points de référence inférieurs.

4.3.1.2. PRL fondé sur les UC Recommandation pour répondre aux exigences de l'approche de précaution

Deuxièmement, nous avons appliqué un PRL fondé sur les UC, comme recommandé par Holt et ses collaborateurs (2023a), calculé à partir de la proportion d'UC composantes avec un état rouge selon une approche multidimensionnelle des évaluations des UC élaborées dans le cadre de la PSS (Holt *et al.* 2009) mise en œuvre au moyen de l'algorithme d'état rapide (MPO 2024). L'approche multidimensionnelle des évaluations dans le cadre de la PSS du Canada comprend des paramètres sur l'abondance actuelle des géniteurs, les tendances à court et à long terme de l'abondance et la répartition de la fraie. Des points de référence sont établis pour chaque paramètre et une estimation multidimensionnelle globale de l'état des UC est obtenue en intégrant l'état entre les paramètres, dans le passé, à l'aide de processus menés par des experts (Grant et Pestal 2013; DFO 2015; DFO 2016; Grant *et al.* 2020). De cette manière, les CU pour lesquelles des données sont manquantes pour un paramètre donné peuvent tout de même être évaluées par rapport aux autres paramètres, ce qui rend le cadre applicable à un éventail relativement large de types de données et donc de CU (Holt *et al.* 2009). L'algorithme d'état rapide attribue un état « *rouge* » (mauvais), « *ambre* » (intermédiaire) ou « *vert* » (bon/sain), avec un niveau de confiance « *faible* », « *moyen* » ou « *élevé* » aux CU pour lesquelles des données sont accessibles (Pestal *et al.* 2023; MPO 2024). L'algorithme est un ensemble de règles de décision qui se rapprochent du processus décisionnel que les experts ont utilisé dans les évaluations intégrées de l'état des UC précédemment mises en œuvre par la PSS, en vue de combiner l'information entre plusieurs paramètres (Grant et Pestal 2013; DFO 2015; DFO 2016; Grant *et al.* 2020). Il est important de noter que la justification des états des UC coïncidait souvent avec les processus publiés précédemment, lorsque la disponibilité, les tendances et les paramètres sous-jacents étaient similaires. En fonction de ces similitudes, on a extrait un ensemble émergent de règles de décision pour éclairer la base de l'algorithme. Ensuite, on a évalué le rendement d'une série de règles de décision en comparant leurs états rapides respectifs aux états intégrés de la PSS attribués à partir des processus antérieurs dirigés par des experts. L'application de l'algorithme le plus performant a été recommandée dans le cadre de l'algorithme d'état rapide. Plus précisément, cet algorithme attribue un état rapide de la PSS en fonction d'une série de réponses aux questions dichotomiques « Oui/Non » sur la base des données, des paramètres et des points de référence de l'UC disponibles. Les états rapides de la PSS sont dérivés de la combinaison des paramètres appliqués et de leurs valeurs d'état individuelles par rapport aux seuils des paramètres avec l'avis et l'examen des experts. Voir l'annexe D, Pestal *et al.* (2023) et MPO (2024) pour plus de détails.

Seules les populations dont la contribution en éclosion est faible ont été incluses dans les évaluations de l'état des UC pour le saumon chinook de la COIV. Selon Withler et ses collaborateurs (2018) et Holt et ses collaborateurs (2023b), les valeurs de l'INP ont servi à indiquer la contribution des éclosions, et seules les populations où l'INP moyenne était supérieure à 0,5 ont été incluses. Deux exceptions sont les rivières Nahmint et Tahsis, qui ont été incluses dans Holt *et al.* (2023b), mais exclues ici en raison de valeurs moyennes de l'INP proches de 0,5 (0,54 et 0,58, respectivement) et très variables dans le temps (fourchette de 0,19 à 0,99 et 0,18 à 1,00, respectivement), particulièrement ces dernières années. Les principaux indicateurs des échappées inclus dans les évaluations des UC étaient les suivants : Bedwell, Megin, Moyeha (UC de l'ouest de l'île de Vancouver-sud), Artlish, Kaouk, Tahsish (UC de l'ouest de l'île de Vancouver – Nootka et Kyuquot) et Cayeghle et Marble (UC de l'ouest de l'île de Vancouver – nord). Voir la section 5 et l'annexe D pour plus de détails. Pour le saumon chinook de la COIV, l'état des UC dépend en grande partie de l'abondance des géniteurs par

rapport aux points de référence biologiques à l'échelle des UC, comme indiqué dans la Figure D-2, la Figure D-4 et la Figure D-6.

4.3.2. Points de référence supérieurs du stock (PRS) potentiels

Nous avons identifié les PRS à 85 % de G_{RMD} afin de les harmoniser avec le point de référence biologique supérieur pour les UC (voir la section 4.1). Nous avons appliqué deux autres méthodes pour calculer les valeurs de G_{RMD} de l'abondance agrégée pour les PRS :

1. la somme simple des points de référence au niveau de la population pour agréger les échelles spatiales; comme pour les PRL;
2. une analyse du compromis d'équilibre pour déterminer l'abondance agrégée des géniteurs qui maximise le rendement tout en permettant des productivités variables entre les UC composantes (MPO 2023b; Connors *et al.* 2022).

Pour calculer les PRS potentiels, nous avons inclus tous les indicateurs d'échappée, sauf ceux associés aux principales écloséries (Conuma, Somass et Nitinat; voir le tableau 4.1). Le choix d'inclure tous les indicateurs des échappées, à l'exception des principales écloséries, est moins strict que celui de n'inclure que les populations dominées par des géniteurs d'origine naturelle lors de l'élaboration des PRL de l'état d'UC, et reflète la valeur écologique importante des populations avec les poissons d'écloséries et les poissons d'origine naturelle au moment de délimiter l'état « sain ». Bien que nous ayons inclus la rivière Gold dans nos analyses en raison de son vaste bassin versant accessible par rapport aux autres systèmes de saumon chinook de la COIV (Tableau 4.1), les contributions des écloséries provenant d'individus errants hors du bassin représentent une proportion élevée des abondances de géniteurs dans la rivière Gold (voir la section 5.4 ci-dessous; Weil *et al.* 2024), et il serait envisageable de la retirer dans les analyses futures.

Comme ci-dessus pour les PRL, la première méthode utilisée pour dériver les PRS était de simplement faire la somme des valeurs de G_{RMD} de référence au niveau de la population dans l'échelle spatiale souhaitée, soit le bras de mer, l'UC ou l'UGS (tableau 4.1), puis d'établir 85 % du total agrégé de G_{RMD} . Le PRL estimé qui en résulte est de 16 241 géniteurs de saumon chinook pour l'UGS de la COIV. L'une des limites de l'approche par addition est qu'elle ne tient pas compte des différences de productivité entre les populations ou de la faible covariance entre les populations, les bras de mer ou les UC (comme décrit ci-dessus), ce qui nécessite un accent accru sur l'atteinte d'une répartition adéquate de l'abondance à l'échelle spatiale choisie.

Bien qu'un autre PRS tenant compte des productivités divergentes ait été envisagé en fonction d'une analyse du compromis à l'équilibre (méthode 2), ce PRS a été dérivé de séries chronologiques reconstituées sur les géniteurs-recrues avec des incertitudes et des hypothèses élevées qui sont peu susceptibles d'être respectées (voir la section 4.1). Il est présenté ici à des fins de comparaison, mais sa mise en œuvre en tant que PRS n'est pas recommandée.

Dans cette analyse, la taille de la population reproductrice à l'équilibre a été calculée pour chacune des trois UC avec des taux d'exploitation variant entre 0 et 99 % (comme dans MPO 2023b). Étant donné le manque de données sur la productivité propre à une population, il n'a pas été possible d'appliquer cette méthode à un niveau de population individuel plus fin. La taille de la population reproductrice à l'équilibre (G_{eq}) a été calculée au moyen de l'équation suivante :

$$(6) \quad G_{eq} = \frac{\ln \alpha - (-\ln(1-U))}{\beta}$$

Où $\ln(\alpha)$ est le paramètre de productivité de Ricker propre à l'UC (Tableau 4.2), U est le taux d'exploitation et β est la valeur bêta de Ricker propre à l'UC, c'est-à-dire la pente de la régression de $\ln\left(\frac{\text{recrues}}{\text{géniteurs}}\right)$ par rapport aux géniteurs (Tableau 4.2).

Tableau 4.2. Paramètres de stock-recrutement appliqués dans l'analyse du compromis à l'équilibre. Les valeurs de la productivité moyenne ont été obtenues à partir des données de reconstitution des remontes et sont énumérées dans le tableau 10 de Holt et al. (2023b). L'écart-type de la productivité a été dérivé du modèle du cycle biologique, qui était plus important que l'incertitude statistique dans la reconstitution des remontes.

Paramètre	COIV-Sud	COIV-Nootka et Kyuquot	COIV-Nord
$\ln(\alpha)$ de Ricker (moyenne)	1,14	1,58	1,53
Écart-type dans $\ln(\alpha)$ de Ricker	0,5	0,5	0,5
$\ln(G_{REMP})$ (moyenne)	9,711	10,247	8,196
Écart-type dans $\ln(G_{REMP})$	0,286	0,285	0,32

Nous avons ensuite utilisé les valeurs de Seq pour calculer une récolte à l'équilibre correspondante, R_{eq} , pour chaque UC en utilisant l'équation suivante :

$$(7) \quad R = (G_{eq} \cdot e^{\ln(\alpha) - \beta \cdot G}) - G_{eq}$$

Où G est la taille de la population reproductrice à l'équilibre, telle que définie dans l'équation (6), $\ln(\alpha)$ est le paramètre de productivité de Ricker propre à l'UC (Tableau 4.2) et β est la valeur bêta de Ricker propre à l'UC, c'est-à-dire la pente de la régression de $\ln\left(\frac{\text{recrues}}{\text{géniteurs}}\right)$ par rapport à celle des géniteurs (Tableau 4.2).

Nous avons généré au moyen de la méthode bootstrap 1 000 valeurs de G_{eq} et R_{eq} , pour chaque UC et taux d'exploitation (0-99 % par incréments de 1 %) en tirant aléatoirement les valeurs de $\ln(\alpha)$ et $\ln(G_{REMP})$ des distributions normales propres aux UC avec les moyennes et les écarts-types énumérés dans le Tableau 4.2, puis en calculant $\beta = \frac{\ln \alpha}{G_{REMP}}$. Nous avons ensuite additionné les valeurs de G_{eq} et R_{eq} de chaque tirage parmi les G_{REMP} pour obtenir 1 000 valeurs agrégées à l'échelle des UGS pour chaque incrément du taux d'exploitation. Nous avons également utilisé les valeurs dans Tableau 4.2 pour calculer les valeurs de U_{RMD} propres aux UC à l'aide de la solution explicite de Scheuerell (2016; équation 9), puis calculé le nombre d'UC qui seraient au-dessus de U_{RMD} à un incrément donné du taux d'exploitation. Enfin, nous avons tracé la médiane des valeurs agrégées G_{eq} pour chaque incrément du taux d'exploitation par rapport à la médiane et à la plage interquartile des valeurs de R_{eq} dans un graphique du compromis à l'équilibre qui illustre la biomasse du stock reproducteur à l'équilibre pour l'UGS où la récolte est maximisée (MPO 2023b). Le code et les données permettant de reproduire cette analyse sont disponibles dans Brown et Holt (2024).

Le graphique qui en résulte (Figure 4.4.) montre le nombre d'UC pour lesquelles le taux d'exploitation dépasse les valeurs de U_{RMD} fondées sur les UC le long d'une gamme de taux d'exploitation, ce qui permet de démontrer les compromis entre le rendement agrégé et la surpêche à l'échelle des UC. Contrairement à la méthode par somme, cette approche tient compte de la variation de la productivité entre les UC, mais, comme la méthode par somme, il s'agit d'une méthode fondée sur l'équilibre qui ne tient pas compte de la variation aléatoire de la

dynamique des populations ou de la covariance entre les populations ou les UC. Le regroupement de G_{RMD} à l'équilibre dans les 17 rivières énumérées dans Tableau 4.2 est estimé à 18 705 saumons chinooks géniteurs (fourchette interquartile : 10 021–26 221), c'est-à-dire l'abondance des géniteurs où la récolte à équilibre est la plus élevée (Figure 4.4.). Comme pour la première méthode, nous pouvons prendre 85 % de ce G_{RMD} à l'équilibre comme point de référence biologique supérieur, soit 15 899 (EI : 8 518-22 288). Ce résultat est similaire à l'estimation dérivée du 85 % des valeurs de G_{RMD} additionnées, en supposant des productivités dérivées de la reconstitution des remontes (14 979; Tableau 4.2). Ce calcul à l'équilibre simple de G_{RMD} agrégé est fondé sur l'estimation vraisemblable maximale des paramètres de recrutement des géniteurs et pourrait être révisé avec l'estimation bayésienne à l'avenir. Il est fourni ici à des fins de démonstration, compte tenu des mises en garde dans la série chronologique sous-jacente sur le recrutement, comme décrit ci-dessus.

Aucune des méthodes d'estimation des PRS ne tient compte adéquatement de la répartition de la productivité entre les bras de mer et les UC, ce qui conduit au scénario possible selon lequel une UC dominante avec des abondances élevées permet à l'UGS de se trouver au PRS malgré le mauvais état des bras de mer ou des UC restants. Nous recommandons un examen plus approfondi de la façon dont les objectifs de répartition pourraient être pris en compte dans les PRS.

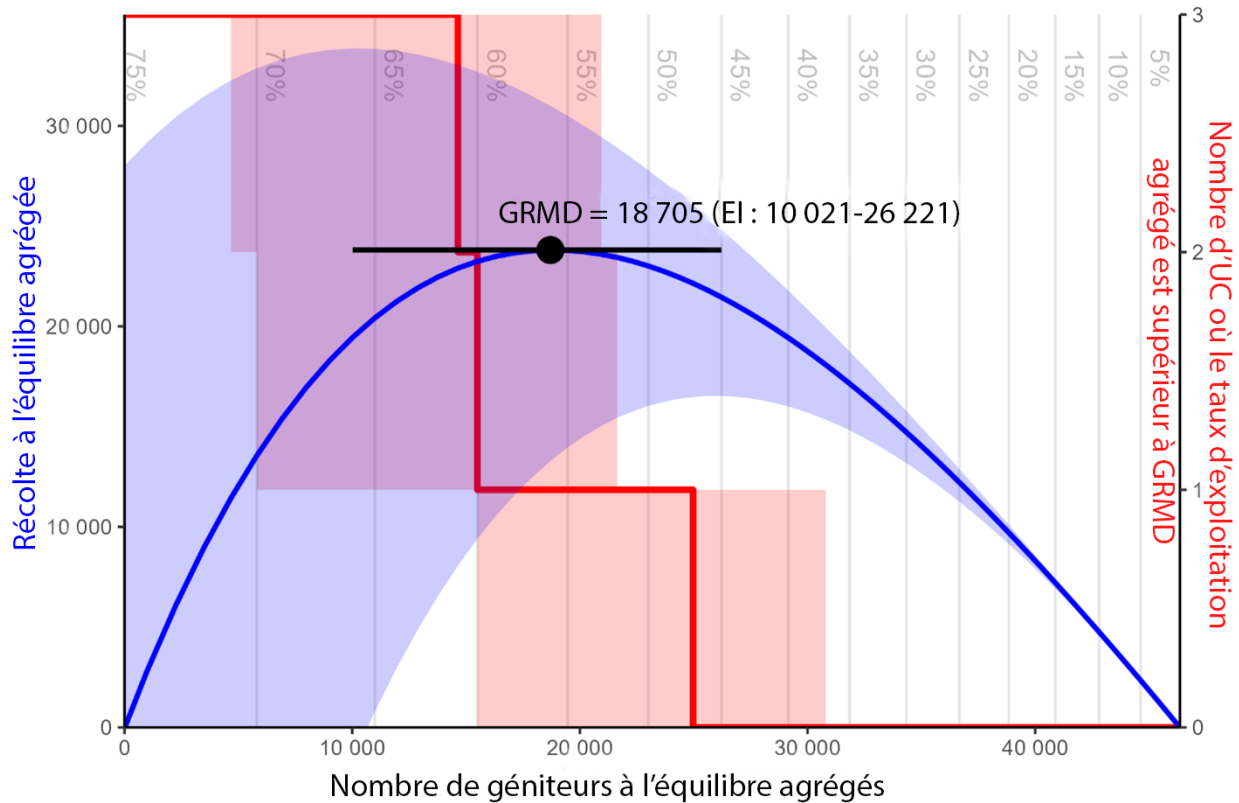


Figure 4.4. Tracé du compromis à l'équilibre agrégé pour l'UGS de saumon chinook de la COIV avec trois UC composantes modélisées à l'aide des estimations de la productivité de la reconstitution des remontes, comme dans le tableau 4.2. Pour des incréments de 1 % du taux d'exploitation agrégé (TE; indiqués par incréments de 5 % sous forme de barres grises verticales), la figure montre la médiane estimée (ligne bleue) et l'intervalle interquartile (EI; zone ombrée en bleu) pour l'abondance agrégée des géniteurs (axe du bas) et les prises agrégées (axe de gauche). Le nombre d'UC correspondantes où le taux d'exploitation agrégé dépasse la valeur estimée de U_{RMD} propre à l'UC est tracé par rapport à l'axe des y droit; l'EI des estimations de U_{RMD} propres à l'UC informe la zone ombrée en rouge. La pointe noire et les moustaches montrent le point médian estimé et l'EI de G_{RMD} – l'abondance à l'équilibre des géniteurs où la récolte est maximisée.

4.3.3. Taux d'exploitation de référence (TER) potentiels

Nous avons considéré U_{RMD} comme une approximation du taux d'exploitation de référence afin de nous harmoniser avec la pratique courante internationale consistant à utiliser F_{RMD} (mortalité par pêche aux niveaux du RMD) comme limite supérieure (Marentette et Kronlund 2020). Deux méthodes d'estimation de U_{RMD} ont été envisagées : l'approximation de U_{RMD} d'après Hilborn et Walters (1992) en supposant une valeur commune de $\ln(\alpha)$ entre les populations et les UC à partir du modèle du cycle biologique du saumon chinook de la COIV, et une analyse des compromis à l'équilibre en supposant une $\ln(\alpha)$ propre à l'UC de la reconstitution des remontes et $\ln(G_{REMP})$ du modèle intégré des superficies des bassins versants (Tableau 4.2), comme décrit dans la section ci-dessus.

La valeur de U_{RMD} a été estimée à 43 % au moyen de la solution explicite d' U_{RMD} (Scheuerell 2016) :

$$(8) \quad U_{RMD} = 1 - W(e^{1-\ln(\alpha)})$$

et la productivité estimée ($\ln(\alpha) = 1$) générée à partir du modèle du cycle biologique pour le saumon chinook de la COIV (voir la section 4.1, ci-dessus), qui suppose une faible productivité sans qu'il y ait de différence entre les UC. Cependant, l'intervalle d'incertitude de 95 % et l'EI obtenues au moyen de la méthode bootstrap pour U_{RMD} étaient importants (de 1 à 72 % et de 30 à 54 %, respectivement), compte tenu de la grande incertitude des valeurs de productivité du modèle de cycle biologique (écart-type de $\ln(\alpha) = 0,5$).

Deuxièmement, à l'aide de l'analyse du compromis à l'équilibre (décrite ci-dessus dans la section 4.3.2) et des données sur la reconstitution des remontes, nous avons estimé le taux de récolte à l'équilibre — l' U_{RMD} agrégé — à environ 56 % (EI : 45-66 %; c.-à-d. le taux d'exploitation où R_{eq} est maximisé; Figure 4.4.). Il convient de noter qu'un taux d'exploitation de 56 % dépasserait l' U_{RMD} estimé pour l'UC du SOIV (48 % en utilisant les valeurs des paramètres du Tableau 4.2) en raison de sa productivité estimée plus faible. Il convient de noter que cette estimation de l' U_{RMD} pour le SOIV peut même surestimer l' U_{RMD} des populations composantes dont la productivité est particulièrement faible, comme en témoigne le modèle du cycle biologique pour la rivière Moyeha, ce qui suggère qu'un taux d'exploitation supérieur à 35 % entraînerait un nouveau déclin de la population. (section 3.4). Les grands intervalles de confiance dans la récolte à l'équilibre agrégée reflètent la grande incertitude des productivités sous-jacentes à l'échelle des UC.

Ces estimations du taux d'exploitation de référence supposent que l'exploitation est égale selon l'âge au sein d'une cohorte. Les données présentées à la section 6.2 (Figure 6.3) indiquent des taux d'exploitation plus élevés pour les saumons chinooks plus âgés, principalement des femelles. Le résultat est que le taux d'exploitation de référence devrait également comporter certaines composantes secondaires, comme des limites d'âge ou de taille, afin que les taux d'exploitation par âge soient durables.

4.3.4. Points de référence cibles (PRC) potentiels

Bien que le PRS délimite la limite inférieure de la « zone saine » dans le cadre de l'approche de précaution du MPO, souvent calculée par rapport aux niveaux du RMD, le point de référence cible (PRC) est associé à un objectif ou à une cible pour la pêche. Ici, nous différencions le PRC du PRS, où le PRC proposé était associé au but de maintenir les bras de mer qui sont des composantes au-dessus des points de référence biologiques inférieurs afin de les harmoniser avec les objectifs biologiques suivants : a) être supérieur aux PRL fondés sur l'état des UC et b) maintenir et rétablir l'abondance des bras de mer dans les UC. Le présent PRC est fourni comme valeur potentielle à des fins de démonstration; d'autres peuvent être élaborés de manière à tenir compte d'objectifs biologiques et socio-économiques supplémentaires (MPO 2021c). En effet, les Sciences ont pour mission d'informer, mais pas de recommander des PRC précis, car « le point de référence supérieur (interprété dans son rôle de point de référence) et le point de référence cible ne sont pas déterminés uniquement en fonction des considérations biologiques, et leur définition ne relève donc pas du Secteur des sciences » (MPO 2021c). Les points de référence cibles potentiels indiqués ici peuvent également être appropriés comme objectifs de rétablissement à long terme. Nous avons appliqué des méthodes fondées sur les projections pour calculer un PRC potentiel, en tant que niveau d'abondance agrégé de l'UGS associé aux objectifs d'état des composantes souhaités, à l'aide des méthodes décrites par Holt *et al.* (2023a,b). Des détails sur les méthodes et les équations pour générer des points de référence fondés sur les projections sont fournis dans Holt *et al.* (2023b), et sont décrits ci-dessous.

En résumé, le PRC potentiel a été estimé à partir de la série chronologique projetée des abondances et des états des bras de mer, où ces séries chronologiques ont caractérisé une relation émergente entre l'abondance agrégée des géniteurs au niveau des UGS et la

probabilité que tous les bras de mer qui les composent se situent au-dessus de leur point de référence inférieur, $G_{\text{gén}}$. Nous avons déterminé une cible biologique potentielle au niveau d'abondance associé à tous les bras de mer se situant au-dessus de leurs points de référence inférieurs avec une probabilité spécifiée à long terme (c'est-à-dire à l'équilibre). Nous avons utilisé des bras de mer plutôt que des UC pour saisir l'objectif de répartition consistant à maintenir et à rétablir les abondances à une échelle spatiale plus fine. La séparation géographique des bras de mer et les faibles taux d'errance entre eux (Weil *et al.* 2024) empêchent des « effets de sauvetage » significatifs entre les bras de mer à l'intérieur des délais de gestion. Les séries chronologiques de l'abondance des géniteurs à l'échelle des bras de mer sont fournies dans la Figure 4.5. Les estimations des paramètres pour la dynamique des populations différaient de celles de Holt *et al.* (2023b) pour le saumon chinook de la COIV, car un plus grand nombre de populations ont été incluses ici (tous les indicateurs des échappées à l'exception des principales écloses, Conuma, Somass et Nitinat; tableau 4.1), par rapport aux seules populations dont la contribution des écloses est faible utilisées dans Holt *et al.* (2023b), comme l'indiquent les niveaux moyens de l'INP >0,5.

Bien que cette méthode nécessite des paramètres de population propres au bras de mer, y compris les paramètres de géniteurs-recrutement et la proportion moyenne dans l'âge à la maturité, contrairement aux méthodes décrites pour les PRL et les PRS potentiels décrits ci-dessus, l'approche fondée sur les projections propage explicitement l'incertitude des paramètres à l'estimation du PRC, de sorte que le PRC est plus prudent lorsque les paramètres sous-jacents sont moins certains. Par conséquent, nous avons pris en compte les paramètres propres aux bras de mer dérivés des analyses de reconstitution des remontes et des analyses géniteurs-recrutement au moment d'élaborer un PRC potentiel fondé sur les projections malgré leurs limites, décrites dans la section 4.1.

Les séries chronologiques individuelles des géniteurs et du recrutement pour les bras de mer ont été projetées à partir des niveaux d'abondance des géniteurs à l'équilibre, compte tenu des paramètres de population supposés (y compris le modèle de stock-recrutement de Ricker) et de leurs incertitudes. Les projections ont été exécutées avec des tirages aléatoires des paramètres de Ricker (1) compte tenu des incertitudes dans leur estimation, des écarts annuels du recrutement qui covariaient entre les bras de mer et de la variabilité annuelle des âges à la maturité. Les projections comprenaient un taux d'exploitation de 30 % (niveaux actuels approximatifs) et intégraient une variabilité aléatoire de l'exploitation dans le temps et entre les bras de mer (« incertitude de la mise en œuvre »).

Sur la base de Holt et ses collaborateurs (2023b), nous avons supposé une $\ln(\alpha)$ moyenne et l'écart-type des résidus de recrutement (σ_R) à partir des analyses de reconstitution des remontes et des analyses géniteurs-recrutement par UC (voir la section 4.1) avec des incertitudes relativement importantes dans $\ln(\alpha)$ dérivées du modèle de cycle biologique (voir la Figure 4.2, courbes bleues), où tous les bras de mer d'une UC avaient la même productivité moyenne supposée et le même écart-type dans les résidus du recrutement. Les estimations de Ricker β propres aux bras de mer ont été dérivées des estimations de G_{REMP} propres aux bras de mer du modèle intégré des superficies des bassins versants, où les superficies des bassins versants étaient agrégées à l'échelle des bras de mer, et Ricker $\beta = \frac{\ln \alpha}{G_{\text{REMP}}}$.

Nous avons paramétré des corrélations dans les résidus de recrutement entre les bras de mer à partir des corrélations observées dans l'abondance des géniteurs entre les bras de mer (Figure 4.6), car aucune série chronologique du recrutement propre aux bras de mer n'était disponible. Bien que ce paramétrage puisse surestimer la covariance du recrutement, Holt et ses collaborateurs (2023b) ont constaté que les corrélations simulées par paires résultantes de l'abondance des géniteurs fournissaient des corrélations comparables à celles observées pour

le saumon chinook de la COIV. Nous avons supposé des proportions moyennes selon l'âge estimées à partir de la reconstitution des remontes, avec une erreur logistique distribuée multivariée paramétrée à partir de la série chronologique de la reconstitution des remontes. Tous les codes permettant de générer ces paramètres sont disponibles dans Brown et Holt (2024).

On a supposé que la variabilité interannuelle de l'exploitation était une distribution bêta pour limiter les valeurs entre 0 et 1, et elle a été paramétrée à partir des séries chronologiques des taux d'exploitation prétermiaux de 2010 à 2019 pour l'indicateur de l'écloserie du ruisseau Robertson (voir Holt *et al.* 2023b). Sur la base de Holt *et al.* (2023b), nous avons supposé que la variabilité du taux d'exploitation entre les bras de mer était la moitié de celle de la variabilité dans le temps; les données permettant d'étayer cette valeur ne sont actuellement pas disponibles pour le saumon chinook de la COIV. Holt et ses collaborateurs (2023b) ont constaté que les corrélations par paires dans l'abondance des géniteurs entre les bras de mer n'étaient pas sensibles aux changements de la variabilité des taux d'exploitation entre les bras de mer à l'intérieur des limites plausibles (de 0 à la valeur égale à la variabilité de l'exploitation au fil du temps pour le ruisseau Robertson). Les paramètres utilisés dans les projections sont fournis dans le Tableau B-2.

Les projections ont été réalisées sur 30 ans et au moyen de 80 000 essais aléatoires fondés sur la méthode de Monte-Carlo, soit le nombre requis pour stabiliser les principaux extrants : les points de référence potentiels. Pour chaque essai, des points de référence inférieurs propres aux bras de mer, $G_{\text{gén}}$, ont été calculés à partir des paramètres de Ricker tirés au sort (en résolvant l'équation (5)), et l'état de chaque bras de mer au-dessus ou en dessous de $G_{\text{gén}}$ a été enregistré chaque année. Pour dériver les points de référence potentiels, on a calculé la proportion des combinaisons année-essai où tous les bras de mer se situaient au-dessus des points de référence inférieurs pour divers intervalles d'échappées agrégées, à partir d'abondances proches de zéro à des abondances supérieures à l'équilibre additionnées pour tous les bras de mer. Les points de référence potentiels ont été déterminés à partir de la relation émergente entre les échappées agrégées et la proportion d'essais selon la méthode de Monte-Carlo où tous les bras de mer se situaient au-dessus des points de référence inférieurs (comme approximation de la probabilité de cette occurrence).

Nous avons déterminé un point de référence potentiel avec une probabilité de 50 % que tous les bras de mer soient au-dessus des points de référence inférieurs (43 900, Figure 4.7). Bien que Holt et ses collaborateurs (2023b) aient relevé des points de référence de projection à des seuils de probabilité plus élevés, de grandes incertitudes dans les dynamiques propres aux bras de mer et la faible covariance par paires pour les populations comprises dans cette analyse ont donné des abondances agrégées où les bras de mer n'étaient que rarement au-dessus de leurs points de référence inférieurs, de sorte que les points de référence potentiels à des probabilités plus élevées ne pouvaient pas être déterminés. Cette situation était particulièrement vraie dans l'UC CK-31, dans le sud-ouest de l'île de Vancouver (Clayoquot, Barkley et San Juan). Ces trois bras de mer ont nécessité des abondances agrégées relativement élevées pour être au-dessus de leurs points de référence inférieurs (Figure 4.7).

Le niveau de probabilité de 66 % est associé à un « résultat probable » dans les catégories de vraisemblance élaborées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Mastrandrea *et al.* 2010)., et le niveau de probabilité de 75 % représente une probabilité « élevée » selon les désignations provisoires de tolérance au risque du MPO dans le cadre de l'approche de précaution (MPO 2009). Les abondances agrégées associées à ces probabilités plus élevées que tous les bras de mer se situent au-dessus des points de référence inférieurs n'ont pas pu être estimées.

Contrairement aux PRS et aux TER qui sont fondés sur des quantités estimées et calculées et qui sont fournis avec des intervalles d'incertitude, le PRC potentiel présenté ici est un résultat probabiliste qui tient compte explicitement des incertitudes sous-jacentes dans sa dérivation, devenant plus prudent à mesure que les paramètres sous-jacents deviennent plus incertains. Dans le cadre de travaux futurs, on pourrait préciser l'incertitude des PRC en déterminant les abondances des agrégats supérieures et inférieures associées à des niveaux de probabilités supérieurs et inférieurs acceptables dans les limites des projections (p. ex. avec une limite supérieure maximale d'environ 60 % dans cette application, Figure 4.7).

Une mise en garde concernant ce point de référence fondé sur les projections est le scénario de sensibilité à l'exploitation, où la mise en œuvre actuelle suppose un statu quo dans l'exploitation (Holt *et al.* 2023b). Nous recommandons de réévaluer les points de référence fondés sur les projections à mesure que différents scénarios de gestion sont envisagés et mis en œuvre. En général, lorsque les taux d'exploitation sont réduits à près de zéro, les points de référence fondés sur les projections ont tendance à diminuer, car moins de géniteurs sont nécessaires pour s'assurer que tous les bras de mer se situent au-dessus des points de référence inférieurs (voir Holt *et al.* 2023b). Dans le cas d'une exploitation relativement élevée, une abondance agrégée beaucoup plus élevée est nécessaire pour s'assurer que tous les bras de mer qui les composent se situent au-dessus des points de référence inférieurs.

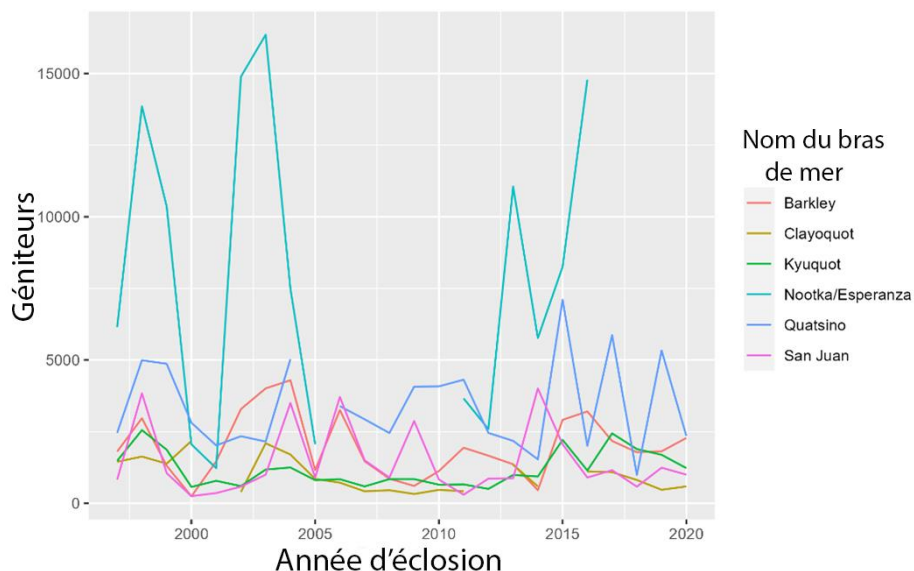


Figure 4.5. Série chronologique des abondances de géniteurs par bras de mer, calculée comme la somme des populations indicatrices, à l'exception des principales éclosions.

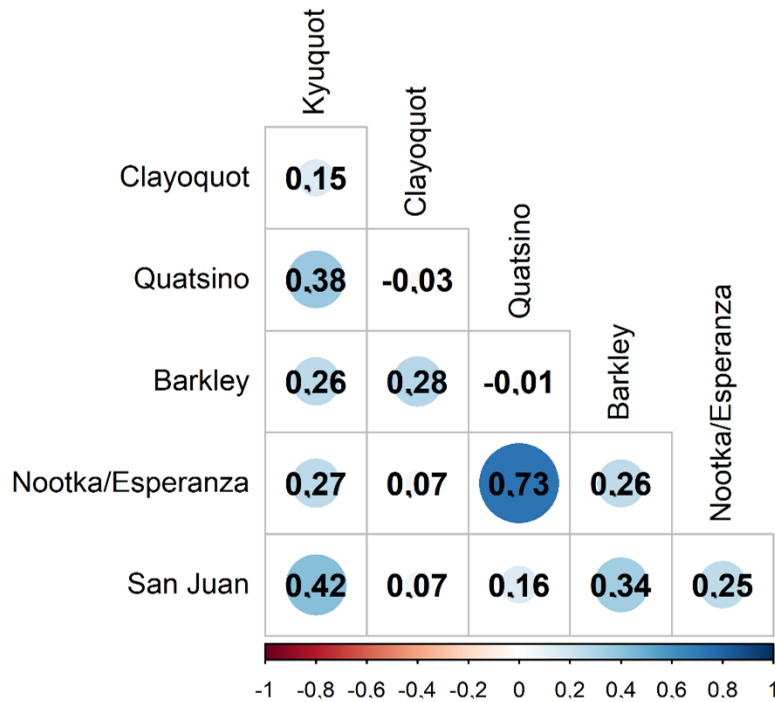


Figure 4.6. Graphique à bulles montrant les corrélations de l'abondance des géniteurs entre les bras de mer au cours des années 1995 à 2020.

Bien que les méthodes de projection aient déjà été proposées comme PRL potentiels (Holt *et al.* 2023a,b), nous suggérons ici que les points de référence potentiels associés à un résultat de « aussi probable qu'improbable » (50 %) de tous les bras de mer se situant au-dessus leurs points de référence inférieurs peuvent être plus appropriés en tant que PRC, un objectif biologique dans un cadre d'ESG, ou en tant que cible de rétablissement provisoire ou à long terme au lieu d'un PRL. Le point de référence potentiel à une probabilité de 50 % que tous les bras de mer se situent au-dessus des points de référence inférieurs est supérieur au PRS potentiel d'après les analyses du compromis à l'équilibre (15 899) et les abondances associées à une probabilité de 60 % que tous les bras de mer se situent au-dessus des points de référence inférieurs, qui se rapproche de la somme des estimations de capacité pour tous les systèmes (environ 80 000).

Dans les analyses futures, on pourrait améliorer les points de référence fondés sur la projection en estimant les covariances à l'aide de données plus récentes sur les échappées, ainsi que de données potentielles tirées du MFF sur les prises propres aux stocks.

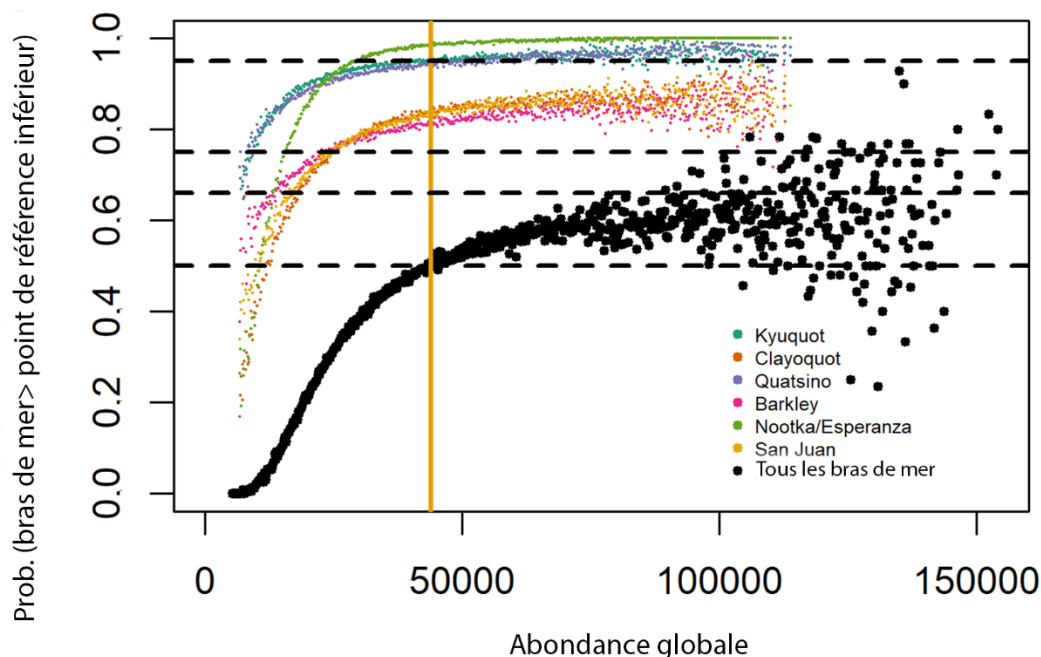


Figure 4.7. Probabilité que tous les bras de mer se situent au-dessus de leurs points de référence inférieurs le long d'un gradient d'abondance agrégée dans des tranches d'abondance de 200 poissons, dérivée des projections sur 30 ans et 50 000 essais selon la méthode de Monte-Carlo, sur la base des paramètres décrits dans le texte et inclus dans le Tableau B-2. Chaque point est la proportion des essais selon la méthode de Monte-Carlo où tous les bras de mer se situaient au-dessus de leurs points de référence inférieurs. Les points de référence potentiels à $p = 0,5$ (ligne verticale jaune) sont mis en évidence, où p est la probabilité que tous les bras de mer se situent au-dessus de leurs points de référence inférieurs. Les points noirs représentent la probabilité que tous les bras de mer se situent au-dessus des points de référence inférieurs, et les points de couleur montrent la probabilité que les différents bras de mer soient au-dessus de leur point de référence inférieur le long d'un gradient d'abondance agrégée. Les résultats de tous les bras de mer sont dérivés des mêmes tirages aléatoires dans les projections. Les points colorés sont délimités à environ 100 000 abondances agrégées dans les projections.

4.3.5. Incertitudes

La productivité intrinsèque par population, et la répartition des productivités qui en résulte dans les populations composant l'UGS, est une source clé d'incertitude dans le calcul des points de référence; elle est prise en compte à la fois dans les grands intervalles de confiance des estimations des points de référence et dans la sensibilité de ces points de référence aux sources sous-jacentes d'information sur la productivité. Une meilleure compréhension des productivités propres aux populations pourrait éclairer les approches fondées sur le risque aux fins de l'évaluation des effets des mesures de gestion des agrégats (p. ex. taux d'exploitation agrégés) sur certaines populations préoccupantes. Inversement, cette meilleure compréhension fournirait un soutien dans l'établissement des priorités et l'évaluation des compromis pour la restauration et d'autres décisions de gestion qui comprennent des objectifs de rétablissement des populations composantes au sein d'une UGS agrégée. Cette situation illustre la complexité de la gestion d'une UGS composée de nombreuses populations composantes.

La surveillance continue des échappées et l'évaluation de la pGIE, ainsi que la recherche par le biais d'une série de projets collaboratifs « Suivre le poisson » axés sur la survie précoce en mer, peuvent améliorer les estimations de la productivité du cycle biologique qui ont été

dérivées du modèle de cycle biologique dans la section 3.4. Les points de référence devraient être révisés à mesure que les estimations des taux de mortalité, de la productivité et de l'étendue et de la répartition du saumon chinook dans le modèle des superficies des bassins versants sont mises à jour.

De grandes incertitudes dans les points de référence sous-jacents au niveau de la population se traduisent par de grandes incertitudes dans les points de référence de l'abondance agrégée estimés à partir de sommaires simples et d'analyses du compromis à l'équilibre, comme le montrent les grands intervalles de confiance de la Figure 4.4. et du Tableau B-1.

Ces méthodes utilisent les estimations disponibles de l'abondance des populations pour les 17 indicateurs clés des échappées, qui sont faussés à divers degrés par les contributions incertaines des poissons d'écloserie. Il existe une variation considérable de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON) au sein des populations et entre les populations, ce qui ajoute des incertitudes à la détermination de l'état (Tableau 4.3).

Tableau 4.3. Populations comprises dans l'estimation des points de référence de l'abondance agrégée avec l'abondance moyenne des géniteurs et la proportion moyenne de géniteurs d'origine naturelle (pGON) selon les analyses disponibles du marquage thermique (dénombrements = années échantillonnées), sur 3 générations (période de 12 ans) de 1999 à 2010 et de 2011 à 2022. La désignation est basée sur Withler et al. (2018).

UC	SGPP	Système	Désignation actuelle de Withler et al. (2018)	Nombre moyen de géniteurs de 1999 à 2010	Nombre moyen de pGON de 1999 à 2010	Dénombre ments de pGON de 1999 à 2010	Nombre moyen de géniteurs de 2011 à 2022	Nombre moyen de pGON de 2011 à 2022	Dénombre ments de pGON de 2011 à 2022
SOIV	20	San Juan	Intégrée-Écloserie	1 455	0,18	2	1 172	0,59	3
SOIV	23	Nahmint	Intégrée-Transition	373	0,50	11	430	0,71	10
SOIV	23	Sarita	Intégrée-Écloserie	1 550	0,13	12	1 849	0,19	11
SOIV	24	Bedwell	Intégrée-sauvage	112	-	0	441	0,85	8
SOIV	24	Megin	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	66	-	0	43	0,42	2
SOIV	24	Moyeha	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	144	0,45	1	71	1,00	2
SOIV	24	Tranquil	Intégrée-sauvage	804	-	0	233	0,96	9
SOIV - Total				650	0,31	26	619	0,65	45
NoKy	25	Burman	Intégrée-Écloserie	971	0,39	7	3 729	0,16	12
NoKy	25	Gold	Intégrée-Écloserie	4 158	0,40	1	2 928	0,28	9
NoKy	25	Leiner	Intégrée-Écloserie	438	0,66	3	763	0,37	11
NoKy	25	Tahsis	Intégrée-Écloserie	594	0,67	6	621	0,30	9
NoKy	25	Zeballos	Données insuffisantes	250	0,40	6	241	-	0
NoKy	26	Artlish	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	228	-	0	322	0,61	2

UC	SGPP	Système	Désignation actuelle de Withler <i>et al.</i> (2018)	Nombre moyen de géniteurs de 1999 à 2010	Nombre moyen de pGON de 1999 à 2010	Dénombre ments de pGON de 1999 à 2010	Nombre moyen de géniteurs de 2011 à 2022	Nombre moyen de pGON de 2011 à 2022	Dénombre ments de pGON de 2011 à 2022
NoKy	26	Kaouk	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	341	0,93	2	364	0,89	5
NoKy	26	Tahsish	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	333	-	0	813	0,60	5
NoKy Total				810	0,53	25	1 233	0,38	53
NOIV	27	Cayeghle	Données insuffisantes	557	-	0	361	-	0
NOIV	27	Marble	Intégrée-sauvage	2 696	0,95	4	2 845	0,93	5
NOIV - Total				1 673	0,95	4	1 603	0,93	5

4.4. POINTS DE RÉFÉRENCE SUPPLÉMENTAIRES OU DE RECHANGE

4.4.1. Point de référence pour l'influence des écloseries

Les points de référence fondés sur l'abondance pour le saumon chinook d'origine naturelle de la COIV sont faussés par la production des écloseries, y compris les poissons d'écloserie errants dans les bassins versants non mis en valeur. Il n'y a que deux zones (baie Clayoquot et baie Kyuquot) où les populations importantes de saumons chinooks « sauvages » retournent vers des rivières de taille moyenne. La plupart des rivières à saumon chinook de taille moyenne sur la COIV sont périodiquement ou régulièrement supplémentées par la production d'écloseries, ou sont suffisamment proches de systèmes mis en valeur pour recevoir régulièrement des afflux importants de poissons errants d'écloserie. Pour différencier les rivières selon le degré d'apport des poissons d'écloserie, Withler et ses collaborateurs (2018) ont proposé des désignations (ou des objectifs) avec des points de référence précis pour les pGON ou l'INP (Tableau 4.4).

Tableau 4.4. Tiré du document de Withler et al. (2018). Désignations pour les populations de saumon individuelles pour lesquelles le degré d'influence des programmes d'écloserie intégrés et les lignes directrices génétiques proposées pour la gestion de la production d'écloserie varient. Il convient de noter que les désignations C à E ne s'appliquent qu'aux populations qui font l'objet d'une mise en valeur directe.

Désignation	pGIE _{eff} pGIE _{déno} mbrement	pBON	INP	pSAUV AGE	Commentaires
Sauvages	< 0,02 < 0,03	S. O.	S. O.*	≥ 0,92	Populations sauvages désignées qui n'ont pas de programme d'écloserie (depuis au moins deux générations); les poissons errants provenant de la production des écloseries hors du bassin sont limités à moins de 3 % par année.
Sauvage-Influencée par les poissons égarés	> 0,02 > 0,03	S. O.	S. O.	< 0,92	La population reçoit des saumons égarés provenant d'une écloserie hors du bassin. Une très grande partie des poissons peut être sauvage, mais la modélisation du flux génétique laisse entendre une diminution à long terme de l'INP avec l'augmentation de pGIE.
Intégrée-Sauvage	< 0,19 < 0,23	≥ 0,77	≥ 0,80	≥ 0,50	La production d'écloserie est gérée de manière à ce que les poissons sauvages représentent ≥ 50 % de la population reproductrice.
Intégrée-Transition	< 0,47 < 0,53	≥ 0,47– < 0,77	≥ 0,50–< 0,80	≥ 0,13–< 0,50	INP > 0,5 garantit que l'influence d'origine naturelle prédomine, mais les poissons sauvages sont en minorité.
Intégrée-Écloserie	> 0,47 > 0,53	< 0,47	< 0,50	< 0,13	Flux génétique net provenant de l'environnement des écloseries; la plupart des poissons sont issus d'écloseries. Peu de poissons sont sauvages.

La mise en œuvre des désignations de Withler et ses collaborateurs (2018) nécessite une connaissance des désignations génétiques actuelles des populations de saumon de la COIV et un plan pour progresser vers une désignation objective (Boîte 4.1). Une désignation au niveau de l'UC ou de l'UGS serait difficile étant donné la répartition probable de la contribution des écloseries entre les populations composantes. Un état « Sauvage-Intégrée » ou « Intégrée-

Transition » (Tableau 4.4) est nécessaire pour atteindre les objectifs de la PSS et le PMVS élabore actuellement des lignes directrices sur la façon dont les objectifs de l'INP devraient être répartis entre les populations au sein des UC.

Boîte 4.1

« Il y a une difficulté inhérente à la détermination de la méthode d'évaluation d'une UC lorsqu'on ne sait pas si cette UC (soutenue par une ou plusieurs populations de poissons sauvages) existerait encore en l'absence de la production d'écloserie à des fins de conservation ou de récolte. L'élaboration d'une approche normalisée pour les efforts d'évaluation selon la PSS nécessite une méthode permettant d'établir un lien entre le niveau et la durée de l'influence des écloseries dans une population de saumons avec le niveau de risque que les poissons d'écloserie représentent pour les caractéristiques adaptatives et productives naturelles des populations sauvages influencées par les écloseries et environnantes. Un habitat naturel de piètre qualité ou limité et des niveaux de prises élevés peuvent également présenter des risques génétiques pour les populations de saumon sauvage, mais cette étude met l'accent sur l'examen des risques pour la diversité génétique découlant principalement de la mise en valeur des stocks.

Les récentes avancées en matière de connaissances scientifiques de la structure et de l'adaptation de la population de saumon ainsi que des effets du flux génétique entre les saumons d'origine naturelle et provenant d'écloserie doivent être intégrées dans le processus de planification des écloseries mis à jour. En 2013, un rapport d'un groupe d'experts scientifiques indépendants sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique a recommandé que les programmes d'écloserie du PMVS soient mieux harmonisés avec les principes de la PSS. Avec des lignes directrices qui indiquent de façon plus explicite le risque génétique potentiel découlant de la production d'écloserie pour les populations mises en valeur, les gestionnaires et les intervenants peuvent prendre des décisions qui sont explicitement en harmonie avec leur tolérance au risque au moment de l'élaboration des objectifs des programmes d'écloserie. Un programme complet d'examen des écloseries établi et financé par le Congrès américain est en cours depuis 2000. Le Hatchery Scientific Review Group (HSRG) établi en vertu de ce programme a élaboré trois principes de gestion des écloseries qui peuvent également être appliqués dans le cadre du processus canadien. Ces principes concernant les écloseries doivent fonctionner avec des objectifs bien

définis, des programmes défendables sur le plan scientifique, et une prise de décision éclairée. »

— Withler et al. (2018)

4.4.2. Points de référence démographiques

Il faudra recueillir d'autres données pour établir des points de référence démographiques. Il ressort clairement de plusieurs sources de données que l'âge à la maturité et la taille selon l'âge sont en déclin chez le saumon chinook de la COIV (voir la section 5.5). Cependant, il existe très peu de données de référence pour décrire une structure démographique plus naturelle ou non perturbée. Les Premières Nations et d'autres détenteurs de connaissances locales conviennent que la taille des saumons chinooks de la COIV a diminué considérablement (d'environ 30 à 50 %) depuis le milieu des années 1900 (Sainsbury et al. 2024). Ces connaissances historiques peuvent être la meilleure base de référence disponible pour décrire les objectifs démographiques futurs de l'UGS. Nous recommandons une collaboration étroite avec les principaux aînés des Premières Nations et d'autres détenteurs de connaissances

locales sur la COIV pour décrire qualitativement les caractéristiques démographiques dans toutes les régions (peut-être des baies). Ces données qualitatives pourraient servir de base à l'élaboration de points de référence démographiques aux fins du rétablissement.

En général, les grands saumons chinooks sont principalement des femelles et les femelles plus âgées portent plus d'œufs. Par conséquent, à mesure que l'âge et la taille moyens des saumons chinooks qui reviennent sur la côte ouest de l'île de Vancouver augmentent, le nombre d'œufs augmente également. Il faudra donc moins de géniteurs pour produire de futures cohortes plus fortes. La gestion active des pêches de la zone terminale dans le bras Alberni (bassin versant de la rivière Stamp), le bras Muchalaht (rivières Burman et Gold), le bras Tlupana (rivières Conuma et Canton) a évolué vers l'élaboration d'objectifs d'échappée pour les adultes (et donc du total autorisé des captures). en fonction du nombre prévu d'adultes nécessaires pour atteindre les cibles d'œufs fondées sur l'abondance dans les rivières. Une évaluation annuelle de la composition selon l'âge, du rapport des sexes et de la fécondité selon l'âge est nécessaire pour assurer le maintien d'une abondance de géniteurs efficaces, sous forme d'objectifs d'échappée de géniteurs fondés sur les œufs.

4.4.3. Répartition des points de référence de l'abondance

Aucun des points de référence potentiels fondés sur l'abondance mentionnés ci-dessus dans la section 4.3 ne reflète adéquatement l'état de l'UGS à lui seul. Les abondances estimées des saumons chinooks d'origine naturelle revenant dans les rivières de la COIV au cours des dernières années (de 2015 à 2023; Figure 3.2) sont au-dessus des deux PRS potentiels indiqués à la section 4.3.2. Cependant, ces abondances ne sont pas réparties également entre les populations ou les UC; les remontes dans plusieurs rivières ont été assez fortes, tandis que les remontes dans d'autres rivières clés (principalement la Megin et la Moyeha dans la baie Clayoquot) sont demeurées très faibles. Cette disparité dans les abondances des montaisons limite l'UGS de saumon chinook de la COIV à la zone critique (voir la section 5.2).

La répartition de la fraie dans divers paysages est liée à la résilience et à la durabilité de la population (Bradford et Braun 2021). Les points de référence de la répartition qui tiennent compte de la répartition de la fraie entre les populations peuvent indiquer des risques associés au rétrécissement de la répartition spatiale, limitant ainsi l'accès à divers paysages. Bien que les objectifs et les points de référence en matière de répartition n'aient pas encore été établis pour cette UGS, nous recommandons comme point de départ que l'algorithme d'état rapide (MPO 2024; annexe D) soit maintenu comme un outil important permettant d'évaluer l'état des UGS par rapport à l'état des UC composantes. Cette approche tient compte de la répartition des abondances entre les UC dans l'UGS et met l'accent sur les populations au sein des UC qui sont dominées par des poissons d'origine naturelle. Dans cette approche, l'état de l'UGS est limité à l'état le plus bas de l'UC afin de s'assurer que la répartition des abondances est respectée dans les objectifs de rétablissement.

4.5. CIBLES DE SURVIE ET DE RÉTABLISSEMENT DES ESPÈCES EN PÉRIL

Selon la Politique relative au rétablissement et à la survie des espèces en péril du gouvernement du Canada (GC 2021), une espèce en péril sera considérée comme ayant une chance de survie acceptable à long terme au Canada lorsqu'elle a atteint un état stable (ou croissant), qu'elle existe à l'état sauvage au Canada et qu'elle ne présente pas un risque important de disparition de la planète ou du pays. Les facteurs et les caractéristiques qui contribuent à améliorer la chance de survie d'une espèce sont les suivants : stabilité dans le temps, résilience (c.-à-d. capacité de se remettre de perturbations), redondance (p. ex. répartition étendue), connectivité entre les composantes de la population et protection contre les menaces d'origine humaine (GC 2021).

De plus, le rétablissement est défini comme suit :

Le retour à un état où le risque de disparition de la planète ou du Canada se situe dans la plage normale de variabilité de l'espèce, comme l'indiquent en partie les caractéristiques de sa population et de sa répartition. On se fonde pour ce faire sur la condition naturelle de l'espèce au Canada, c'est-à-dire sa condition antérieure aux incidences importantes des activités humaines qui ont mené à la désignation de l'espèce comme étant en voie de disparition, menacée ou disparue du pays en vertu de la LEP [...] et ne signifie pas nécessairement un retour à la taille et à la répartition de population qu'elle aurait eues en l'absence d'activités humaines (GC 2021).

Bien que cette définition du rétablissement indique que le rétablissement peut être éclairé par les conditions avant les effets anthropiques pour les espèces exploitées comme le saumon chinook de la COIV, ces cibles peuvent tenir compte des répercussions des pêches gérées et peuvent être beaucoup plus faibles que la capacité non exploitée (~80 000 reproducteurs; Tableau C-3).

Les cibles de rétablissement établies pour le Programme sur les espèces en péril (PEP) diffèrent des cibles de rétablissement définies dans les dispositions relatives aux stocks de poissons d'au moins trois façons. La détermination des objectifs de rétablissement pour le PEP relève du Secteur des sciences et représente un niveau minimal qui se situe dans la fourchette naturelle de variabilité de la population, en fonction de l'état naturel de celle-ci. Les cibles du PEP sont définies à l'échelle de l'UD, une désignation biologique. En revanche, les cibles de rétablissement indiquent le point final du plan de rétablissement et la transition vers une gestion intégrée au sein du PGIP, et sont éclairées par le Secteur des sciences, mais tiennent compte d'autres facteurs socio-économiques; les cibles du PEP ne tiennent pas compte des facteurs socio-économiques. Les objectifs de rétablissement sont déterminés par la Gestion des ressources à l'échelle de l'UGS, mais peuvent tenir compte des paramètres de répartition dans l'UGS. Bien que les points de référence biologiques inférieurs utilisés pour éclairer les PRL soient souvent harmonisés avec les objectifs de survie (MPO 2021b; MPO 2022b), les objectifs de rétablissement définis dans les dispositions relatives aux stocks de poissons se situent généralement entre les objectifs de survie et de rétablissement du PEP. Les objectifs de rétablissement sont fixés suffisamment au-dessus du PRL pour avoir une forte probabilité de le dépasser (MPO 2021c), et les objectifs de rétablissement sont généralement beaucoup plus bas que les niveaux considérés pour un objectif de rétablissement par le PEP.

Nous proposons ici des objectifs de survie et de rétablissement pour deux UD de la COIV, l'UD 24 (ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne [sud]) et l'UD 25 (ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne [Nootka et Kyuquot]), qui sont conformes aux directives du MPO sur les objectifs de rétablissement (MPO 2011), à la Politique sur les espèces en péril de 2021 (GC 2021). et les applications récentes au saumon du Pacifique (Tableau C-7). En général, nous avons défini ces cibles comme suit :

- **Objectif de survie** : Établi à un niveau permettant de se rapprocher des critères établis pour qu'une UD ne soit plus désignée en voie de disparition ou menacée par le COSEPAC ou ne fasse plus partie de la zone d'état biologique rouge décrite dans la Politique concernant le saumon sauvage (PSS).
- **Cible de rétablissement** : Correspond approximativement au niveau auquel la persistance à long terme de l'UD est assurée, avec l'objectif du statut d'espèce « non en péril » du COSEPAC et d'un statut « vert » ou « sain » selon la PSS.

Les deux UD de la COIV ont été désignées comme étant menacées par le COSEPAC en raison de leur faible abondance (moins de 10 000 individus matures sauvages) et des menaces

(dominées par les risques génétiques provenant des écloséries) qui devraient se poursuivre, entraînant un déclin des individus matures sauvages (COSEPAC 2020). Le critère du COSEPAC pour les petites populations et les populations en déclin – critère C2a(ii) – a servi à déterminer le statut d'espèce menacée pour les deux UD, où la taille de la population a été inférée à partir des abondances totales ajustées de géniteurs d'origine naturelle et les déclin continus ont été déduits des menaces continues découlant de la concurrence, de l'introgression génétique et de l'égarement des écloséries (COSEPAC 2020). Comme indiqué dans les EPR précédentes pour le saumon du Pacifique (MPO 2021b; DFO 2022b; Tableau C-7), les cibles recommandées ici sont une interprétation simplifiée des seuils du COSEPAC et de la PSS pour la désignation de l'état, et ne tiennent pas compte des interprétations subjectives et des renseignements biologiques supplémentaires qui peuvent avoir une incidence sur le statut. Par conséquent, l'atteinte des objectifs de survie ou de rétablissement ne garantit pas un changement de statut selon le COSEPAC ou la PSS.

On a déterminé les objectifs de survie et de rétablissement à l'aide de séries chronologiques provenant de populations dominées par des géniteurs d'origine naturelle, pour s'harmoniser avec les critères des évaluations de la PSS pour les populations d'écloserie intégrée et les populations sauvages intégrées (telles que définies dans MPO 2018), et pour aborder la raison de la désignation comme espèce menacée par le COSEPAC en lien avec les menaces liées à l'introgression des écloséries découlant de proportions élevées de poissons d'écloserie dans les frayères naturelles. Les abondances élevées résultant de la production d'écloserie ne sont donc pas prises en compte dans l'évaluation de l'état par rapport aux objectifs de survie et de rétablissement.

Deux ensembles de paramètres et de points de référence ont été déterminés pour l'objectif de survie en fonction des abondances générationnelles et des tendances dans les abondances :

1. le plus grand nombre de $G_{\text{gén}}$ et 1 000 poissons par rapport à l'abondance moyenne récente des géniteurs d'une génération,
2. une croissance démographique positive sur les 3 dernières générations si l'abondance est inférieure ou égale à 10 000 et un déclin inférieur à 30 % sur la génération la plus récente si l'abondance est supérieure à 10 000.

Ces points de référence relatifs à l'abondance et aux tendances sont associés au fait que le statut de la PSS est supérieur à la zone rouge et que le statut du COSEPAC est « espèce préoccupante » ou plus grave. Les deux points de référence doivent être atteints ou dépassés pour que l'objectif de survie soit atteint.

L'objectif de survie est imbriqué dans l'objectif de rétablissement, car celui-ci doit être atteint pour le rétablissement tout en atteignant également une abondance moyenne générationnelle des géniteurs supérieure à 85 % de G_{RMD} (point de référence supérieur fondé sur l'abondance de la PSS, harmonisé avec l'état vert de la PSS).

En outre, nous recommandons que l'état par rapport aux objectifs de survie et de rétablissement tienne compte des influences des écloséries et des risques génétiques associés (Withler *et al.* 2018), bien que nous n'ayons pas recommandé d'objectifs explicites (comme dans MPO 2022b). La préservation des adaptations naturelles est importante pour la survie et le rétablissement des populations dans les systèmes d'écloserie intégrés, ce qu'on peut réaliser en réduisant au minimum les risques génétiques d'introgression provenant des écloséries, comme l'indiquent les valeurs de l'INP pour les populations au sein des UD. Pour que les populations soient considérées comme rétablies, nous recommandons que les valeurs de l'INP soient plus élevées que celles des populations « intégrées – sauvages » ($\geq 0,8$), ce qui garantit qu'au moins la moitié de la population est considérée comme étant « sauvage », c'est-à-dire

qu'elle est composée de géniteurs d'origine naturelle de deuxième génération. Le seuil d'INP associé aux populations « intégrées – écloseseries » ($\geq 0,5$) doit refléter la survie des géniteurs d'origine naturelle; il faut donc s'assurer qu'au moins la moitié de la population est d'origine naturelle. Cependant, il existe une incertitude quant à la façon dont ces seuils au niveau de la population se traduisent en évaluations à l'échelle des UD ou des UC agrégées. Le Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO élabore actuellement des directives sur les risques génétiques liés à l'introgression d'écloserie à l'échelle de l'UC (et de l'UD) et des recommandations pour les évaluations. Ces directives peuvent contribuer à l'élaboration d'objectifs de survie et de rétablissement fondés sur la génétique à l'échelle de l'UD. En fin de compte, le choix du nombre et de la répartition acceptables des populations « intégrées – écloseseries » et des populations « intégrées – sauvages » au sein d'une UD sera probablement éclairé par les compromis entre les risques génétiques et la valeur des écloseseries pour d'autres objectifs biologiques et socio-économiques et n'a pas encore été déterminé.

Étant donné que les séries chronologiques de la proportion de géniteurs d'origine naturelle n'étaient pas toujours disponibles pour les populations de la COIV (Tableau 4.3; Tableau C-2), nos recommandations ont porté sur l'abondance totale des géniteurs pour les populations qui ne sont pas dominées par les influences des écloseseries (p. ex. celles dont l'INP est $\geq 0,5$). Cependant, le MFF et d'autres méthodes émergentes pourraient être utilisés à l'avenir pour estimer les proportions de géniteurs d'écloserie pour les populations de toute la côte, ce qui permettrait d'affiner les estimations des géniteurs d'origine naturelle. Ces analyses pourraient compléter, mais non remplacer, les analyses axées sur les populations dominées par des géniteurs d'origine naturelle.

Tableau 4.5. Cibles de survie et de rétablissement potentielles pour l'UD 24, ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud) et l'UD 25, ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot), y compris les populations qui sont considérées comme « intégrées-écloserie » et « intégrées-sauvages » (Bedwell, Megin, Moyeha pour l'UD 24 et Artlish, Kaouk et Tahsish pour l'UD 25). Les seuils d'abondance et de tendance doivent être atteints pour que les cibles soient atteintes.

UD	Objectifs de survie		Objectifs de rétablissement	
	Abondance (maximum de $G_{\text{gén}}$ et 1 000 reproducteurs)	Tendance	Abondance (maximum de 85 % de G_{RMD} et 1 000 reproducteurs)	Tendance
UD 24	1 390 (dérivé de la somme des valeurs propres à la population dans le Tableau C-3)	Tendance positive sur 3 générations si l'abondance diminue de 10 000 ou < 30 % au cours de la génération la plus récente lorsque l'abondance est > 10 000.	2 669 (dérivé de la somme des valeurs propres à la population dans le Tableau C-3)	Exige que la composante de tendance de l'objectif de survie soit atteinte.
DU-25	1 010 (dérivé de la somme des valeurs propres à la population dans le Tableau C-3)	Tendance positive sur 3 générations si l'abondance diminue de 10 000 ou < 30 % au cours de la génération la	1 955 (dérivé de la somme des valeurs propres à la population dans le Tableau C-3)	Exige que la composante de tendance de l'objectif de

UD	Objectifs de survie		Objectifs de rétablissement	
	Abondance (maximum de $G_{\text{gén}}$ et 1 000 reproducteurs)	Tendance	Abondance (maximum de 85 % de G_{RMD} et 1 000 reproducteurs)	Tendance
		plus récente lorsque l'abondance est > 10 000.		survie soit atteinte.

4.6. RÉSUMÉ DES POINTS DE RÉFÉRENCE

- Ni l'un ni l'autre des PRL potentiels (somme des valeurs de $G_{\text{gén}}$ entre les populations ou calcul fondé sur l'état des UC à partir de l'algorithme d'état rapide) ne reflète adéquatement la variabilité de l'état ou de la productivité des populations de saumon chinook de la COIV. Toutefois, on pourrait adapter le PRL fondé sur l'état des UC selon l'état découlant de l'algorithme d'état rapide pour tenir compte de la répartition entre les populations et les bras de mer, de l'INP, des changements démographiques et de la variabilité de la productivité, autant de mises en garde qui sont actuellement comprises dans le texte de l'évaluation rapide de l'état (annexe D).
- Dans une UGS comme celle de la COIV, qui est composée d'un grand nombre de populations différentes ayant une gamme de productivités, les points de référence fondés sur l'abondance estimés à l'échelle agrégée devraient être accompagnés de points de référence secondaires comme la distribution de l'abondance entre les populations, l'influence génétique des écloses et les caractéristiques démographiques, qui tiennent compte d'autres caractéristiques de dommages graves. Des points de référence supplémentaires propres aux principales sources de mortalité aux stades biologiques pourraient également être pris en compte (p. ex. les indicateurs du processus lié au bassin versant, le nombre et la taille des smolts produits, les facteurs de condition pour les saumons chinooks juvéniles pendant leur phase marine précoce, etc.).
- De grandes incertitudes dans les points de référence fondés sur les superficies des bassins versants et les estimations de la productivité propres aux UC entraînent de grandes incertitudes dans les points de référence fondés sur l'abondance et les RR.
- Le taux d'exploitation de référence agrégé, U_{RMD} , a été estimé à 43 % selon les modèles du cycle biologique et à 57 % selon les données de reconstitution des remontes, chacune avec une grande incertitude. Cependant, ces estimations des taux d'exploitation de référence sont fondées sur une moyenne des âges au sein d'une cohorte. Les données présentées dans la section 6.2 indiquent des taux d'exploitation plus élevés chez les saumons chinooks plus âgés, principalement des femelles. Le résultat indique que le taux d'exploitation de référence devrait également comporter certaines composantes secondaires, comme des limites d'âge ou de taille, afin que les taux d'exploitation par âge soient durables. Nous notons également que le régime actuel de gestion des pêches dans la zone terminale a la priorité, avec des mesures de gestion locales visant à protéger davantage les populations les moins productives, en particulier dans la baie Clayoquot.
- Un point de référence fondé sur les projections est fourni en tant que PRC potentiel ou objectif de rétablissement à long terme, qui tient explicitement compte des incertitudes

relatives à la productivité entre les bras de mer et des incertitudes relatives à la dynamique sous-jacente des populations et aux points de référence fondés sur l'habitat.

Tableau 4.6. Résumé des points de référence potentiels présentés aux fins de l'établissement de points de référence finaux

Point de référence final	Points de référence potentiels	Commentaires
Point de référence limite (PRL) :	État de l'UC : toutes les UC doivent être au-dessus <i>de la zone rouge</i>. UC COIV-Sud $G_{\text{gén}}$: 2 803 (faible productivité) $G_{\text{gén}}$: 2 368 (productivité modérée) $G_{\text{gén}}$: 556 (productivité élevée) UC COIV-Nootka-Kyuquot $G_{\text{gén}}$: 5 060 (faible productivité) $G_{\text{gén}}$: 2 451 (productivité modérée) $G_{\text{gén}}$: 996 (productivité élevée) UC COIV-Nord $G_{\text{gén}}$: 640 (faible productivité) $G_{\text{gén}}$: 334 (productivité modérée) $G_{\text{gén}}$: 127 (productivité élevée) Somme des valeurs de $G_{\text{gén}}$ des populations : 8 503 (productivité faible), 5 153 (productivité modérée), 1 679 (productivité élevée)	Nous recommandons la méthode de l'état des UC comme PRL pour l'UGS du saumon chinook de la COIV. L'hypothèse d'une faible productivité est la plus réaliste pour les populations de l'UGS. Tous les indicateurs d'échappée, sauf ceux associés aux principales écloséries, sont compris dans les résumés (Tableau 4.1). Cette somme ne tient pas compte de la productivité variable entre les UC. Pourrait être considéré comme un « point de référence de la pêche – inférieur », mais n'est pas recommandé comme PRL.
Point de référence supérieur (PRS) :	85 % de la somme des valeurs de G_{RMD} des populations : 16 204 (productivité faible), 14 979 (productivité modérée), 12 809 (productivité élevée) 85 % de G_{RMD} d'après l'analyse du compromis à l'équilibre (hypothèse de productivité modérée) : 15 899 (EI : 8 518–22 288)	La somme des valeurs de G_{RMD} dans l'ensemble de l'UGS est soumise aux mêmes limites que la somme des valeurs de $G_{\text{gén}}$, comme indiqué ci-dessus pour le PRL. Cette analyse a été dérivée de séries chronologiques reconstituées sur les géniteurs-recrues avec des incertitudes et des hypothèses élevées qui sont peu susceptibles d'être respectées.

Point de référence final	Points de référence potentiels	Commentaires
Taux d'exploitation de référence (TER)	U_{RMD} d'après l'estimation d'une faible productivité uniforme dans l'ensemble de l'UGS : 43 % (30-54 %) U_{RMD} d'après l'analyse du compromis à l'équilibre (hypothèse de productivité modérée) : 56 % (EI : 45-66 %)	Ces estimations du taux d'exploitation de référence supposent que l'exploitation est égale selon l'âge au sein d'une cohorte. Les données présentées à la section 6.2 (Figure 6.3) indiquent des taux d'exploitation plus élevés pour les saumons chinooks plus âgés, principalement des femelles.
Point de référence cible (PRC) – exemple d'atteinte d'un objectif biologique pour la répartition de la fraie entre les bras de mer	Probabilité de 50 % que tous les bras de mer soient au-dessus de leurs valeurs individuelles de S_{gen} : 43 900	De grandes incertitudes dans la dynamique propre aux bras de mer et une faible covariance par paires pour les populations ont entraîné des abondances agrégées où les bras de mer se situaient rarement au-dessus de leurs points de référence inférieurs. Par conséquent, les points de référence potentiels à des probabilités plus élevées n'ont pas pu être déterminés.
Point de référence pour l'influence des écloséries	Aucun	Une collaboration plus poussée avec le PMVS est recommandée afin que l'on détermine les objectifs de l'INP qui sont pertinents au niveau des UC ou des UGS.
Point de référence démographique	Aucun	Il faudra recueillir d'autres données démographiques historiques pour établir des points de référence démographiques. Nous recommandons d'abord de sonder les détenteurs de connaissances locales.

5. ÉTAT DU STOCK

5.1. CONTEXTE

Les évaluations passées de l'état comprennent : Riddell *et al.* (2002), qui ont fait état de préoccupations concernant les populations de saumon chinook d'origine naturelle le long de la COIV; MPO (2016), qui a déterminé que deux des trois UC de cette UGS (SWVI et NoKy) se trouvaient dans la zone d'état rouge dans le cadre d'une évaluation intégrée de la Politique concernant le saumon sauvage; COSEPAC (2020), qui a évalué les UC du SOIV et de NoKy comme étant *menacées*, et le NOIV comme *disposant de données insuffisantes*. Ces statuts d'espèce menacée reposaient principalement sur les risques génétiques associés à la mise en valeur au moyen d'écloséries et les menaces pour l'habitat découlant de la foresterie. L'UD du NOIV a été désignée comme ayant des données insuffisantes parce qu'elle ne contient qu'une

seule population indicatrice des échappées, qui est périodiquement mise en valeur au moyen de poissons d'écloseries.

D'après la superficie totale de l'habitat accessible dans les bassins versants de la COIV et la méthode de Parken *et al.* (2006), nous avons estimé une capacité de 80 000 saumons chinooks pour 49 bassins versants sur la COIV (Tableau C-3). La capacité a probablement diminué en raison de la dégradation de l'habitat (Sainsbury *et al.* 2024), sauf à quelques endroits. Par exemple, une échelle à poissons construite à la passe migratoire de Stamp Falls en 1927 et reconstruite en 1955 a ouvert d'importantes zones de nouveaux habitats de fraie pour le saumon chinook de la rivière Stamp.

L'abondance totale des géniteurs chez le saumon chinook de la COIV a été de l'ordre de 60 000 ces dernières années (figure 2.1). Cependant, la majorité de ces géniteurs sont dénombrés dans trois des plus grandes rivières où les principales écloseries du MPO fonctionnent depuis le début des années 1980. Peu après, des écloseries plus petites ont été construites ou des écloseries satellites ont été mises en place à partir des écloseries principales du Programme de mise en valeur des salmonidés. Bon nombre de ces rivières sont également utilisées comme indicateurs clés des échappées. Par conséquent, une part importante des géniteurs sont des poissons d'écloserie de première génération ou de génération ultérieure.

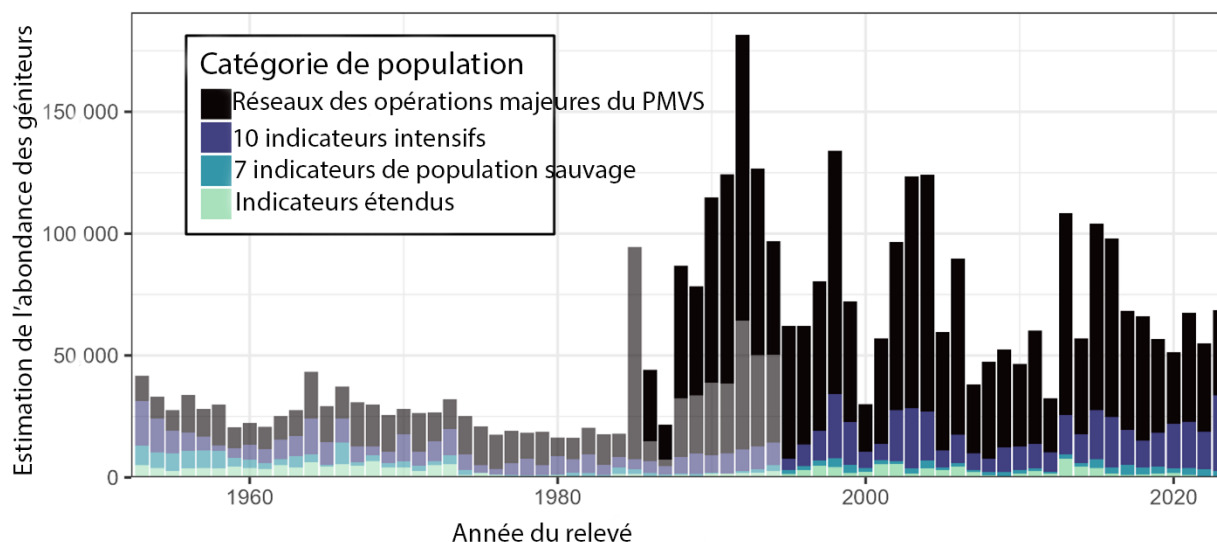
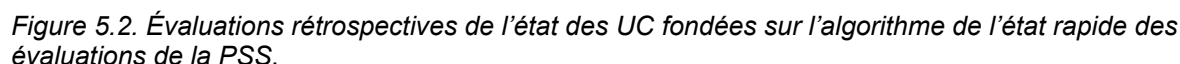


Figure 5.1. Abondance des géniteurs par année de montaison chez le saumon chinook de la COIV, de 1953 à 2023. Les barres sont colorées pour distinguer les populations en fonction du niveau d'influence des poissons d'écloserie et de la rigueur des relevés. Les barres qui sont partiellement transparentes au début de la série chronologique indiquent les années et les populations où l'abondance a été estimée qualitativement par les agents des pêches. Dès 1995, toutes les populations de la série chronologique ont fait l'objet d'une surveillance plus rigoureuse au moyen de relevés au tuba et de méthodes quantitatives. La rivière Stamp (incluse dans les barres noires) est surveillée à l'aide de dénombrements quotidiens à une passe migratoire depuis 1986.

L'incapacité de suivre les géniteurs d'origine naturelle et d'écloserie dans la série chronologique complète et dans l'ensemble des populations a créé une incertitude dans les évaluations de l'état fournies dans le présent document. Par conséquent, nous utilisons diverses méthodes pour évaluer la situation du saumon chinook d'origine naturelle sur la COIV.

L'application la plus récente des méthodes de la Politique concernant le saumon sauvage pour les évaluations des UC, mise en œuvre avec l'algorithme d'état rapide (MPO 2024), a permis de déterminer un état rouge pour le SOIV, un état ambre pour les baies Nootka et Kyuquot et l'état vert pour le NOIV (annexe D). Comme dans le document du MPO (2016), on a intégré des paramètres sur l'abondance et les tendances à court et à long terme pour déterminer l'état général de chaque UC. Cependant, contrairement au document du MPO (2016), les populations dont la valeur de l'INP est supérieure à 0,5 ont été incluses, même celles qui font l'objet d'une amélioration continue en éclosion, conformément aux recommandations de Withler *et al.* (2018). Cela signifie que l'UC du NOIV n'a pas été considérée comme disposant de données insuffisantes. En utilisant le PRL de l'état des UC, cette UGS tombe en dessous de 100 % des UC se situant au-dessus de la zone rouge. Cette cote rouge est attribuable au mauvais état persistant de deux indicateurs naturels : la Meguin et la Moyeha.



Les évaluations de l'état se concentrent souvent sur des échelles spatiales agrégées, ce qui peut s'avérer incongru avec les points de vue des détenteurs de connaissances des Premières Nations, des techniciens et biologistes sur le terrain et d'autres détenteurs de connaissances locales. Ces experts locaux ont souvent la meilleure compréhension de la taille et de la nature de la population locale par rapport aux points de vue historiques ou autres sur ce qui était ou pourrait être une population en santé. Mais de ce point de vue d'une population précise, il n'est pas facile de comprendre comment elle contribue à la diversité génétique locale ou comment elle s'intègre dans la gamme des abondances dans toute l'UGS. De plus, en tant qu'analystes, nous formulons des hypothèses sur la moyenne et les écarts de ces attributs pour décrire et modéliser un avenir potentiel. Ce manque de lien entre l'ancien point de vue local et la vision plus globale des analystes crée souvent de la confusion.

90

Pour ces raisons, nous adoptons une approche progressive de l'inclusion des données et des populations dans l'évaluation de la situation afin d'illustrer la sensibilité de l'état aux choix parmi les populations indicatrices et la distribution des états entre ces indicateurs. Aux fins de cet exercice, nous avons regroupé les populations de saumons chinooks de la COIV en quatre ensembles, dont chacun se veut un indice de l'abondance dans l'UGS :

Ensemble 1. Comprend toute l'information disponible sur l'abondance totale des géniteurs de l'UGS, qui représente 100 % de l'abondance totale estimée des géniteurs de l'UGS.

Ensemble 2. Exclut les principaux systèmes d'écloserie du PMVS et représente environ 33 % de l'abondance totale estimée des géniteurs de l'UGS.

Ensemble 3. Exclut également toutes les populations ayant fait l'objet d'un relevé et toutes les populations n'ayant pas fait l'objet d'estimations de pGIE pour les dernières années (voir le Tableau 4.3 et le Tableau C-2), ce qui donne 19 populations représentant environ 26 % de l'abondance totale estimée des géniteurs de l'UGS.

Ensemble 4. Exclut toutes les populations, à l'exception de sept principales populations indicatrices « sauvages » : les populations de la Bedwell, la Megin et la Moyeha dans la baie Clayoquot; les populations de l'Artlish, de la Kaouk et de la Tashish dans la baie Kyuquot; et la population de la Marble dans la baie Quatsino. Ensemble, ces populations ne représentent que 7 % de l'abondance totale estimée des géniteurs de l'UGS, mais elles sont considérées comme les meilleurs indicateurs du saumon chinook sauvage dans l'UGS en raison de la faible présence présumée de saumons chinooks d'écloserie.

L'abondance agrégée des géniteurs (ou les échappées) fondée sur la moyenne sur 12 ans la plus récente (2012-2023) dans chaque ensemble est évaluée par rapport aux valeurs de $G_{\text{gén}}$ comme un point de référence inférieur et le PRS potentiel = 85 % de G_{RMD} pour cet ensemble de populations de saumons chinooks. où les deux points de référence ont été estimés sur la base de l'hypothèse du modèle de cycle biologique d'une faible productivité, $\ln(\alpha) = 1$ (section 4.1) et additionnés pour toutes les populations composantes. Les résultats sont fournis dans le Tableau 5.1, qui résume les données du Tableau C-3.

Tableau 5.1. Résultats de l'évaluation d'état pour quatre regroupements différents des populations de la COIV, tous destinés à représenter l'UGS. Les regroupements varient de 100 % à 7 % de l'abondance moyenne des reproducteurs sur 12 ans (2012-2023). Il convient de noter que les géniteurs d'écloserie et d'origine naturelle sont confondus dans l'abondance estimée des géniteurs et que ces attributions d'état sont donc inappropriées pour le saumon chinook d'origine naturelle.

Paramètre	Ensemble 1	Ensemble 2	Ensemble 3	Ensemble 4
Nombre de populations incluses (% du maximum)	46 (100 %)	43 (93 %)	19 (41 %)	7 (15 %)
Somme des superficies accessibles des bassins versants (% du maximum) en km ²	4 545 (100 %)	3 357 (74 %)	2 684 (59 %)	964 (21 %)
Nombre moyen de géniteurs sur 12 ans	68 724	22 634	17 810	4 865
Valeurs de $G_{\text{gén}}$ additionnées	13 635	9 950	8 000	2 900
85 % des valeurs de G_{RMD} additionnées	26 129	19 015	15 286	5 559
État des UGS agrégées	85 % de G_{RMD}	85 % de G_{RMD}	85 % de G_{RMD}	> $G_{\text{gén}}$

Paramètre	Ensemble 1	Ensemble 2	Ensemble 3	Ensemble 4
Nombre de populations <G _{gén}	19	19	3	2
Nombre de populations >G _{gén}	7	7	6	4
Nombre de populations > 85 % de G _{RMD}	20	17	10	1

Il en résulte que tous les ensembles, à l'exception de l'ensemble 4, dépassent le PRS, bien que la moitié ou plus des populations composantes aient chuté sous le PRS ou même G_{gén}. Dans les ensembles 1 et 2, les estimations des échappées « moins fiables » provenant de rivières généralement plus petites avec de petites populations sont incluses, 19 (41 %) étant évaluées comme tombant en dessous de G_{gén}. Dans les ensembles 3 et 4, trois et deux populations, respectivement (16 % et 27 % de toutes les populations dans chaque ensemble), étaient inférieures à G_{gén}; il s'agit de la Megin et la Moyeha dans les ensembles 3 et 4, et de la Sucwoa dans l'ensemble 3. Les abondances des géniteurs dans le Tableau 5.1 sont faussées par les poissons d'écloserie, ce qui donne un très faible degré de confiance aux attributions de l'état des populations individuelles et des UGS agrégées.

Pour illustrer les répercussions potentielles de l'inclusion des géniteurs d'écloserie dans notre évaluation de l'état, nous avons répété les évaluations de la situation pour les ensembles 3 et 4 en utilisant les rares données de pGIE disponibles pour ces systèmes (Tableau C-2). Nous avons appliqué la valeur de pGIE moyenne (pour toutes les années de données disponibles depuis 2010; Maximum = 12 ans, minimum = 2 ans; Tableau 4.3) à l'abondance moyenne des géniteurs sur 12 ans pour calculer une estimation brute des géniteurs d'origine naturelle dans chaque population (Tableau 5.2).

Tableau 5.2. Résultats de l'évaluation d'état pour deux regroupements de populations de la COIV qui ont des séries chronologiques fiables d'estimations des géniteurs et certaines données disponibles pour estimer les captures aléatoires. Il convient de noter que les estimations des géniteurs naturels sont ici conjecturales et ne sont fournies que pour démontrer l'incidence potentielle de l'inclusion des géniteurs d'écloserie dans l'évaluation de l'état des regroupements par rapport aux points de référence fondés sur l'abondance.

Paramètre	Ensemble 3	Ensemble 4
Nombre de populations incluses (% du maximum)	19 (41 %)	7 (15 %)
Somme de la superficie du bassin hydrographique accessible (% du maximum) en km ²	2 684 (59 %)	964 (21 %)
Estimation de la moyenne annuelle des géniteurs d'origine naturelle	7 848	4 098
Valeurs de G _{gén} additionnées	8 000	2 900
85 % des valeurs de G _{RMD} additionnées	15 286	5 559
État des UGS agrégées	< G _{gén}	> G _{gén}
Nombre de populations <G _{gén}	11	4
Nombre de populations >G _{gén}	3	2
Nombre de populations > 85 % de G _{RMD}	5	1

L'application de ces valeurs de pGIE n'augmente pas notre confiance dans les attributions de l'état, mais elle met en évidence la possibilité que les poissons d'écloserie gonflent

artificiellement le statut des UGS. La comparaison entre le Tableau 5.1 et le Tableau 5.2 montre que plusieurs des populations indicatrices sont soutenues par la mise en valeur des poissons d'écloserie – 9 populations qui avaient auparavant été évaluées comme dépassant le seuil de 85 % de G_{RMD} ou de $G_{gén}$ sont maintenant sous $G_{gén}$.

Ensuite, nous avons effectué la même évaluation par UC (Tableau 5.3). Nous avons appliqué les statuts de la PSS, soit « rouge », « ambre » ou « vert », selon les mêmes seuils utilisés ci-dessus : $G_{gén}$ comme point de référence inférieur et 85 % de G_{RMD} comme point de référence supérieur. Les résultats sont semblables à ceux de l'évaluation globale des UGS; le nombre de populations en rouge dans chaque ensemble agrégé est souvent plus élevé que celui des populations avec l'état ambre ou vert. Dans l'ensemble 3, la rivière Zeballos dans l'UC NoKy et les rivières Megin et Moyeha dans l'UC du SOIV sont toutes inférieures à $G_{gén}$. Encore une fois, la confusion entre les poissons d'écloserie et les poissons d'origine naturelle dans ces estimations de l'abondance entraîne un faible degré de confiance à l'attribution des statuts.

Tableau 5.3. Résultats de l'évaluation de l'état de quatre regroupements de populations par unité de conservation (UC). L'évaluation portait sur l'abondance moyenne des géniteurs sur 12 ans (2012 à 2023) par rapport au modèle du cycle biologique et ses valeurs de $G_{\text{gén}}$ et de 85 % de G_{RMD} . Il convient de noter que les géniteurs d'écloserie et d'origine naturelle sont confondus dans l'abondance estimée des géniteurs et que ces attributions d'état sont donc inappropriées pour le saumon chinook d'origine naturelle.

Paramètre	SOIV				NoKy				NOIV			
	Ensemble 1	Ensemble 2	Ensemble 3	Ensemble 4	Ensemble 1	Ensemble 2	Ensemble 3	Ensemble 4	Ensemble 1	Ensemble 2	Ensemble 3	Ensemble 4
Nombre de populations (% du total)	21 (100 %)	19 (90 %)	9 (43 %)	3 (14 %)	23 (100 %)	22 (96 %)	9 (39 %)	3 (13 %)	2 (100 %)	2 (100 %)	1 (50 %)	1 (50 %)
Somme des superficies accessibles des bassins versants (% du total) en km ²	2 406 (100 %)	1 237 (51 %)	1 023 (43 %)	460 (19 %)	1 923 (100 %)	1 904 (99 %)	1 494 (78 %)	336 (17 %)	216 (100 %)	216 (100 %)	167 (77 %)	167 (77 %)
Nombre moyen de géniteurs sur 12 ans	34 713	6 883	5 198	532	30 738	12 479	9 713	1 433	3 273	3 273	2 900	2 900
Valeurs de $G_{\text{gén}}$ additionnées	7 146	3 516	2 903	1 390	5 849	5 794	4 597	1 010	640	640	500	500
85 % des valeurs de G_{RMD} additionnées	13 791	6 779	5 605	2 669	11 131	11 029	8 747	1 955	1 207	1 207	935	935
État des UC agrégées	Vert	Vert	Ambre	Rouge	Vert	Vert	Vert	Ambre	Vert	Vert	Vert	Vert
Nombre de populations < $G_{\text{gén}}$	9	9	2	2	10	10	1	0	0	0	0	0
Nombre de populations > $G_{\text{gén}}$	3	3	2	1	4	4	4	3	0	0	0	0
Nombre de populations > 85 % de G_{RMD}	9	7	5	0	9	8	4	0	2	2	1	1

La conclusion de cette évaluation simple est que les populations de saumons chinooks d'origine naturelle continuent d'influencer l'attribution du statut « rouge » aux UC dans les évaluations de la PSS (voir la section 4 et l'annexe D). Cependant, les évaluations de la PSS se concentrent uniquement sur les systèmes naturels qui produisent principalement des poissons d'origine naturelle ou sauvages. Il n'y a pas suffisamment de données sur l'origine (naturelle ou d'écloserie) des saumons chinooks géniteurs dans la plupart des systèmes de la COIV pour évaluer l'état par rapport à un ensemble plus large de géniteurs naturels.

De plus, cette méthode d'évaluation montre que la simple somme des points de références propres à chaque rivière à différentes échelles spatiales peut être informative si elle est combinée à des niveaux de référence supplémentaires ou secondaires, comme : la répartition de l'abondance (p. ex. le nombre de populations à chaque niveau de statut de la PSS), les tendances en matière d'abondance (comme elles sont prises en compte dans les évaluations de l'état des UC dans le cadre de la PSS; annexe D), les niveaux d'influence des poissons d'écloserie et des géniteurs provenant d'écloseries, et les considérations démographiques (p. ex. le nombre d'œufs, le nombre de géniteurs femelles et l'abondance de géniteurs efficaces).

Bien sûr, le choix d'une échelle spatiale pour un PRL ou un PRS de l'abondance agrégée pour le saumon chinook de la COIV nécessite certains compromis sur les coûts de surveillance, l'inclusion des connaissances des Premières Nations et d'autres communautés, etc. L'approche consistant à utiliser des niveaux de référence secondaires a été appliquée par l'équipe chargée du rétablissement du saumon coho du Fraser intérieur (2006), où le PRL proposé pour l'UGS comportait des niveaux de référence précis pour la répartition de l'abondance.

Idéalement, ces travaux ne regrouperaient que les géniteurs de saumons chinooks d'origine naturelle, mais notre capacité actuelle à déterminer la proportion de géniteurs d'origine naturelle est incomplète, variable et potentiellement biaisée dans les systèmes d'indicateurs utilisés dans le présent rapport. Comme le recommandent Withler et ses collaborateurs (2018), le marquage visuel de masse de la production des écloseries, ainsi que l'identification au moyen du marquage fondé sur la filiation appuieront les évaluations futures fondées sur la production naturelle.

5.4. ÉTAT DE L'INFLUENCE GÉNÉTIQUE ET DE LA DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE EN ÉCLOSERIE

L'introgression génétique du saumon chinook d'écloserie frayant avec le saumon chinook d'origine naturelle se produit depuis les années 1980, ce que Withler et ses collaborateurs (2017) ont décrit comme une homogénéisation de la génétique vers les trois principales populations d'écloserie de la COIV (Figure 5.3). Withler et ses collaborateurs (2018) et Anderson et ses collaborateurs (2020) décrivent également une perte potentielle de valeur adaptative en raison d'une forte influence des poissons d'écloserie (p. ex. consanguinité et sélection de domestication) et de l'errance (p. ex. dépression par croisement éloigné). Cependant, R. Withler (Pêches et Océans Canada, Nanaimo, Colombie-Britannique, comm. pers.) a également indiqué que la diversité génétique au sein des trois principaux systèmes d'écloserie a été maintenue grâce au programme intégré d'écloserie et aux pratiques d'accouplement aléatoire.

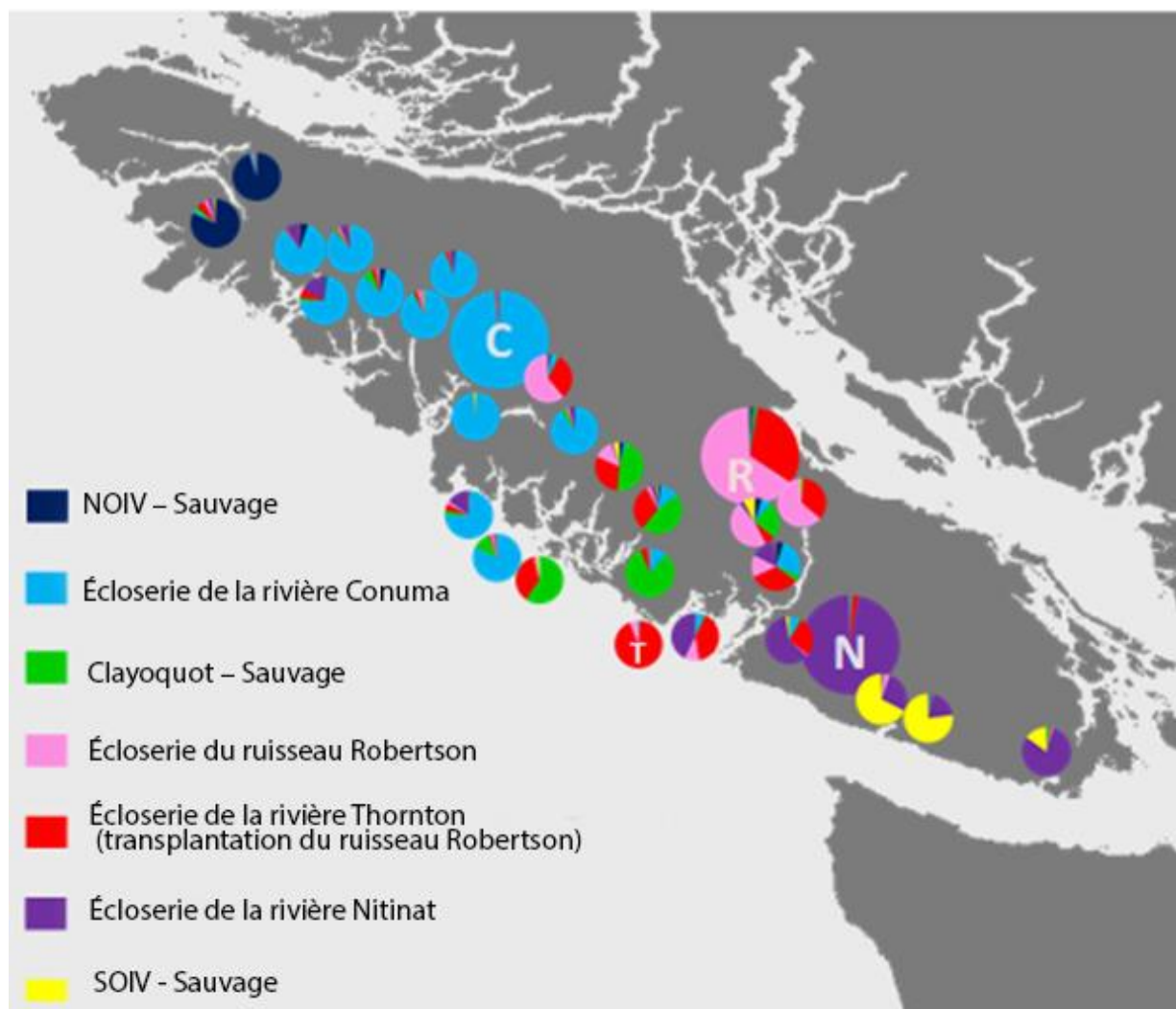


Figure 5.3 (tirée de Withler et al. 2017). Ascendances génétiques des populations de saumons chinooks échantillonnées entre 2013 et 2015 sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La taille du secteur du graphique indique la proportion moyenne de l'échantillon déterminée par l'analyse dans STRUCTURE comme provenant d'une ascendance génétique donnée correspondant à la couleur dans la légende.

Le degré d'influence génétique des écloseries au sein des populations naturelles peut être mesuré à l'aide du paramètre de l'INP et de ses composantes, soit la proportion de géniteurs d'écloserie (pGIE) et la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pBON; HSRG 2014; Withler et al. 2018). Weil et ses collaborateurs (2024) ont indiqué que 60 % des populations reproductrices de la COIV échantillonnées, y compris celles avec ou sans mise en valeur des poissons d'écloserie, présentaient une valeur de pGIE moyenne supérieure à 0,5, ce qui indique que l'influence des poissons d'écloserie était dominante. Nous avons intégré toutes les données et connaissances disponibles à partir de 2010 (Tableau C-2) pertinentes pour les proportions de poissons d'écloserie sur le saumon chinook de la COIV afin de classer les populations selon les désignations de Withler et al. (2018; tableau 4.4) :

- **Intégrées-écloserie** – Douze populations se trouvent dans cette catégorie. Celles-ci comprennent :
 - Les trois principaux systèmes d'exploitation du PMVS, sur les rivières Conuma, Stamp et Nitinat, qui ont chacun une installation de production dont les objectifs annuels de lâchers

-
- dépassent un million de saumons chinooks, entraînent des remontes élevées de plus de 10 000 adultes par année, en moyenne. L'influence naturelle proportionnelle (INP) dans ces rivières est généralement inférieure à 0,1. Ces lignes de production sont destinées à la récolte et soutiennent les principales pêches commerciales, récréatives et des Premières Nations, qui sont gérées activement pendant la saison de pêche.
- Neuf autres rivières sont régulièrement mises en valeur et soutenues par une combinaison d'écloseries communautaires et fédérales, notamment les systèmes des rivières Burman, Gold, Hucuktlis, Leiner, Tahsis, San Juan, Sarita, Sooke et Thornton. La plupart de ces populations sont mises en valeur principalement à des fins de récolte, tandis que d'autres se concentrent sur les efforts de rétablissement. Lorsque l'objectif principal est la récolte, ces programmes ont tendance à mettre davantage l'accent sur les valeurs du saumon sauvage par rapport aux principaux programmes d'écloserie mentionnés ci-dessus. Par conséquent, des lignes directrices sur l'INP peuvent être mises en œuvre pour limiter les niveaux de production, comme on le voit dans la rivière Sarita, afin que l'influence naturelle soit maintenue à un degré plus élevé. Des travaux sont nécessaires pour établir des points de repère de l'INP pour un plus grand nombre de ces populations, ainsi que l'élaboration de plans de mise en valeur qui établissent des objectifs clairs en matière de récolte et de saumon sauvage, pour exploiter les programmes d'écloserie à l'aide de méthodes scientifiquement solides et pour assurer une surveillance continue et une gestion adaptative. Ces neuf populations connaissent un important taux d'errance des poissons d'écloserie, avec un $pGIE_{errants}$ moyen de 0,22 (fourchette : 0,03 à 0,56, lorsque les données sont disponibles).
 - **Intégrée-Transition** – Une population est visée par cette désignation : Nahmint (INP moyenne = 0,59). La Nahmint a également été associée à un taux d'errance élevé ($pGIE_{errants}$ moyen > 10 %), ce qui a mené au lancement d'un programme de dépistage génétique sur le stock de géniteurs. Ce programme de dépistage est en place depuis 2015 et se poursuit encore aujourd'hui. On a également réduit les objectifs de production en 2022 pour aider à atteindre le statut « intégrée-sauvage ».
 - **Intégrée-sauvage** – Il y a cinq populations dans cette catégorie :
 - Bedwell, Cypre, Tranquil : ces populations sont périodiquement mises en valeur et continuent de connaître des problèmes d'errance. On pense que les contributions antérieures des individus errants dans ces systèmes sont sous-estimées en raison de l'échantillonnage limité par marquage thermique. Depuis la mise en œuvre du marquage de masse des saumons chinooks de la rivière Conuma, les dénombrements par plongée ont permis de détecter un nombre important de poissons marqués (nageoire adipeuse retirée), malgré le nombre limité de poissons marqués relâchés dans leurs eaux natales dans ces systèmes.
 - Marble : Malgré un objectif de production de 1 million de smolts, les lâchers réels n'atteignent en moyenne que 184 000 smolts par an. Ce nombre insuffisant, combiné à des remontes modérées d'origine naturelle, fait en sorte que la population est principalement sauvage.
 - Toquaht : Des données limitées sur l'INP sont disponibles pour le saumon chinook de la Toquaht, mais les données disponibles indiquent que la population est principalement sauvage. Le saumon chinook actuel de la Toquaht provient de transferts antérieurs, principalement de la rivière Nitinat.
 - **Sauvage-Influencée par les poissons égarés** – Il y a huit populations dans cette catégorie : Artlish, Kauok, Kauwinch, Megin, Moyeha, Sucwoa, Tlupana et Tashish. Bien que les données soient limitées, les taux de $pGIE_{errants}$ dans ces systèmes semblent être élevés (> 0,3), dépassant considérablement le seuil recommandé pour maintenir la valeur
-

adaptative de la population à long terme. D'après Withler *et al.* (2018), un taux de pGIE_{errants} inférieur à 3 % est conseillé pour prévenir la réduction de la valeur adaptative des populations sauvages au fil du temps. Le taux d'errance constamment élevé dans ces systèmes soulève des préoccupations importantes quant au maintien de l'intégrité génétique et à la garantie de la résilience des stocks sauvages, ce qui met en évidence le défi d'équilibrer les pratiques d'écloserie avec la conservation des populations de saumon sauvage. Il convient de noter que les rivières Sucwoa et Tlupana étaient autrefois des systèmes mis en valeur, avec des désignations « Intégrées-écloserie » à l'époque. Cependant, depuis l'arrêt de la mise en valeur après les années d'éclosion de 2012 et de 2014, ces populations ont été redésignées de façon appropriée.

- **Données insuffisantes** – La faible disponibilité des données nous empêche de désigner les 52 populations restantes de saumons chinooks. Bon nombre de ces populations se trouvent dans des régions éloignées comme le nord de la baie Clayoquot, le bras Esperanza, la baie Kyuquot et la baie Quatsino. Ces systèmes font l'objet de relevés de dénombrement périodiques effectués par les gardes-pêche locaux des Premières Nations, les groupes d'intendance locaux ou le personnel et les contractants du MPO, selon le financement disponible. D'après les extrapolations tirées de ces évaluations périodiques ainsi que des connaissances locales et sur la superficie des bassins versants, ces petits systèmes ont une faible abondance et représentent probablement moins de 5 à 10 % des remontes annuelles totales de saumon chinook de la COIV. On suppose que ces rivières ont la désignation « Sauvages-Influencées par les poissons égarés » (>3 %) ou « Sauvages » (<3 %), mais les influences des poissons errants d'écloserie sont probablement importantes dans bon nombre de ces systèmes. La stratégie complète se trouve au Tableau C-2.

En résumé, sur les 20 populations mises en valeur dans l'UGS pour lesquelles nous disposons de suffisamment de données (18), 12 (67 %) présentent une INP moyenne inférieure à 0,50. Un INP inférieur à 0,50 signifie que le flux génétique de la population d'écloserie est prédominant. Les valeurs détaillées de l'INP par année et par population le long de la COIV sont fournies par Weil *et al.* (2024; voir la Figure 5.4 et les données sommaires fournies dans le Tableau C-2 et le Tableau C-4).

Les valeurs annuelles de l'INP dans la COIV sont considérablement plus faibles que dans d'autres parties du sud de la Colombie-Britannique (Figure 5.4). Ce niveau d'influence génétique des écloseries et d'introggression dans les populations de géniteurs naturels est préoccupant pour certaines Premières Nations locales et d'autres détenteurs du savoir local (Sainsbury *et al.* 2024). À l'avenir, il faudra établir les seuils d'INP et de pGIE_{errants} rivière par rivière afin de préserver la diversité génétique et la valeur adaptative à long terme des populations dans les UC et les UGS.

Une fois ces seuils établis, divers outils de gestion des écloseries – comme le marquage de masse, les réductions de la taille des programmes, les pêches sélectives par marquage, les programmes de contrôle et d'élimination des poissons égarés, la collecte sélective des stocks de géniteurs, et le dépistage génétique — peuvent être utilisés en vue d'atteindre les résultats souhaités aux niveaux des populations, des UC et des UGS. Des plans de mise en valeur complets seront essentiels pour que l'on parvienne à documenter ces objectifs propres à la population et les outils nécessaires pour les atteindre. Des discussions plus détaillées sur ces questions et les recommandations connexes se trouvent à la section 9.2.

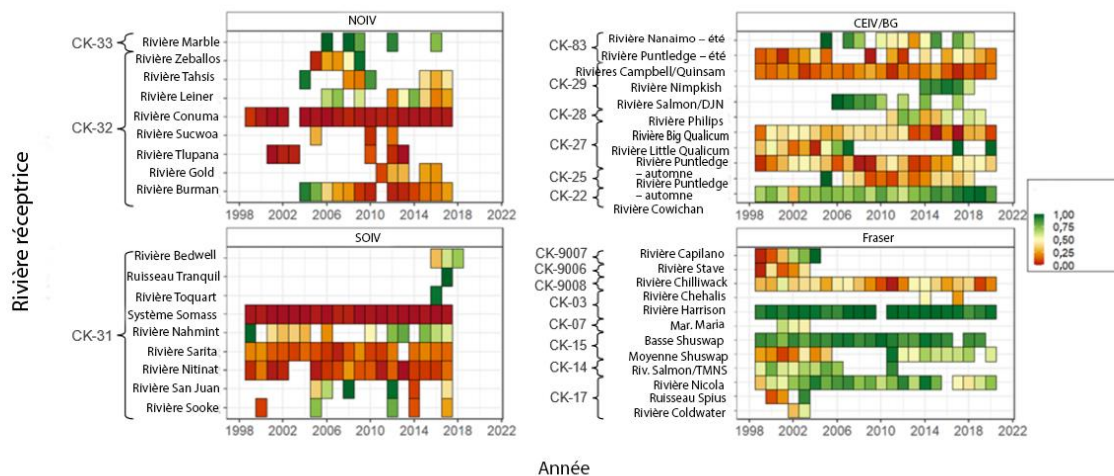


Figure 5.4 (tirée de Weil et al. 2024). Carte thermique des estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) calculées annuellement pour les rivières du sud de la Colombie-Britannique, par unité de conservation (UC) et région géographique pour 41 populations reproductrices. NOIV = Nord-ouest de l'île de Vancouver; SOIV = Sud-ouest de l'île de Vancouver; CEIV/BG = Côte est de l'île de Vancouver/bassin de Géorgie Fraser = Bassin versant du fleuve Fraser.

5.5. ÉTAT EN RAISON DU DÉCLIN DU NOMBRE D'ŒUFS DE SAUMONS EN MONTAISON

Au cours de la dernière décennie, il semble y avoir une divergence entre l'abondance des géniteurs et le nombre d'œufs déposés (Figure 5.5), résultant du nombre réduit et de la petite taille des femelles reproductrices, ce qui est considéré comme un changement important dans la démographie du saumon COIV.

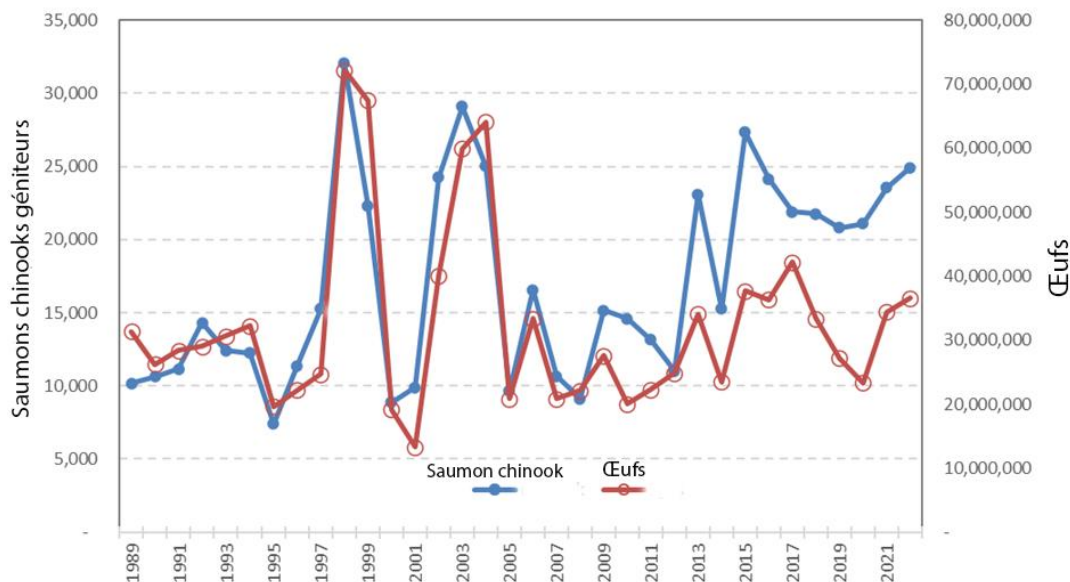


Figure 5.5. Géniteurs de saumon chinook et œufs estimés en fonction de la composition annuelle moyenne selon l'âge pour les 17 indicateurs des échappées (à l'exclusion des trois grands systèmes d'écloserie) et de la fécondité moyenne selon l'âge (3 000, 3 600 et 4 600 œufs pour les saumons chinooks d'âge 3, 4 et 5, respectivement).

Le changement démographique des populations de saumons chinooks de la COIV comprend des déclin de l'âge à maturité et de la taille selon l'âge au cours des dernières décennies (Figure 5.6., Figure 5.7. et Figure 5.8.), ce qui indique que même sous des tailles de population stables, les abondances de « géniteurs efficaces » sont en baisse (Ohlberger *et al.* 2020).

Pour évaluer si le saumon chinook de la COIV a diminué de taille, nous avons analysé 15 781 échantillons biologiques recueillis dans le cadre de la pêche sportive sur la COIV entre 1983 et 2023 et 71 947 échantillons recueillis dans le cadre des programmes relatifs aux échappées de la COIV entre 1998 et 2023. Ces données ont été ajustées à un modèle linéaire à effets mixtes, où l'année, la source de données (pêche sportive ou échappées), l'âge (3-5) et leurs interactions ont été intégrés en tant qu'effets fixes, et le stock d'origine a été inclus comme point d'intersection aléatoire avec une pente aléatoire de l'année afin de permettre des taux de changement propres au stock. Le modèle ajusté indique que les longueurs de saumon chinook diminuent d'environ 5 % (IC à 95 % : de 4 à 6 %) par décennie dans les échantillons de la pêche sportive et d'environ 4 % (IC à 95 % : de 3 à 5 %) par décennie dans les échantillons des échappées (modèle linéaire à effets mixtes; année x source de données : $X^2_1 = 32,6$, $p < 0,001$; Figure 5.6., Figure 5.7.).

En plus de diminuer, les taux de maturation augmentent chez le saumon chinook d'âge 3 et 4 du ruisseau Robertson (CSP 2016; Figure 5.8.). Bien que les taux de maturation soient considérablement plus élevés dans les stocks d'écloserie comparativement aux stocks naturels (CSP 2016), certains des facteurs à l'origine de la hausse des taux de maturation chez les saumons chinooks d'âge 3 et 4 du ruisseau Robertson pourraient avoir des effets semblables sur les taux de maturation d'autres populations de saumon chinook de la COIV. (voir la section 8.4.5). Le sex-ratio chez le saumon chinook de la COIV est de plus en plus asymétrique en faveur des femelles à mesure que l'âge à la maturité augmente, et les fécondités du saumon chinook femelle augmentent en fonction de la taille.

Les diminutions observées de la taille selon l'âge et de l'âge à la maturité se combinent donc pour réduire le nombre d'œufs de saumons en montaison chaque année dans les rivières de la COIV (Figure 5.5). Il ne s'agit pas de tendances isolées; il a été observé au cours des quatre dernières décennies que les saumons chinooks de nombreuses populations le long de la côte du Pacifique en Amérique du Nord étaient de plus en plus petits et jeunes (Ohlberger *et al.* 2018). Ohlberger et ses collaborateurs (2020) ont signalé une diminution de la taille des femelles selon l'âge et de la taille des œufs, ce qui a entraîné une baisse d'environ 30 % du potentiel reproductif du saumon chinook du fleuve Yukon. Ils recommandent que la qualité des géniteurs soit prise en compte dans l'élaboration des points de référence de gestion. Il convient de noter que la gestion des pêches terminales sur la COIV intègre la composition selon l'âge et la fécondité selon l'âge dans les points de référence du stock pour la gestion des pêches terminales.

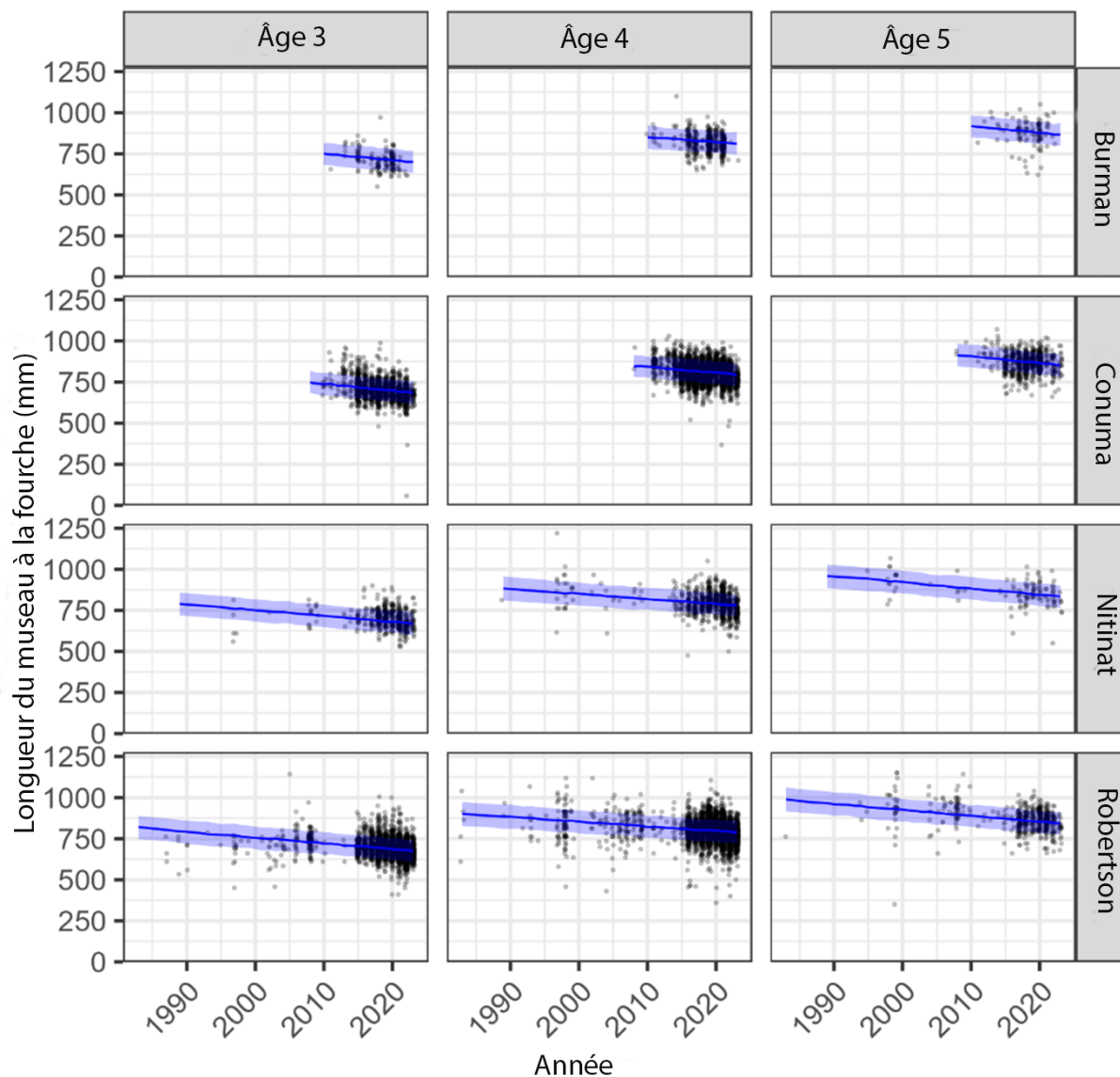


Figure 5.6. Série chronologique des longueurs du museau à la fourche des saumons chinooks originaires de la COIV échantillonnés dans le cadre des enquêtes par interrogation de pêcheurs du MPO depuis 1983. Les points noirs indiquent les mesures pour chaque poisson et sont bruités le long de l'axe des abscisses afin de réduire le chevauchement entre les points chaque année. Les lignes bleues et les zones ombrées montrent les prédictions du modèle linéaire à effets mixtes et les intervalles de confiance à 95 %, respectivement, pour chaque stock et chaque âge. Seuls les stocks pour lesquels on dispose de données sur 10 ans ont été pris en compte. La disponibilité des données est considérablement plus élevée au cours de la dernière décennie en raison de l'expansion de l'échantillonnage biologique dans les programmes d'enquêtes par interrogation des pêcheurs, qui a permis de déterminer l'âge de beaucoup plus de poissons et de les attribuer à un stock natal.

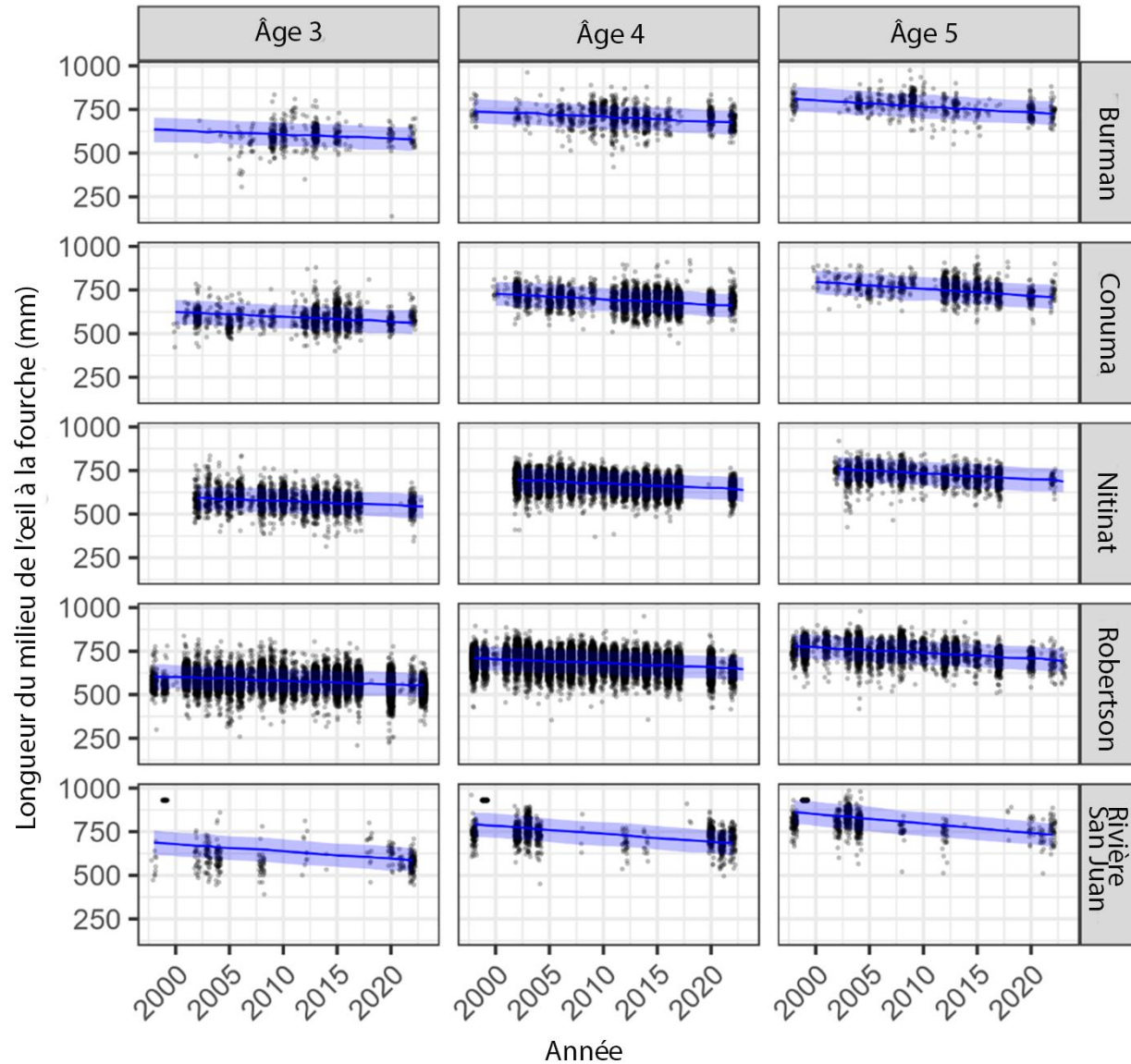


Figure 5.7. Série chronologique de la longueur de la marge postérieure de l'orbite à l'os hypural (POH) des saumons chinooks originaires de la COIV échantillonnés dans le cadre des programmes d'échappées depuis 1998. Les points noirs indiquent les mesures pour chaque poisson et sont bruités le long de l'axe des abscisses afin de réduire le chevauchement entre les points chaque année. Les lignes bleues et les zones ombrées montrent les prédictions du modèle linéaire à effets mixtes et les intervalles de confiance à 95 %, respectivement, pour chaque stock et chaque âge. Seuls les stocks pour lesquels on dispose de données sur 10 ans ont été pris en compte.

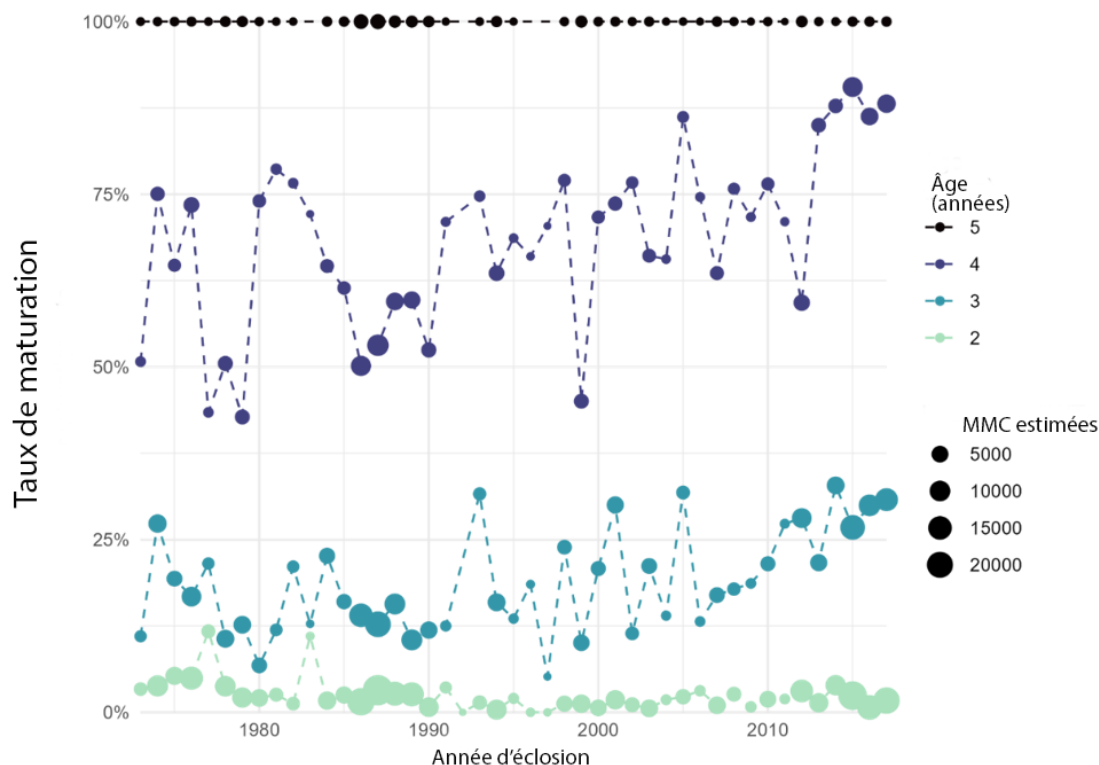


Figure 5.8. Taux de maturation estimés (proportion de saumons chinooks à chaque âge qui reviennent frayer) des saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les estimations sont fondées sur une analyse par cohorte des données des MMC qui est effectuée chaque année par le comité technique du saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique (CTSC 2023a).

5.6. RÉSUMÉ DE L'ÉTAT

- Le saumon chinook d'origine naturelle au sein de cette UGS devrait être considéré comme étant dans la zone pour des raisons de faibles remontes au sein de nombreuses populations clés, en particulier dans la baie Clayoquot, de perte de diversité génétique dans l'UGS, donc de perte probable de résilience et de potentiel de rétablissement rapide, et de changement démographique avec moins d'œufs en raison de la diminution du nombre et de la taille des femelles qui fraient. Cet état critique correspond au PRL de l'état des UC dérivé de l'algorithme d'état rapide qui est déterminé à partir des indicateurs de base des échappées de saumons d'origine naturelle, mais contrairement au PRL de l'état des UC, l'approche ici comprend la prise en compte de l'influence et de l'introgession génétique des écloseries et de la variabilité démographique, qui ne sont actuellement qu'indirectement prises en compte dans les évaluations de l'état des UC (annexe D).
- Les populations indicatrices considérées comme « sauvages » ou « sauvages et influencées par des poissons errants » (Withler *et al.* 2018) semblent se maintenir à de faibles niveaux depuis un déclin précipité au cours des années 1990. Les populations plus petites et moins productives de la baie Clayoquot continuent d'être au centre des préoccupations. D'autres populations faisant partie des catégories « intégrées et sauvages » et « intégrées et en transition » décrites dans Withler *et al.* (2018) sont soutenues par la production en écloserie. Les saumons chinooks d'écloserie ne peuvent pas être différenciés visuellement des saumons chinooks d'origine naturelle, ce qui entraîne une incertitude quant à l'état des saumons d'origine naturelle dans ces systèmes.

L'évaluation récente de l'influence et de l'introggression (INP et pGIE_{errants}) respectivement) attribuable aux poissons provenant d'écloseries locales et aux poissons errants provenant d'autres bassins dans Weil *et al.* (2024) indique que la majorité des populations étudiées doivent être classées dans la catégorie « intégrées – écloseries », ce qui indique que l'influence génétique des poissons d'écloserie est dominante.

- L'évaluation de l'état sur la base d'un PRL fondé sur l'abondance s'est avérée problématique pour la COIV en raison de la diversité de l'état parmi les populations composantes qui ont tendance à être écartées aux échelles agrégées. L'évaluation de l'état devrait tenir compte d'une vaste série de méthodes, y compris celles qui permettent de saisir la répartition parmi les populations d'origine naturelle, et d'une vaste compréhension de l'UGS et de l'écosystème dont dépend le poisson.
- Pour établir l'état au niveau de l'UGS, nous recommandons d'associer les états au niveau de l'UC à d'autres données de référence, telles que :
 - des évaluations à l'échelle de la population indiquant la persistance de mauvais indicateurs des échappées dans la baie de Clayoquot;
 - des niveaux élevés d'influence des écloseries dans de grandes parties de l'UGS;
 - des réductions de l'âge et de la taille à maturité contribuant probablement à réduire la productivité de la population;
 - un faible taux de survie du stade de smolt au stade d'adulte;
 - d'autres composantes précises du cycle biologique des poissons d'origine naturelle.

6. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTIVITÉ DES STOCKS

Nous abordons plus en détail les facteurs limitatifs établis dans les sections précédentes, en mettant l'accent sur les causes probables du déclin des populations de saumon chinook d'origine naturelle. Les principales sources d'information sont le COSEPAC (2020), Weil *et al.* (2024), Holt *et al.* (2023b), Irvine *et al.* (2024) et des données et rapports inédits sur l'évaluation des risques en eau douce (disponibles auprès de [West Coast Aquatic](#), Port Alberni [Colombie-Britannique]).

De récentes évaluations des risques ont porté sur les causes probables du déclin et de la faible abondance persistante du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV à l'aide de la méthodologie d'évaluation des risques pour le saumon (MERS; Irvine *et al.* 2024). La MERS a été appliquée au cours d'ateliers dans le cadre desquels des utilisateurs ont évalué la mesure dans laquelle les déclins de la capacité de production du saumon résultaient de facteurs biologiques ou d'états environnementaux particuliers. Les perspectives prévues ont également été évaluées dans le contexte des répercussions prévues (année 2050) des changements climatiques, que ce soit par des changements dans les processus biologiques ou écosystémiques ou dans l'état de l'environnement. La MERS est fondée sur les lignes directrices en matière d'évaluation des risques élaborées par l'USEPA (1998), la FAO et l'OMS (2008) et le MPO (2013), ainsi que sur une approche utilisée par Hobday *et al.* (2011) en vue d'orienter la gestion écosystémique des pêches en Australie. Il s'agit d'un processus itératif à plusieurs niveaux avec un examen et une réévaluation à mesure que de nouveaux renseignements améliorent la compréhension du lien entre la biologie et l'écosystème. Les détenteurs de connaissances techniques, autochtones et d'autres connaissances locales ont été des participants importants à tous les ateliers (Irvine *et al.* 2024).

Les ateliers sur la MERS en eau douce ont porté sur 20 rivières de la COIV et leurs estuaires; un résumé à l'échelle de la COIV est en cours d'examen. Sept ateliers sur la MERS pour les

écosystèmes marins se sont concentrés sur les principales causes probables de déclin suivantes :

1. processus océanographiques à l'échelle des bassins;
2. qualité de l'eau et contaminants;
3. agents pathogènes, parasites et algues nuisibles;
4. nutrition et proies;
5. prédation;
6. écloséries;
7. pêche.

Irvine et ses collaborateurs (2024) résument le processus et les résultats de l'évaluation des risques liés aux écosystèmes marins, y compris les risques les plus élevés, les lacunes prioritaires en matière de connaissances et les recommandations en vue d'une évaluation et d'une atténuation plus poussées.

6.1. ÉVALUATION DES CAUSES PROBABLES DU DÉCLIN

Les principaux facteurs limitant la productivité et la survie des saumons chinooks d'origine naturelle de la COIV sont résumés par stade biologique, principalement à partir des ateliers sur les écosystèmes dulcicoles et marins organisés au cours des dernières années (Tableau 6.1). Dans le texte qui suit, les principaux facteurs ont été classés, indépendamment du stade biologique. L'une des faiblesses de notre approche est que la plupart des facteurs limitatifs ont été évalués indépendamment les uns des autres. Or, nous savons qu'il existe de nombreuses interactions dans tout écosystème. Par exemple, à mesure que la température de l'eau augmente, la quantité d'oxygène qui peut être dissoute dans l'eau diminue, ce qui peut avoir des conséquences néfastes sur le saumon. Il n'entre pas dans le cadre du présent rapport de documenter toutes les interactions pouvant affecter le saumon chinook de la COIV, qu'elles soient négatives ou positives. À l'avenir, les recherches devront évaluer les interactions cumulatives, antagonistes et synergiques entre les facteurs recensés comme présentant un risque élevé. En outre, il est nécessaire de mieux comprendre les relations mécanistes entre les activités humaines et les risques qui en découlent. La modélisation des écosystèmes permet d'étudier les associations cumulatives et synergiques entre les facteurs, notamment en ce qui concerne les changements climatiques et les activités anthropiques qui pourraient être atténuées.

Tableau 6.1. Résumé des facteurs limitatifs les plus importants qui influent sur la survie du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV au cours des principaux stades biologiques, déterminés lors d'ateliers d'évaluation des risques en eau douce et en mer.

Stade du cycle biologique	Facteurs limitatifs et mécanismes (interactions possibles avec le climat à tous les stades)
Migration de montaison des adultes	Les changements climatiques entraînent un débit fluvial faible et variable. La dégradation de l'habitat modifie la morphologie du chenal, ce qui limite ou retarde l'accès aux frayères.
Fraie des adultes	Les changements climatiques et la dégradation de l'habitat augmentent la fréquence et l'intensité des épisodes de débit maximal, déstabilisent le gravier des frayères et augmentent le mouvement de la charge de fond, l'affouillement et la sédimentation.

Stade du cycle biologique	Facteurs limitatifs et mécanismes (interactions possibles avec le climat à tous les stades)
Incubation des œufs et émergence des alevins	Les conditions instables pour l'incubation des œufs entraînent la réduction du succès de la fraie. Changements démographiques : les petites femelles creusent des nids moins profonds et produisent moins d'œufs. L'apport génétique des poissons d'écloserie (en particulier les poissons errants) réduit la diversité génétique et démographique, ce qui a une incidence sur la condition physique des prochaines générations. Les changements climatiques et la dégradation de l'habitat exacerbent la fréquence et l'ampleur des épisodes de débit de pointe, ce qui perturbe les régimes sédimentaires (p. ex. les sédiments excédentaires, les changements dans la composition, le mouvement de la charge de fond). La sédimentation et l'affouillement modifiés entraînent le déplacement des œufs et la perturbation de l'émergence des alevins.
Croissance en rivière	La dégradation des habitats d'eau douce réduit la complexité, la variété et la connectivité de l'habitat. L'espace de croissance est limité, la croissance des poissons est réduite et le taux de survie est plus faible. La dépendance à l'égard des habitats estuariens pour la croissance est accrue.
Croissance estuarienne et premier hiver en mer	Les effets des stades en eau douce (p. ex. taille et état de préparation des smolts) ont une incidence sur la survie dans les milieux estuariens et marins. Il y a des écarts phénologiques entre la disponibilité des proies et le moment de la migration des smolts. Les changements dans les régimes de débit des rivières augmentent le dépôt de sédiments, réduisant ainsi la complexité de l'habitat. L'habitat dans l'estuaire se dégrade (p. ex. perte des marais salés et des zostères). Il y a concurrence pour les proies avec les smolts d'écloserie de grande taille et les juvéniles. Des oiseaux, des poissons et des phoques exercent une pression de prédation. Les saumons sont exposés à des agents pathogènes, à des parasites (p. ex. pou du poisson) et à des contaminants toxiques.
Stade ultérieur en mer (1 à 5 ans)	Le saumon d'origine naturelle est en compétition interspécifique avec le saumon d'écloserie et d'autres espèces de saumon pour des proies limitées. La mortalité naturelle et par la pêche selon la taille entraîne un déclin démographique dans la taille selon l'âge et l'âge à la maturité.
Migration de montaison vers les rivières natales de la COIV	La dégradation de l'habitat et les changements climatiques peuvent modifier l'habitat de retenue et le comportement en retardant l'accès aux rivières, ce qui augmente la vulnérabilité du saumon chinook à la prédation principalement exercée par des mammifères marins, comme le phoque ou l'otarie, qui exploitent le saumon chinook à des endroits clés comprenant un goulot d'étranglement, comme une embouchure de rivière.

6.2. PÊCHE

Compte tenu de la baisse de productivité et des répercussions des périodes consécutives d'El Niño dans les années 1990, une série de mesures de gestion des pêches a été mise en œuvre dans le cadre du Traité sur le saumon du Pacifique et à l'échelle nationale dans le cadre du PGP (MPO 2023a), à partir de 1995, année de montaison pour les saumons chinooks d'âge 4 qui sont entrés dans l'océan en 1992. Malgré des décennies de gestion préventive des pêches visant à favoriser la croissance des stocks, l'abondance du saumon chinook d'origine naturelle sur la COIV est restée faible pendant les 7 dernières générations (~25 ans), en particulier dans la baie Clayoquot.

On estime la mortalité par pêche du saumon chinook d'origine naturelle en déterminant les taux d'exploitation de l'année civile (TEAC; CTSC 2023b), qui comprennent les mortalités dues aux lâchers (voir CTSC 1997; Annexe D dans CTSC 2023a) – des pêches réglementées en zone non terminale pour les saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson remis à l'eau avec des MMC. Les étiquettes sont récupérées chaque année dans le cadre de diverses pêches et dans les échappées de géniteurs. Les TEAC en zone non terminale pour l'UGS du saumon chinook de la COIV ont été de 35 % au cours des 20 dernières années (Figure 6.1). Environ 50 % des pêches en zone non terminale ont lieu dans le sud-est de l'Alaska (Figure 1.1.), conformément au chapitre 3 de l'accord sur le TSP sur les pêches du saumon chinook. Les pêches canadiennes s'étendent du nord de la Colombie-Britannique jusqu'à la COIV. Les pêches en zone terminale ne sont pas incluses dans le TEAC de 35 %, car elles ciblent le saumon chinook des populations d'écloserie du ruisseau Conuma et du ruisseau Robertson et, par conséquent, interceptent peu de saumons chinooks d'origine naturelle. Sont également exclues les pêches non autorisées et illégales, pour lesquelles la collecte de meilleurs renseignements est recommandée (Irvine *et al.* 2024).

La durabilité du régime de pêche actuel a été évaluée à l'aide de diagrammes de Kobe (FAO 2007; Merino *et al.* 2020; Figure 6.2) qui ont été conçus à l'aide des deux méthodes potentielles pour l'élaboration de U_{RMD} et de G_{RMD} (voir la section 4.3.2). Depuis le milieu des années 1990, les taux d'exploitation sont constamment inférieurs à la valeur estimée d' U_{RMD} pour l'ensemble du stock dans toutes les zones et classes d'âge, ce qui donne à penser que les pêches ont probablement été exploitées dans des limites durables. Les taux d'exploitation récents correspondent à une faible probabilité de causer d'autres déclins des stocks et ne semblent pas entraver le rétablissement des stocks. Toutefois, comme il est indiqué ci-dessous, cette analyse comporte plusieurs limites, car elle ne tient pas compte des taux d'exploitation selon l'âge, de la vaste répartition spatiale des poissons et des pêches, et du fait que le saumon d'écloserie représente les saumons d'origine naturelle et sauvages.

Le saumon chinook de la COIV est vulnérable aux pêches maritimes à plusieurs âges, la grande partie du recrutement débutant à l'âge 3. Leur vaste répartition spatiale signifie que les pêches du saumon dans le Nord capturent un mélange de saumons chinooks en croissance et d'individus matures, tandis que les pêches sur la côte centrale et dans le sud de la Colombie-Britannique capturent principalement des saumons matures migrant vers les rivières de la COIV. Étant donné que les poissons plus âgés sont exposés à un plus grand nombre de pêches au cours de leur vie que les poissons plus jeunes, et que certaines pêches peuvent cibler des poissons plus gros et plus âgés, les taux d'exploitation moyens récents des grands poissons d'âge 5 ont été aussi élevés que 50 % (Figure 6.3), ce qui est considérablement plus élevé que le taux d'exploitation moyen de 35 %. Le retrait de grands saumons, principalement des femelles, est problématique à plusieurs égards, y compris le fait que les grosses femelles ont tendance à produire plus d'œufs et à creuser des nids plus profonds que les petites femelles; procéder à leur retrait pourrait réduire la résilience aux effets des changements climatiques, comme les épisodes extrêmes de débit élevé des rivières.

La récente évaluation des risques en mer a classé les changements démographiques liés aux pêches causés par la sélectivité selon la taille dans les pêches ciblant les saumons chinooks en montaison comme présentant un risque élevé au cours de la période actuelle, puis augmentant à très élevé dans le futur (Irvine *et al.* 2024). Les changements démographiques comprenaient des tailles et des proportions réduites de femelles reproductrices, ainsi qu'une diminution de leur fécondité, de la taille de leurs œufs et de la profondeur des nids de fraie. La surpêche de saumons chinooks matures en montaison dans les pêches réglementées a été évaluée comme présentant un risque modéré.

Des mesures visant à réduire les répercussions de la pêche ont été mises en œuvre le long de la COIV dans les pêches en zone terminale, y compris des fermetures de zones adjacentes aux estuaires, des fermetures ponctuelles le long de la voie de migration de montaison, des réductions des limites quotidiennes et des limites de taille maximale. Une longueur à la fourche de 80 cm comme valeur maximale pour la rétention dans la pêche récréative a été mise en œuvre dans certaines zones et périodes aux fins de la protection des grosses femelles.

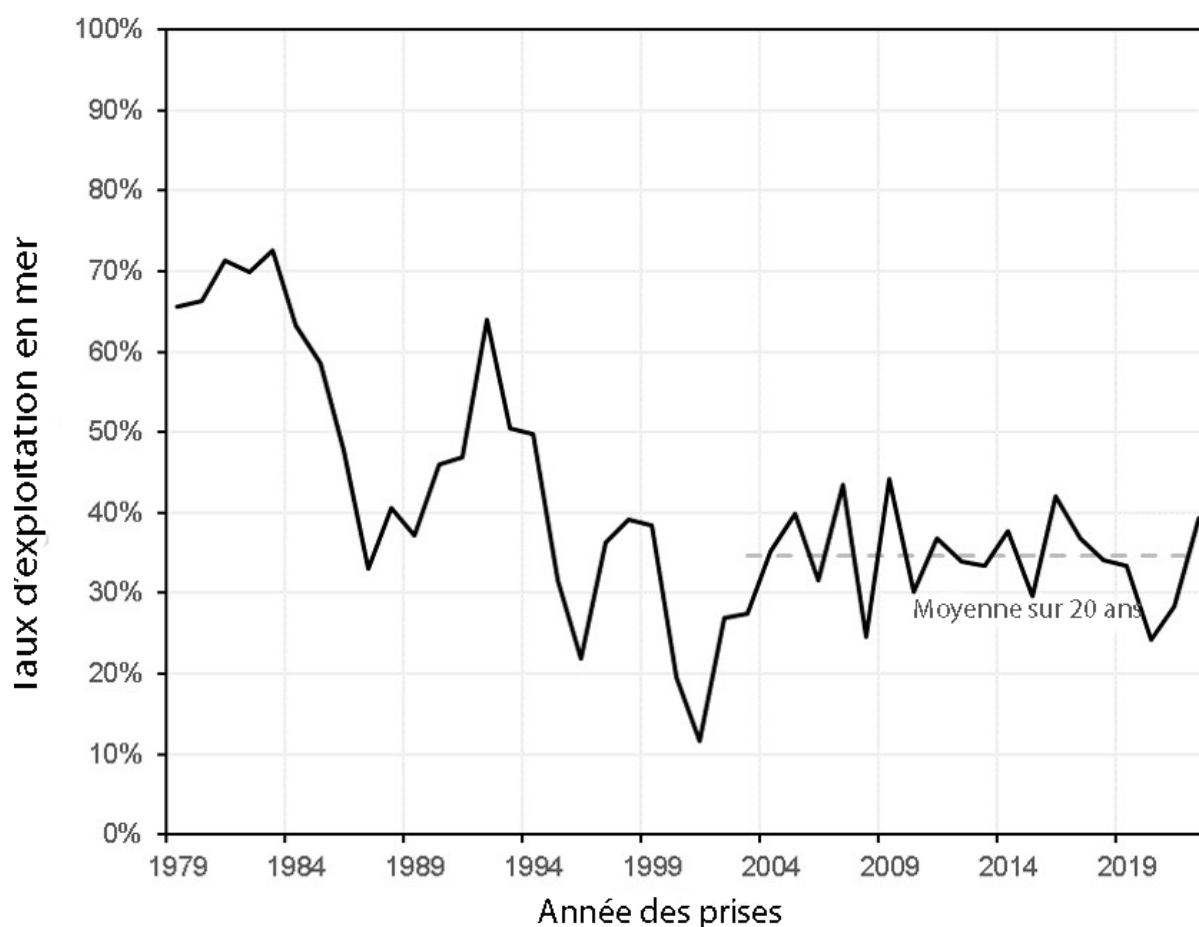


Figure 6.1. Estimation des taux d'exploitation par année de capture du saumon chinook de la COIV dans les pêches préterminales. Les données proviennent de l'analyse du CTSC du taux d'exploitation annuel des MMC récupérées dans le ruisseau Robertson (p. ex. CTSC 2023b). Le taux d'exploitation moyen récent sur 20 ans (2003-2022) est de 35 %.

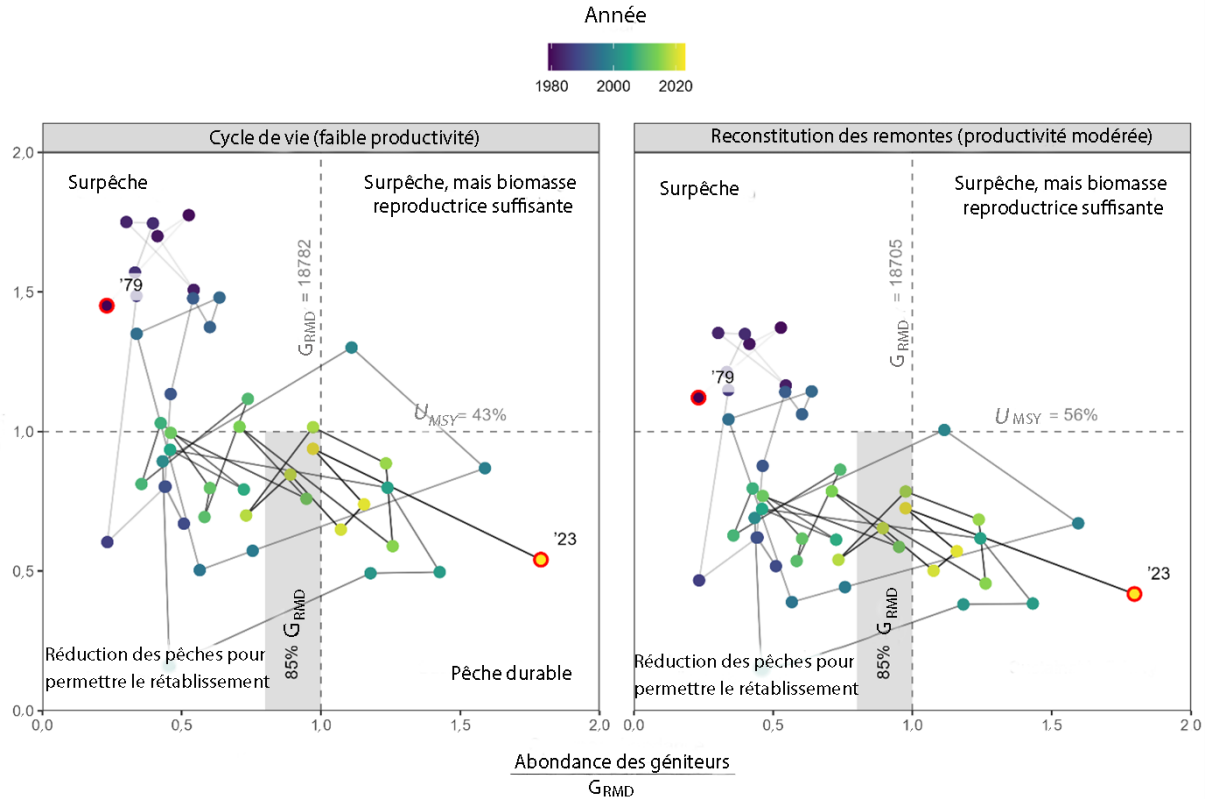


Figure 6.2. Diagrammes de Kobe illustrant l'exploitation du saumon chinook de la COIV et les échappées de géniteurs selon des hypothèses de productivité faible à modérée. Les données utilisées en guise de numérateur sont les mêmes dans les deux graphiques; « abondance des géniteurs » est la somme des échappées par rapport aux 17 indicateurs d'échappée (Tableau 4.1, et « taux d'exploitation » est le taux d'exploitation en mer estimé pour le saumon chinook issu de l'écloserie du ruisseau Robertson (Figure 6.1). Les valeurs $GRMD$ et U_{RMD} sont fondées sur des hypothèses différentes dans chaque graphique. Dans le modèle du cycle biologique (graphique de gauche), $GRMD$ et U_{RMD} supposent une productivité constante dans l'UGS (Figure 4.2). Dans le modèle de reconstitution des montaisons (graphique de droite), $GRMD$ et U_{RMD} découlent de l'analyse du compromis à l'équilibre (section 4.3.2; Figure 4.4.). La ligne ombrée relie les points des années adjacentes; la ligne s'assombrît à mesure que les années se rapprochent de 2023, l'année la plus récente. Les première et dernière années de la série chronologique (1979 et 2023, respectivement) sont indiquées par souci de clarté. La zone ombrée en gris montre les années où l'abondance des géniteurs a dépassé 85 % de $GRMD$ avec des taux d'exploitation inférieurs à U_{RMD} .

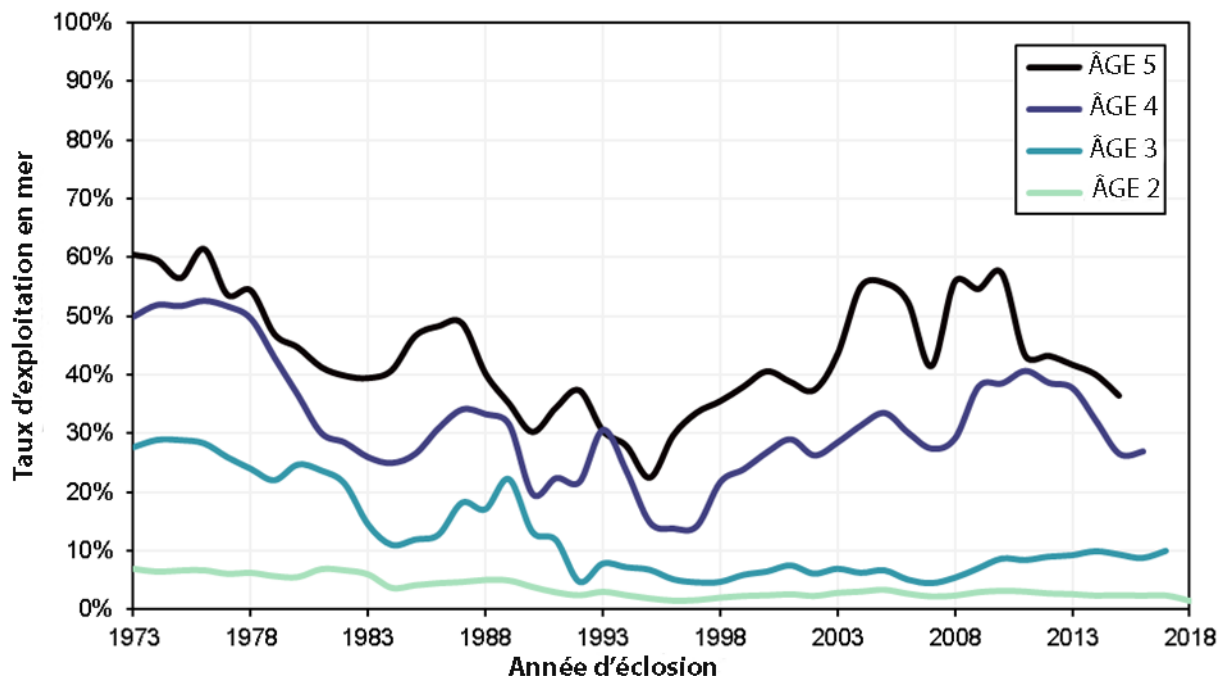


Figure 6.3. Taux d'exploitation moyens mobiles sur trois ans selon l'âge du saumon chinook de la COIV dans les pêches préterminales surveillées en vertu du Traité sur le saumon du Pacifique pour les années d'éclosion 1973 à 2020. Les données de 1983, 1992 et 1997 pour le saumon chinook d'âge 5 ont été omises en raison des faibles taux de récupération des micromarques magnétisées codées, qui ont donné des estimations anormales. Les taux d'exploitation annuels ont été estimés par analyse des cohortes à partir des récupérations de MMC du stock indicateur de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les années d'éclosion sont tracées le long de l'axe des abscisses pour regrouper les poissons de la même cohorte; par exemple, les saumons chinooks de l'année d'éclosion 2000 auraient migré ensemble vers l'océan au début de 2001 et auraient pu être capturés dans des pêches préterminales en tant que poissons d'âge 2 en 2002, d'âge 3 ans en 2003, etc.

6.3. ÉCLOSERIES ET POISSONS D'ÉCLOSERIE

Il existe une vaste documentation décrivant les effets des écloseries sur le saumon d'origine naturelle et sauvage, y compris l'examen complet par Anderson *et al.* (2020) des avantages et des risques biologiques, sociaux et économiques des écloseries de saumon de l'État de Washington. Withler et ses collaborateurs (2018) décrivent comment évaluer l'influence génétique des poissons d'écloserie sur les populations canadiennes de saumon chinook et comment déterminer des points de référence quantitatifs. Récemment, Irvine et ses collaborateurs (2024) ont tiré parti de ces travaux antérieurs dans leur évaluation des principaux risques en mer posés par les écloseries et les poissons d'écloserie sur la physiologie, la survie et la valeur adaptative du saumon chinook de la COIV d'origine naturelle.

Bien que les estimations de l'abondance du saumon chinook sauvage et d'origine naturelle avant le début de la production en écloserie soient approximatives, il existe un consensus selon lequel les remontes dans la COIV ont augmenté de façon marquée en raison des écloseries (Figure 5.1). Environ 15 millions de saumons chinooks juvéniles d'écloserie sont relâchés chaque année dans 20 rivières (Figure 6.4). Les estimations récentes de l'abondance des adultes se situent en moyenne autour de 250 000 individus, dont environ 85 % proviennent d'écloseries (Figure 3.2). Comme il a été mentionné précédemment dans le présent document, la production en écloserie procure des avantages économiques et sociaux importants aux Premières Nations, aux pêcheurs commerciaux et récréatifs et autres. Cependant, on sait que

des niveaux élevés de production en éclosérie ont un effet négatif sur les populations *sauvages* de saumon chinook (Anderson *et al.* 2020). Dans leur récente évaluation des risques pour le saumon chinook de la COIV à l'aide de la MERS, Irvine et ses collaborateurs (2024) ont classé les risques actuels et futurs associés aux écloséries en ce qui a trait à la perte de diversité, à la compétition, à la prédation et aux maladies ou agents pathogènes. Les paragraphes suivants sont adaptés de leur rapport.

Les discussions de l'atelier dirigé ont permis de s'entendre sur le fait qu'il y avait un risque très élevé d'effets du saumon chinook d'éclosérie sur la valeur adaptative du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV en raison des répercussions sur la diversité génétique ou démographique. La confiance à l'égard de cette évaluation était modérée. Les données fournies montrent une diminution de la diversité génétique découlant de l'introgression des poissons d'éclosérie dans les stocks d'origine naturelle (p. ex. homogénéisation génétique vers les trois plus grandes populations mises en valeur sur la COIV : Nitinat, Stamp et Conuma). Cette observation était vraie dans la baie Nootka, où les taux d'errance dans certains réseaux sont élevés. L'intégrité génétique à long terme a également été soulignée comme étant une préoccupation pour certains systèmes mis en valeur sur la COIV, dont bon nombre avaient une INP estimée inférieure à 0,25 (Figure 5.4; Tableau C-4; Irvine *et al.* 2024).

Les écloséries peuvent également avoir des répercussions écologiques de grande ampleur sur les populations de saumons d'origine naturelle, bien que celles-ci ne soient pas entièrement comprises ni évaluées ou évaluées adéquatement. Un chevauchement partiel ou complet du régime alimentaire entre le saumon chinook d'origine naturelle et le saumon chinook d'éclosérie se produit au moins à certains stades biologiques, ce qui laisse supposer de possibles répercussions concurrentielles. Les répercussions de la concurrence inter/intraspécifique des poissons d'éclosérie ont été évaluées comme étant un risque élevé qui pourrait entraîner une réduction de la croissance, de la valeur adaptative et de la survie du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV au début de la croissance en mer, et des données probantes ont été présentées sur la similarité des régimes alimentaires des saumons d'éclosérie et les poissons d'origine naturelle. Le risque a été évalué comme étant très élevé à l'avenir en raison des répercussions des changements climatiques sur le réseau trophique et des pressions concurrentielles accrues possibles découlant de l'abondance plus faible des proies. Cependant, le niveau de confiance dans l'évaluation de la concurrence inter/intraspécifique était faible pour les saumons juvéniles et adultes. De nombreuses lacunes dans les données ont été relevées en ce qui concerne les répercussions de la concurrence aux stades biologiques ultérieurs, y compris pour le saumon rose et le saumon kéta d'éclosérie et sauvage dans le golfe d'Alaska. L'augmentation de la prédation sur les saumons adultes d'origine naturelle (p. ex. par des mammifères marins) en raison du grand nombre de poissons d'éclosérie a également été évaluée comme un risque élevé, bien que le niveau de confiance soit faible (Irvine *et al.* 2024).

Les pratiques de fraie en éclosérie, en particulier l'accouplement aléatoire – la ligne directrice actuelle mise en œuvre par les programmes du PMVS – peuvent avoir des effets positifs et négatifs sur la génétique des populations de saumon, y compris la taille et l'âge à la montaison des populations de saumon (MPO 2024c). Les protocoles d'accouplement aléatoire, tout en visant à éviter la sélection directionnelle délibérée, peuvent par inadvertance réduire les pressions de sélection présentes dans les milieux naturels. Dans la nature, les individus de grande taille ont souvent l'avantage quant à l'accès à des partenaires et à la défense de leurs principales frayères, ce qui contribue à maintenir des tailles corporelles plus grandes et des âges de montaison plus élevés au sein de la population. L'accouplement artificiel dans les écloséries peut éliminer ces avantages et permettre de sélectionner des poissons plus petits et plus jeunes au fil du temps, car une plus grande taille corporelle ne confère aucun avantage concurrentiel dans les programmes d'éclosérie où l'accouplement aléatoire est mis en œuvre.

(c.-à-d. un « manque » de sélection directionnelle involontaire par rapport à la fraie naturelle). Ce manque de pression sélective pour les poissons plus gros peut entraîner une diminution de la fécondité et de la valeur adaptative, car les femelles plus grosses produisent généralement plus d'œufs.

Bien que les pratiques en écloserie, comme l'accouplement aléatoire, puissent contribuer au déclin de la taille et de l'âge à la montaison des saumons chinooks de la COIV, d'autres facteurs entrent probablement en jeu. Les changements environnementaux, y compris le réchauffement des océans et la modification de la disponibilité des aliments, dont il est question dans d'autres sections, peuvent influencer sur les taux de croissance et l'âge à la maturité. De plus, la sélection par la pêche, où les grands saumons constituent la principale cible (voir la section 6.2), exacerbe ces tendances en favorisant de façon disproportionnée le retrait des poissons plus gros et plus âgés de la population. Un autre facteur pourrait être la prédation, en particulier par les épaulards, qui cibleraient préférentiellement les grands saumons, réduisant davantage la taille moyenne des adultes à la montaison (Ohlberger *et al.* 2019). Des études ont noté des déclin semblables dans les populations non mises en valeur, ce qui indique que ces tendances pourraient être attribuables à une combinaison de pratiques d'écloserie, de pressions environnementales et de dynamique des prédateurs, plutôt qu'aux pratiques d'écloserie à elles seules. Néanmoins, il est recommandé que les pratiques des écloseries évoluent afin qu'elles reflètent mieux les processus de sélection naturelle. En harmonisant plus étroitement les pratiques de fraie avec les conditions naturelles, les écloseries pourraient aider à résoudre les problèmes liés à la diminution de la taille et de l'âge à la montaison, y compris d'autres pressions de sélection inadaptées.

Enfin, l'atelier sur l'évaluation des risques en mer a examiné si les écloseries et la production en écloserie pouvaient entraîner plus d'agents pathogènes, une augmentation de la richesse en agents pathogènes ou un transfert d'agents pathogènes des écloseries aux poissons d'origine naturelle. Il y avait peu de différences entre les poissons d'écloserie et les poissons d'origine naturelle en ce qui a trait à la richesse en agents pathogènes, et il y avait peu de preuves que les écloseries présentaient un risque de transfert d'agent pathogène (Irvine *et al.* 2024).

Des projets pilotes sont en cours le long de la COIV, et ils ont pour but d'aborder les faibles INP et d'aider à la gestion des poissons égarés : les populations de saumons chinooks des rivières Conuma, Sarita, Thornton, Robertson, Gold, Tahsis, Leiner et San Juan font l'objet d'un marquage de masse. Les Premières Nations Huu-ay-aht, en collaboration avec l'écloserie de Nitinat, ont mis en œuvre un plan visant à maintenir la production d'écloserie, mais ayant aussi comme objectif d'améliorer l'INP par une récolte terminale sélective de saumons chinooks marqués d'écloserie dans la rivière Sarita, tout en ciblant les saumons chinooks non marqués pour le stock de géniteurs. Afin d'améliorer la survie et la valeur adaptative du saumon chinook d'écloserie et de réduire les interactions écologiques entre le saumon chinook d'écloserie et le saumon chinook d'origine naturelle, le PMVS a mis en œuvre des mesures pour réduire au minimum les effets des poissons errants sur les saumons d'origine naturelle, comme la relocalisation des enclos marins plus près des estuaires natales ou de l'eau douce et le fait de relâcher les poissons à partir de rivières ou de lacs au lieu des enclos marins en vue d'améliorer l'empreinte sur les rivières natales (Irvine *et al.* 2024).

Il reste de nombreux risques, car des besoins clés en matière de données et des lacunes dans les connaissances ont été soulevés, notamment : des lacunes dans les connaissances et la nécessité de mettre en œuvre une surveillance continue et améliorée, de disposer de données ouvertes, d'assurer une gestion de l'INP, et d'effectuer une évaluation des interactions entre les poissons d'origine naturelle et ceux d'écloserie tout au long de leur cycle biologique et une évaluation du potentiel de transferts d'agents pathogènes. En fin de compte, compte tenu du

potentiel de graves risques génétiques et écologiques des écloseries, il est fortement recommandé de combler ces lacunes dans les connaissances (Irvine *et al.* 2024).



Figure 6.4. Série chronologique des smolts chinooks relâchés provenant de toutes les écloseries de la COIV. La grande majorité (99,8 %) des smolts sont relâchés en tant que jeunes de l'année (c.-à-d. après environ 90 jours dans l'écloserie); 0,2 % des smolts de la série chronologique sont relâchés comme jeunes d'un an (c.-à-d. après environ 1 an dans l'écloserie).

6.4. HABITAT PHYSIQUE EN EAU DOUCE DANS LES ESTUAIRES

Les facteurs de l'habitat qui limitent directement la production naturelle ont été évalués plusieurs fois au cours des neuf dernières années, le plus récemment en 2021-2023, ce qui a permis de déterminer divers facteurs *de risque élevé et très élevé* (en italique) par stade biologique :

- Migration de montaison des adultes : La migration a lieu principalement en août et septembre, mais le moment de la migration et la survie peuvent dépendre du débit des rivières, des obstacles physiques et de la température. Les *températures élevées de l'eau* et le *faible débit* à l'automne sont souvent des obstacles qui retardent la montaison, en particulier pour les poissons et les populations qui migrent tôt (Figure 6.5).
- Fraie : Le pic de fraie se produit généralement de la fin septembre à la mi-octobre, mais il peut varier de quelques semaines selon le moment de la montaison et les conditions de l'eau. Le saumon chinook a tendance à frayer dans les tronçons moyens des bassins versants, en amont des zones de substrat plus petit utilisées par le saumon kéta. Dans de nombreux systèmes, les poissons errants provenant de rivières voisines augmentent le nombre de géniteurs d'origine naturelle. Dans certains systèmes et certaines années, la mortalité des adultes peut également être due à des maladies ou des parasites et la prédation. Les *gravier instables du lit* des cours d'eau *résultent du débit élevé des rivières; le mouvement, l'affouillement et la sédimentation qui en résultent augmentent le*

déplacement des œufs parce que les femelles plus petites (évolution démographique) avec une fécondité réduite creusent des nids moins profonds.

- Incubation des œufs : Les œufs se transforment en alevins vésiculés pendant l'hiver suivant la fraie, et les alevins émergent du gravier de fraie au début du printemps suivant. La mortalité peut être élevée en fonction de l'affouillement des rivières, du dépôt de sable et de limon, de la prédation et de la construction multiple de chenaux dans un habitat de fraie limité. *Les débits de pointe élevés pendant l'hiver et l'affouillement subséquent des nids augmentent davantage la mortalité due au déplacement des œufs. Les températures hivernales élevées* peuvent accélérer le développement des œufs, entraînant une éclosion plus précoce, ce qui peut entraîner un décalage avec la disponibilité de la nourriture.
- Alevinage et migration vers l'aval : Presque tous les alevins quittent l'eau douce dans les trois mois suivant l'émergence, ce qui est typique du saumon chinook de « type océanique ». Le COSEPAC (2020) a déterminé que la perte ou la dégradation de l'habitat de croissance en eau douce était la principale raison du déclin apparent du saumon de la COIV. Les évaluations subséquentes des risques en eau douce ont confirmé que la qualité et la quantité de l'habitat convenable en eau douce et en plaine inondable pour l'élevage en eau douce constituaient de graves préoccupations, davantage dans le NoKy que dans le SOIV. Ces préoccupations étaient particulièrement observées dans les bassins versants exploités, comme celui de la rivière Sarita, tandis que la situation était moins préoccupante dans les bassins versants non exploités, comme celui de la rivière Megin et celui de la rivière Moyeha. *Les sécheresses printanières* éloignent les rives de la végétation riveraine, réduisent l'habitat d'alevinage, la croissance des poissons et le temps passé en eau douce, augmentant ainsi la dépendance à l'égard des estuaires.
- Estuaire et début de la croissance près des côtes : La plupart des saumons chinooks de la COIV restent dans les eaux côtières proches de la COIV jusqu'à la fin de leur premier hiver, puis semblent commencer une migration généralement vers le nord. *La modification des régimes de débit des rivières entraînant une augmentation des charges sédimentaires réduit les graminées de carex, la zostère et la complexité globale de l'habitat* qui augmente la mortalité des jeunes saumons. Le risque perçu pour les saumons chinooks d'origine naturelle de perdre l'*habitat marin côtier* était élevé, tout comme la *modification de la qualité de l'eau* (température de l'eau, concentration de O_2 dissous et contaminants), tandis que les cotes de risque futures étaient généralement plus élevées, comme prévu avec les changements climatiques (Irvine *et al.* 2024).

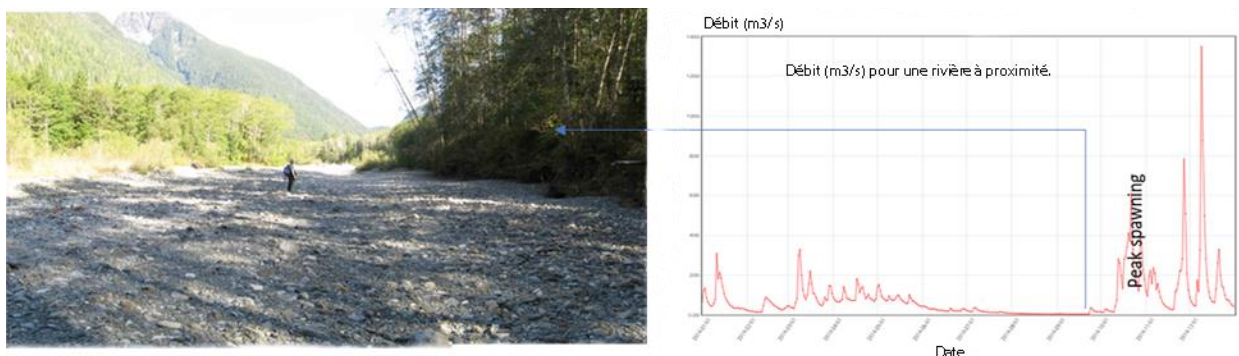


Figure 6.5. Obstacle à la migration en amont causé par un faible débit dans la rivière Tahsis, COIV, 4 septembre 2014 (côté gauche), normalement près du pic de la migration en amont (ligne bleue s'étendant à partir de l'hydrogramme droit). Pluie peu après l'augmentation du débit, ce qui permet la fraie au début d'octobre (côté droit).

Les effets résiduels entre les stades dulcicoles et les premiers stades biologiques marins, qui peuvent être liés à la taille et à l'état de préparation des smolts (disponibilité de l'habitat), aux charges d'agents pathogènes en eau douce et à l'exposition aux toxines (qualité de l'habitat), ont été perçus par les participants à l'atelier sur le risque marin comme un risque élevé, et augmentant au niveau « très élevé » dans le futur (Irvine *et al.* 2024). Des activités de recherche et de surveillance en cours dans la rivière Sarita ont permis de constater que la plupart des smolts partent à la mi-avril et que leur taille est relativement constante (de 40 à 45 mm et environ 0,5 g; Figure 3.10). Cependant, il y a d'autres smolts, beaucoup moins nombreux, qui partent plus tard au printemps (Figure 3.9).

Des recherches récentes dans le cadre desquelles on a appliqué des techniques d'ablation au laser pour déterminer la taille à l'entrée dans l'eau de mer des saumons adultes survivants qui reviennent dans la rivière Sarita ont révélé que les petits smolts constituaient environ de 50 à 60 % des remontes de saumons d'origine naturelle, tandis que les smolts de grande taille beaucoup moins abondants constituaient environ 40 %, et ils ont survécu à environ deux fois le taux des smolts d'écloserie de taille similaire (Figure 3.14; Quindazzi, Université de Victoria, Victoria, Colombie-Britannique, communications personnelles). Ces résultats renforcent la valeur de la conservation des habitats importants en eau douce et dans les estuaires et indiquent des avantages potentiellement importants pour le rétablissement des stocks grâce à l'augmentation de la quantité et la qualité de ces habitats.

6.5. CHANGEMENTS ÉCOLOGIQUES DANS L'ÉCOSYSTÈME MARIN

Nous examinons ici les effets des changements écologiques marins qui ne se rapportent pas directement à l'habitat physique et qui peuvent survenir à divers moments de la vie en mer. Comme il a été mentionné, la plupart des saumons chinooks de la COIV restent dans les eaux côtières proches de la COIV jusqu'à la fin de leur premier hiver, puis migrent principalement vers le nord. Leur répartition près des côtes au début de cette phase biologique peut fournir une certaine protection contre les effets nocifs d'événements océanographiques à grande échelle comme le « blob » des eaux océaniques chaudes dans le Pacifique Nord de 2014 à 2016 et de nouveau en 2019, qui a réduit les taux de survie des saumons rouges et kétas de la COIV qui migrent au large. Néanmoins, l'évaluation des risques pour le milieu marin a conclu que l'exposition du saumon chinook provenant de la COIV aux facteurs de risque locaux était très élevée.

Les risques suivants ont été déterminés comme étant élevés et très élevés pour le saumon chinook de la COIV au début de leur vie dans l'écosystème marin côtier (Irvine *et al.* 2024) :

- les effets résiduels entre les stades dulcicoles et les premiers stades biologiques marins (p. ex. les petits smolts sont plus vulnérables);
- Les événements El Niño forts et/ou fréquents réduisant la survie en mer;
- la dégradation de la santé des poissons en raison d'agents pathogènes/parasites marins dans les zones où les taux d'infection sont élevés (voir par exemple un article récent soulignant les préoccupations concernant la conservation du saumon sauvage à cause des agents pathogènes propagés par la salmoniculture; Krkosek *et al.* 2024);
- la réduction de l'abondance ou de la qualité des proies ou l'inadéquation phénologique;
- le manque de refuges physiques dans l'habitat;
- la mauvaise qualité de l'eau, la température élevée et la faible teneur en oxygène dissous, et les contaminants;
- la concurrence des poissons d'écloserie;

-
- la prédation par les oiseaux et les poissons.

Risques élevés et très élevés pour les adultes en cours de maturation pendant leur résidence marine prolongée (de 1 à 6 ans) dans le nord de la Colombie-Britannique et les eaux de l'Alaska, ainsi que durant la migration de retour vers les zones terminales de la COIV pour frayer (Irvine *et al.* 2024) :

- les événements El Niño forts et/ou fréquents réduisant la survie en mer;
- la concurrence pour la nourriture et l'abondance des proies;
- la prédation par les pinnipèdes et d'autres espèces comme les taupes du Pacifique.

Il y avait une incertitude importante dans certaines cotes de risque à tous les stades biologiques en mer. Une série de projets de recherche collaboratifs ont été lancés dans le but de « suivre les poissons » après la dévalaison des smolts pendant la première année en mer. Les recommandations pour les projets aux stades précoces et ultérieurs de la vie en mer sont fournies dans le rapport d'évaluation des risques marins (Irvine *et al.* 2024).

6.6. PRÉDATION

La prédation peut avoir des effets importants sur le saumon, en particulier les petites populations qui peuvent être vulnérables pendant plusieurs stades du cycle biologique. Par exemple, les poissons et parfois les invertébrés peuvent se nourrir d'œufs dans le lit des cours d'eau pendant l'incubation. Les oiseaux, les poissons, les mammifères terrestres et les pinnipèdes sont tous des prédateurs fréquents des alevins de saumon chinook pendant leur croissance en eau douce et leur migration en aval. Les poissons de plus grande taille, y compris les taupes du Pacifique, ainsi que les otaries et les épaulards (et les humains) s'attaquent aux saumons chinooks adultes pendant leur résidence en mer. Divers prédateurs, y compris les phoques et les ours, s'attaquent aux adultes qui se tiennent dans les estuaires et les rivières ainsi que dans les frayères.

La prédation des saumons chinooks adultes par les mammifères marins a constitué un axe de recherche important (p. ex. Middlemas *et al.* 2006; Chasco *et al.* 2017). L'abondance de plusieurs mammifères marins qui se nourrissent de saumons chinooks adultes dans le nord-est du Pacifique a augmenté au cours des trois dernières décennies, coïncidant avec les protections juridiques étendues (Chasco *et al.* 2017). Ces prédateurs ont appris à améliorer leur efficacité de chasse en ciblant les saumons aux principaux goulots d'étranglement, comme les embouchures des rivières ou d'importants obstacles à la migration dans les rivières (Wright *et al.* 2007), et en ciblant également les poissons plus gros qui ont le contenu énergétique le plus élevé (Ohlberger *et al.* 2019). Les effets de la prédation sur les saumons adultes sont donc deux fois plus importants : les prédateurs du saumon chinook, dont l'abondance actuelle est élevée, peuvent consommer un nombre important d'adultes en montaison (Chasco *et al.* 2017), et la prédation sélective selon la taille contribue probablement aux changements démographiques (Ohlberger *et al.* 2019) décrits à la section 5.5. Les participants à l'atelier d'évaluation des risques en mer ont déterminé que les mammifères marins prédateurs présentaient un risque élevé pour les saumons chinooks adultes (Irvine *et al.* 2024). Les risques les plus élevés sont probablement posés par des prédateurs comme les phoques ou les otaries (Olesiuk 2018) qui se regroupent dans les zones terminales et peuvent infliger des mortalités importantes aux petites populations vulnérables de saumon chinook de la COIV si la migration en amont est entravée (p. ex. par la sécheresse), ce qui entraîne une concentration du poisson et offre ainsi des possibilités de prédation accrues. Bien que les recherches antérieures sur la prédation du saumon chinook aient largement porté sur les mammifères marins, nous notons

que les taupes du Pacifique sont probablement également des consommateurs importants de cette espèce dans certaines zones (Seitz *et al.* 019).

La prédation du saumon chinook du stade des œufs au stade des juvéniles a fait l'objet de relativement peu d'études comparativement à la prédation des adultes, mais les participants à l'atelier d'évaluation des risques en mer ont néanmoins indiqué que les oiseaux et les poissons posent des risques élevés pour le saumon chinook de la COIV pendant ces premiers stades biologiques (Irvine *et al.* 2024). Il a été établi que d'autres prédateurs, comme les insectes et les pinnipèdes, présentaient des risques plus faibles aux premiers stades biologiques, mais il faut approfondir les recherches et recueillir plus d'information.

Nous devons également reconnaître que la prédation est souvent le « point final » où la mortalité est observée, mais dans de nombreux cas, d'autres facteurs de risque augmentent probablement la vulnérabilité du saumon chinook à la mortalité, y compris par la prédation. Il est donc important non seulement de tenir compte des taux directs de consommation par divers prédateurs, mais aussi de déterminer si les prédateurs se nourrissent simplement de saumons chinooks dans des états affaiblis en raison d'une exposition antérieure à d'autres facteurs limitatifs, comme un habitat de croissance médiocre, la présence de toxines ou la pratique de la pêche avec remise à l'eau.

6.7. EFFETS LIÉS AU CLIMAT

Les effets des changements climatiques sont apparents à tous les stades biologiques du saumon chinook de la COIV. Les évaluations récentes des risques en eau douce et en mer ont révélé que les cotes de risque futures avaient tendance à être plus élevées que celles actuelles, ce qui était à prévoir étant donné les changements climatiques et l'augmentation des activités anthropiques. Les effets des changements climatiques en eau douce comprenaient une augmentation de la température de l'eau, des régimes hydrologiques plus agressifs et des périodes prolongées de sécheresse, des effets qui peuvent tous avoir une importante incidence sur la qualité des habitats du saumon dans les cours d'eau. À mesure que les changements climatiques se poursuivent, la fréquence et l'intensité des épisodes de débit maximal devraient augmenter, ce qui, combiné à l'exploitation forestière, à la construction routière, aux changements dans les régimes de drainage et à l'érosion des chenaux, devrait accroître l'instabilité globale des systèmes. L'instabilité accrue des sédiments due aux changements observés dans l'hydrologie et les apports en sédiments, en particulier dans un contexte de changements climatiques, peut avoir une incidence supplémentaire sur la viabilité des œufs dans les nids de fraie et réduire davantage la survie du stade d'œuf à celui d'alevin. Les sécheresses hydrologiques de l'été et du début de l'automne peuvent restreindre et retarder le déplacement des saumons chinooks qui fraient dans les rivières, augmentant ainsi leur durée d'exposition aux prédateurs et aux proliférations d'algues nuisibles pendant qu'ils attendent une crue.

Dans le milieu marin, la fréquence des vagues de chaleur marines a augmenté au cours de la dernière décennie, ce qui entraîne une série de répercussions biologiques allant de la réduction de la chlorophylle aux changements dans les communautés de copépodes (Fisher *et al.* 2020). Ces effets liés au climat, combinés aux changements de l'emplacement et de la force des courants du Pacifique Nord et subarctiques en Amérique du Nord, peuvent avoir une forte influence sur les populations de saumons, y compris le saumon chinook (Malick *et al.* 2017). Lindley et ses collaborateurs (2021) ont conclu que pendant les étés de 2014 à 2016, la température des eaux de surface était si élevée qu'il y avait peu d'habitats convenables pour le saumon chinook dans l'est du Pacifique Nord. Enfin, les cascades trophiques initiées par le saumon rose très abondant peuvent avoir une incidence sur le plancton et le saumon rouge

dans le golfe d'Alaska et peuvent également avoir une incidence sur le saumon chinook de la COIV (Irvine *et al.* 2024; Ruggerone *et al.* 2023).

6.8. RÉSUMÉ DES FACTEURS LIMITATIFS

La baisse des taux de survie et de la productivité du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV découle des effets cumulatifs de nombreux facteurs. Autrement dit, il n'y a pas un seul facteur responsable du déclin et du mauvais état actuel du stock de saumon chinook d'origine naturelle de la COIV, mais plutôt plusieurs facteurs, dont beaucoup sont liés aux changements climatiques. Nous énumérons ci-dessous les facteurs les plus importants, en commençant par ceux qui sont liés aux activités anthropiques qui pourraient être atténuées.

- **Perte de diversité génétique.** Les pratiques d'écloserie doivent continuer à être adaptées pour réduire les effets négatifs sur le saumon d'origine naturelle, notamment la domestication, la sélection et la valeur adaptative.
- **Déclin des populations de géniteurs efficaces.** De nombreux facteurs abordés dans cette section sont responsables du retour des petits saumons chinooks dans les bassins versants du nord-est du Pacifique, y compris la COIV. L'effet est une plus petite proportion de femelles dans de nombreuses montaisons et moins d'œufs chez les femelles qui fraient.
- **Changements physiques et pertes d'habitat, notamment** des baisses de la qualité et de la disponibilité de l'habitat productif du saumon ainsi que des changements de la qualité de l'eau (température, oxygène dissous et contaminants).
- **Contaminants, agents pathogènes, parasites et effets résiduels** entre les stades dulcicoles et les premiers stades biologiques marins qui comprennent la taille des smolts et le moment de leur entrée dans l'océan ainsi que l'état de l'infection, le stade de smoltification, l'exposition aux facteurs de stress et l'exposition aux toxines.
- **Facteurs liés à la nutrition,** notamment les changements dans la qualité, la disponibilité, le temps et la composition des proies, y compris les effets de cascade trophiques causés par le saumon rose qui peuvent affecter la croissance des sous-adultes dans le golfe d'Alaska.
- **La prédation** peut avoir des effets importants sur le saumon, en particulier les petites populations en montaison qui peuvent être vulnérables pendant tous les stades du cycle biologique.

7. TRAJECTOIRE ATTENDUE DE LA POPULATION

La trajectoire attendue de la population est analysée qualitativement en raison des limites des données abordées dans les sections 2.4.1, 2.4.4, 4.4.1 et 5.3 concernant l'estimation de l'abondance du saumon chinook d'origine naturelle.

La dégradation de l'habitat et d'autres pressions ont une incidence sur la survie du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV. Cependant, l'abondance globale du saumon chinook d'origine naturelle et d'écloserie de la COIV a augmenté au cours de la dernière décennie (Figure 3.2). En revanche, des populations comme celle de la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot sont faibles et stables depuis trois décennies, situation qui devrait se poursuivre à moins d'interventions importantes comme la mise en valeur des écloseries.

Les trajectoires des populations dans les indicateurs d'échappées de saumons d'origine naturelle ont été partiellement masquées par les individus errants provenant de stocks d'écloserie à productivité plus élevée.

Les taux de survie en mer se sont également améliorés par rapport aux périodes très basses du début des années 1990 et 2000 qui ont précipité le déclin du stock (Figure 3.15).

L'environnement océanique, en particulier de 2020 à 2022, a été favorable à la survie du saumon chinook. Toutefois, cette tendance pourrait ne pas être soutenue, étant donné les preuves de l'accélération des changements climatiques et des effets négatifs qui en résultent sur les processus hydrologiques des rivières, ainsi que sur les réseaux trophiques marins, la prédation, etc. De plus, les populations de saumons chinooks d'origine naturelle, comme celles de la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot, n'ont pas réagi aux conditions océaniques favorables récentes, ce qui indique que d'autres facteurs limitatifs continuent de limiter la productivité dans certaines composantes de l'UGS. Par conséquent, il est peu probable que l'abondance des populations d'origine naturelle dans cette UGS, comme celle de la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot, augmente sans mise en valeur des écloséries.

Les répercussions de la pêche sur le saumon chinook de la COIV dans les pêches canadiennes sont gérées depuis 1995; avec une limite d'exploitation de 10 % dans les pêches GFAG au Canada, en plus des fermetures des zones terminales pour protéger les populations ayant une forte proportion de géniteurs d'origine naturelle, comme dans la baie Kyuquot et la baie Clayoquot. L'élimination des autres effets de la pêche dans les eaux canadiennes aurait une certaine incidence sur le taux de changement actuel. La moyenne globale du TEAC comprend les effets de la pêche en Alaska et au Canada; avec les répercussions de la pêche en Alaska depuis 2010 présentant en moyenne un taux de 15 % (fourchette de 8 à 24 %; Figure 1.1.) et les répercussions de la pêche au Canada s'établissent en moyenne à environ 15 % pour une population comme celle de la Kaouk dans la baie Kyuquot et à 20 % pour une population comme celle de la Moyeha dans la baie Clayoquot (voir la section 3.4). L'élimination des répercussions de la pêche au Canada modifierait légèrement la pente des trajectoires du courant. En se basant sur le cycle biologique de la rivière Kaouk (Figure 3.19), le fait d'éliminer toutes les pêches au Canada réduirait la mortalité par pêche de 30 % à 15 %, ce qui augmenterait le taux de survie du stade de smolt au stade adulte de 0,54 % à 0,66 %, et entraînerait un taux de croissance positif d'environ 21 % par génération. Pour la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot, l'élimination de toutes les pêches canadiennes réduirait la mortalité par pêche d'environ 35 % à 15 %, ce qui augmenterait le taux de survie du stade de smolt au stade adulte de 0,14 % à 0,18 %. La trajectoire de la production de saumons d'origine naturelle resterait négative pour cette population, soit à 13 %, sa persistance étant probablement expliquée par les apports des poissons d'écloserie errants. L'élimination de toute la mortalité par pêche augmenterait davantage le taux de survie du stade de smolt au stade adulte dans la rivière Kaouk à 0,76 %, ce qui donnerait un taux de croissance positif de 43 % par génération. Pour le saumon chinook de la rivière Moyeha, l'élimination de toute mortalité par pêche augmenterait davantage le taux de survie du stade de smolt au stade adulte à 0,2 %, entraînant un taux de croissance positif de 2 % par génération, ce qui, compte tenu de l'incertitude considérable dans cette estimation, est probablement trop semblable à 0 % pour prévoir une croissance de la population.

Une approche intégrée sur l'habitat, la récolte et les écloséries, est nécessaire pour apporter un changement significatif dans la trajectoire du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV et pour résoudre les trois problèmes ayant une incidence sur le statut : les faibles abondances dans les populations indicatrices clés, la réduction de la diversité génétique, et les changements démographiques. La protection et la restauration de l'habitat sont nécessaires, mais il convient de noter que ces activités à elles seules donneront des résultats significatifs qui prendront des décennies à émerger. À court terme, des interventions en écloserie, par le marquage de masse, des prélèvements sélectifs appropriés par marquage et des limites de lâchers d'écloserie en vue d'atteindre ou de maintenir une influence génétique supérieure à 50 % du saumon chinook

d'origine naturelle, sont nécessaires. La section 9 ci-dessous détaille les options d'atténuation recommandées pour influencer la trajectoire du stock.

La gestion génétique des poissons d'écloserie évolue et les changements à venir dans les programmes des opérations majeures du MPO sur la COIV aideront à atténuer les déclin génétiques. Certaines de ces mesures comprennent des mesures ou des méthodes nouvelles ou accrues de pisciculture visant à améliorer l'empreinte, la réduction de la production des écloseries et la réduction des programmes d'enclos marins. Des tendances négatives sont également observées dans les taux de taille selon l'âge et de maturation, ce qui entraîne une diminution de l'abondance des géniteurs efficaces. On suppose que ces tendances sont déterminées par la mortalité sélective selon la taille dans les pêches, la prédation, les écloseries et les conditions environnementales stressantes. On s'attend à ce que le déclin des géniteurs efficaces en raison des changements démographiques se poursuive si ces facteurs ne sont pas pris en compte.

Étant donné que bon nombre des facteurs limitatifs dont il est question ci-dessus et dans la section 6 ne sont pas actuellement abordés, il est probable que la productivité du saumon chinook d'origine naturelle sur la COIV restera limitée ou se détériorera davantage. Les populations qui se situent actuellement en dessous de leur PRL peuvent continuer à persister à des niveaux faibles ou pourraient disparaître. Les populations qui ont dépassé leur PRL au cours des dernières années pourraient se stabiliser ou commencer à diminuer de nouveau sous l'effet des pressions croissantes associées aux changements climatiques. Des mesures de gestion efficaces et bien intégrées seront nécessaires pour rétablir les populations en difficulté et améliorer la résilience face à des conditions environnementales de plus en plus difficiles.

8. RÉSUMÉ DU RAPPORT

Le résumé suivant couvre les principaux objectifs définis dans la section 1.1.

8.1. BIOLOGIE, STRUCTURE ET CYCLE DE VIE DU STOCK

L'UGS du saumon chinook de la COIV comprend 78 populations qui s'étendent du bassin Sooke au sud jusqu'à la baie Quatsino au nord. L'UGS comprend trois unités de conservation de la PSS et des unités désignables du COSEPAC.

Les saumons chinooks de la COIV présentent un cycle biologique cohérent et distinct : ils sont de type océanique, ils effectuent leur montaison en automne et migrent vers le nord. Ils atteignent la maturité sexuelle entre 2 et 7 ans, avec un âge de maturation moyen de 4 ans. Les femelles arrivent à maturité plus âgées que les mâles, de sorte qu'une majorité de saumons chinooks d'âge 5+ sont des femelles. Le saumon chinook de la COIV demeure dans les eaux littorales de la COIV pendant la majeure partie de sa première année en mer, une période et une zone de forte mortalité. La zone de croissance océanique des âges 2 à 7 s'étend sur une grande partie du golfe d'Alaska, et parfois au nord des îles Aléoutiennes.

L'évaluation a eu tendance à se concentrer sur la surveillance des adultes pour répondre aux besoins de gestion des pêches, entraînant une compréhension limitée de la mortalité par stade biologique ou des influences des écloseries sur les populations naturelles. L'intensification récente de la surveillance et de la recherche tout au long du cycle biologique a mené à l'élaboration d'un modèle simple du cycle biologique qui reflète nos connaissances collectives sur la dynamique du cycle biologique des populations de saumon chinook de la COIV. Ce modèle, décrit précédemment, appuie notre étude des principaux goulots d'étranglement en matière de survie et de productivité à divers stades biologiques, y compris la recherche axée sur les stades biologiques de l'incubation des œufs d'eau douce jusqu'à la première année en

mer. Le modèle du cycle biologique est toutefois fondé sur des données et des connaissances limitées sur la dynamique des populations de saumon chinook de la COIV, en particulier en ce qui concerne les stades ultérieurs du cycle biologique en mer. Nous tenons compte de cette incertitude en incluant de grandes incertitudes dans les estimations de la productivité associées.

8.2. POINTS DE RÉFÉRENCE POTENTIELS

Ces éléments en eux-mêmes ne reflètent pas adéquatement la variabilité de l'état entre les populations les moins productives et les plus productives; nous recommandons donc qu'ils soient accompagnés de références secondaires qui tiennent compte de la répartition de l'abondance entre les populations, de la diversité génétique et des caractéristiques démographiques. Les points de référence (PRL, PRS et TER) présentent des incertitudes quant aux points de référence sous-jacents fondés sur l'habitat estimés à l'échelle de la population, et des hypothèses concernant la productivité et les caractéristiques démographiques propres à une population qui peuvent être irréalistes. Un point de référence fondé sur les projections pour le saumon chinook d'origine naturelle est fourni en tant que PRC potentiel (fixé à 43 900 pour une probabilité de 50 % que tous les bras de mer qui sont des composantes soient au-dessus des points de référence inférieurs), qui pourrait être utilisé comme objectif de rétablissement ou comme objectif biologique dans une ESG, qui tiennent explicitement compte de certaines incertitudes.

8.3. ÉTAT DU STOCK ET TENDANCES

Le saumon chinook d'origine naturelle dans l'UGS de la COIV est dans un état critique (c.-à-d. inférieur au PRL). Les facteurs contributifs sont les faibles abondances dans les principaux systèmes d'indicateurs naturels, la réduction de la diversité génétique et l'évolution démographique accompagnée d'une quantité moins élevée d'œufs découlant du nombre réduit de femelles reproductrices plus petites. Ces facteurs réduisent la résilience et le potentiel de rétablissement.

Cette catégorisation de l'état est le produit de plusieurs sources de données :

1. L'application la plus récente des méthodes de la Politique concernant le saumon sauvage pour les évaluations des UC, mise en œuvre avec l'algorithme d'état rapide (MPO 2024), a permis de déterminer un état rouge pour le SOIV, faisant en sorte que l'UGS se trouve en dessous du PRL de l'état des UC. Toutefois, cet état « rouge » est attribuable au mauvais état persistant de deux indicateurs naturels, les rivières Megin et Moyeha dans la baie Clayoquot, celui-ci ne tenant pas compte de l'influence ou des caractéristiques démographiques des écloseries.
2. Le mélange de saumons chinooks d'écloserie errants locaux ou provenant de l'extérieur du bassin et de saumons chinooks d'origine naturelle dans les populations reproductrices se produit depuis les années 1980. Par conséquent, il y a eu un déclin de la diversité génétique dans l'ensemble des populations de saumons chinooks de la COIV et, plus précisément, une homogénéisation avec les trois principales populations d'écloserie, soit celles de la rivière Conuma, du ruisseau Robertson et de la rivière Nitinat, étant dominantes. D'après le paramètre de l'INP élaboré par le Hatchery Science Review Group dans l'État de Washington (Anderson *et al.* 2020), la plupart des populations de saumons chinooks de la COIV ont une INP inférieure à 0,5, ce qui indique que le flux génétique net provient des écloseries et que moins de 25 % des poissons sont sauvages selon la PSS.
3. La diminution de l'âge à maturité et de la taille selon l'âge entraîne une baisse du nombre d'œufs déposés. Les saumons chinooks femelles sont moins nombreuses et plus petites

qu'il y a des décennies, ce qui signifie que même les populations de géniteurs relativement importantes ramènent moins d'œufs dans les rivières de la COIV.

Contrairement à ces sources de données confirmant l'épuisement du stock, l'abondance annuelle globale (prises plus géniteurs) de cette UGS a été en moyenne de 300 000 saumons chinooks au cours des 10 dernières années, bien que plus de 80 % soient estimés comme étant originaires d'écloseries. L'abondance totale de saumons chinooks géniteurs de la COIV a été de l'ordre de 60 000 au cours des dernières années, ce qui dépasse les points de référence inférieurs additionnés et pourrait s'approcher de la capacité des rivières de la COIV à produire du saumon chinook. Toutefois, l'hypothèse selon laquelle de 80 % à 90 % sont des saumons chinooks d'écloserie (Figure 3.2) indique que seulement de 7 000 à 14 000 des géniteurs sont d'origine naturelle, ce qui est égal ou inférieur au point de référence inférieur additionné (p. ex. Tableau 5.2). La répartition de ces géniteurs est également biaisée vers les rivières avec des écloseries, tandis que les rivières comme la rivière Megin et la rivière Moyeha dans la baie Clayoquot, entre autres, ont peu de géniteurs et sont évaluées comme ayant un état critique.

8.4. FACTEURS LIMITANT LA PRODUCTIVITÉ DU SAUMON CHINOOK D'ORIGINE NATURELLE ET CONTRIBUANT À SON DÉCLIN

Il n'y a pas un seul facteur responsable du déclin et du mauvais état actuel du stock de saumon chinook d'origine naturelle de la COIV, mais plutôt plusieurs facteurs, dont beaucoup sont liés aux changements climatiques (tableau 6.1). Les mortalités sélectives selon la taille infligées par les pêches, les prédateurs et l'environnement physique provoquent un changement démographique dans les populations de saumons chinooks de la COIV. Ces changements démographiques comprennent des tailles et des proportions réduites de femelles reproductrices, ce qui entraîne une diminution de la fécondité, de la taille des œufs et de la profondeur des nids de fraie. Le saumon chinook de la COIV est aujourd'hui plus abondant comparativement à l'ère précédant l'importante production écloserie, mais la prépondérance des saumons d'écloserie qui s'égarent et se reproduisent avec des saumons sauvages a réduit la diversité régionale globale des populations de saumon chinook de la COIV.

Les perturbations physiques de l'habitat, y compris la qualité et la disponibilité de l'habitat, ainsi que la qualité de l'eau (température, oxygène dissous et contaminants) sont préoccupantes pour de nombreux bassins hydrographiques et estuaires de la COIV. Les facteurs liés à la nutrition, notamment les changements dans la qualité, la disponibilité et la composition des proies, et le moment où celles-ci sont présentes, sont des facteurs importants dans certaines rivières et l'écosystème marin côtier, mais ils peuvent également avoir une incidence sur la croissance des sous-adultes dans le golfe d'Alaska. La prédation peut être importante, y compris par d'autres poissons sur les œufs et les alevins, par des hérons et d'autres oiseaux sur des juvéniles au début de leur vie en mer, et par des prédateurs côtiers comme les taupes du Pacifique, les otaries de Steller, les phoques communs et les épaulards sur les sous-adultes et les adultes. Ces pressions par la prédation peuvent exposer les petites populations de saumons chinooks à un risque important.

8.4.1. Exploitation des pêches

Bien que le taux d'exploitation de référence global, U_{RMD} , pour l'UGS du saumon chinook de la COIV soit incertain, la gestion des pêches s'est concentrée sur la limitation des effets de la pêche depuis le milieu des années 1990. L'abondance de la plupart des stocks indicateurs a augmenté au cours de cette période, mais certains stocks clés demeurent improductifs et persistent à des niveaux très bas. Les interceptions de saumons chinooks d'origine naturelle dans la pêche ne sont pas estimées dans la plupart des zones marines, mais sont plutôt inférées en fonction des récupérations de MMC à l'écloserie du ruisseau Robertson. On

présume que la répartition en mer et le moment de la montaison de tous les stocks d'écloserie de la COIV et des stocks naturels de saumon chinook sont semblables, mais le manque de données directes sur les prises de saumons d'origine naturelle nous empêche de conclure que les niveaux de récolte de la pêche sont durables (ailleurs que dans le stock de l'écloserie du ruisseau Robertson). Cependant, la sélectivité selon la taille dans les prises de la pêche semble contribuer aux changements démographiques, où l'on observe que le saumon chinook de la COIV en montaison devient plus petit et plus jeune au fil du temps avec des proportions croissantes de mâles, ce qui entraîne une diminution de l'abondance de géniteurs efficaces. Les sources naturelles de mortalité (p. ex. la prédation et le stress physiologique causé par les températures élevées en rivière) peuvent également présenter une sélectivité selon la taille ou le sexe, ce qui aggrave les effets démographiques négatifs de la pêche sélective selon la taille.

8.4.2. Saumons d'écloserie et effets des écloseries

Des décennies de production importante en écloserie le long de la COIV ont entraîné une perte de diversité génétique régionale et de résilience correspondante de l'UGS. Les pertes de diversité génétique ou démographique liées aux écloseries qui ont entraîné une réduction de la valeur adaptative constituaient, selon les participants à l'évaluation des risques en mer, le facteur limitant le plus la survie et la productivité du saumon chinook d'origine naturelle sur la COIV, maintenant et dans le futur (Irvine *et al.* 2024). En outre, il a été reconnu que les écloseries de saumon (en général) peuvent avoir des répercussions écologiques importantes sur les populations de saumons d'origine naturelle, dont la plus pertinente est l'incidence de l'influence génétique des géniteurs d'écloserie, en particulier des poissons errants d'écloserie, sur la valeur adaptative des reproducteurs naturels.

L'abondance totale moyenne récente du saumon chinook de la COIV est d'environ 300 000 individus, dont plus de 80 % proviennent d'écloseries. Les géniteurs d'origine naturelle représentent environ 20 % des échappées totales de saumon chinook ou environ 25 000 à 30 000 des 140 000 échappées totales (moyenne récente sur 10 ans), dont une proportion inconnue est composée de saumons sauvages.

8.4.3. Modification de l'habitat dulcicole et estuarien

Le présent rapport résume les résultats des processus d'évaluation des risques en milieu marin (Irvine *et al.* 2024) et en eau douce, qui ont chacun permis de déterminer les principaux facteurs liés à l'habitat et à la qualité de l'eau susceptibles de limiter la survie du saumon chinook d'origine naturelle. La dégradation de nombreux bassins versants de la COIV, principalement en raison de l'exploitation forestière à grande échelle, combinée aux changements climatiques, a des répercussions sur les stades biologiques en eau douce, y compris la réduction de la qualité et de la quantité de l'habitat de fraie, l'augmentation de la mortalité pendant l'incubation causée par l'affouillement du lit des cours d'eau et la perte de l'habitat d'alevinage. Les effets résiduels entre les stades dulcicoles et les premiers stades biologiques marins, qui peuvent être liés à la taille et à l'état de préparation des smolts (disponibilité de l'habitat), ont été perçus par les participants à l'atelier sur le risque marin comme un risque élevé, et augmentant au niveau « très élevé » dans le futur. Dans l'océan, les facteurs de risque liés à l'habitat ont été évalués à un degré plus élevé pour le saumon juvénile que pour les adultes, comme prévu, étant donné notre compréhension de la mortalité importante au début du stade de vie en mer. Les participants à l'atelier sur le risque marin ont évalué la température de l'eau, la disponibilité locale de l'habitat côtier et l'oxygène dissous comme les risques les plus élevés liés à l'habitat pour le saumon adulte.

8.4.4. Changements dans l'écosystème et le climat marins

Les extrêmes de la survie des cohortes sont corrélés avec les phénomènes El Niño et La Niña et les changements connexes dans l'écosystème marin de la COIV, comme le bassin de proies, l'abondance des prédateurs et la qualité de l'eau. Deux forts événements El Niño dans les années 1990, d'une durée de 3 ans chacun, ont entraîné un déclin précipité de la survie à partir duquel certains stocks d'origine naturelle ne se sont pas rétablis. Au cours des dernières années, la dégradation de l'habitat combinée aux tendances liées aux changements climatiques dans le débit hivernal des rivières (c.-à-d. des hivers plus chauds avec des épisodes de pluie sur la neige créant des événements de débit extrêmes) a probablement augmenté la mortalité en eau douce pendant l'incubation des œufs, alors que les changements qui en résultent dans la structure des bassins versants et la santé des écosystèmes ont réduit le potentiel de croissance en eau douce. Ces derniers ont probablement entraîné des effets résiduels, soit des smolts moins robustes qui entrent dans l'océan et qui sont vulnérables aux conditions marines littorales défavorables dans les baies de la COIV.

Les effets des changements climatiques sont apparents à tous les stades biologiques du saumon chinook de la COIV. Les évaluations récentes des risques en eau douce et en mer ont révélé que les cotes de risque futures avaient tendance à être plus élevées que celles actuelles, ce qui était à prévoir étant donné les changements climatiques et l'augmentation des activités anthropiques. Les effets des changements climatiques en eau douce comprenaient une augmentation de la température de l'eau, des régimes hydrologiques plus agressifs et des périodes prolongées de sécheresse. À mesure que les changements climatiques se poursuivent, la fréquence et l'intensité des épisodes de débit maximal devraient augmenter, ce qui, combiné à l'exploitation forestière, à la construction routière, aux changements dans les régimes de drainage et à l'érosion des chenaux, devrait accroître l'instabilité globale des systèmes. L'instabilité accrue des sédiments due aux changements observés dans l'hydrologie et les apports en sédiments, en particulier dans un contexte de changements climatiques, peut avoir une incidence supplémentaire sur la viabilité des œufs dans les nids de fraie et réduire davantage la survie du stade d'œuf à celui d'alevin.

Dans le milieu marin, la fréquence des vagues de chaleur marines a augmenté au cours de la dernière décennie, ce qui cause une série de répercussions biologiques allant de la réduction de la chlorophylle aux changements dans les communautés de copépodes; ces effets touchent le saumon chinook par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire (Fisher *et al.* 2020). Ces effets liés au climat, combinés aux changements de l'emplacement et de la force des courants du Pacifique Nord et subarctiques en Amérique du Nord, peuvent avoir une forte influence sur les populations de saumons, y compris le saumon chinook (Malick *et al.* 2017). Lindley et ses collaborateurs (2021) ont conclu que pendant les étés de 2014 à 2016, la température des eaux de surface était si élevée qu'il y avait peu d'habitats convenables pour le saumon chinook dans l'est du Pacifique Nord. Enfin, les cascades trophiques attribuables à l'abondance du saumon rose qui touchent le plancton et le saumon rouge dans le golfe d'Alaska peuvent également avoir une incidence sur le saumon chinook de la côte ouest de l'île de Vancouver (Irvine *et al.* 2024). Il y a plus de saumons dans le Pacifique Nord qu'à tout autre moment au cours du siècle dernier, et la surpopulation qui en résulte, combinée au réchauffement lié au climat, est associée à des changements dans la productivité des saumons, leur taille corporelle et leur âge à la maturité (Connors *et al.* 2024).

8.4.5. Fondements des changements démographiques

Tout au long du présent rapport, nous avons souligné la façon dont les déclinés observés de la taille selon l'âge et de la maturité selon l'âge réduisent la productivité des populations de saumon chinook dans l'UGS. Ici, nous examinons brièvement les facteurs sous-jacents

potentiels qui ont été abordés dans les sections précédentes. Nous ne formulons aucune hypothèse sur les contributions relatives de chaque facteur et reconnaissons que nous pourrions exclure d'autres facteurs potentiellement importants. Une étude approfondie des raisons expliquant la diminution de l'abondance de saumons chinooks qui sont des géniteurs efficaces dans la COIV devrait être entreprise pour que l'on puisse établir l'ordre de priorité des mesures d'atténuation pertinentes.

La taille corporelle et l'âge à la maturité du saumon chinook sont déterminés par des effets génétiques et environnementaux (Berejikian *et al.* 2011). L'âge à la maturité est hautement héréditaire chez le saumon chinook, soit *environ* de 50 à 60 % pour les mâles et *environ* 40 % pour les femelles (Hankin *et al.* 1993; Heard *et al.* 2002). Par conséquent, tout facteur qui inflige une mortalité plus élevée à certaines classes d'âge aura un effet sélectif sur la composition selon l'âge (et donc sur la taille corporelle moyenne) des générations futures. La mortalité liée à la pêche et à la prédation peut donc avoir des effets descendants sur la démographie de la population de saumon chinook (Heard *et al.* 2007; Ohlberger *et al.* 2019). Les prélèvements sélectifs selon la taille de poissons plus grands et plus âgés réduisent la prévalence des gènes sélectionnant un âge à maturité plus avancé dans la population reproductrice (Lewis *et al.* 2015).

L'âge à maturité du saumon chinook est également soumis à des effets ascendants liés à la croissance en eau douce. Une croissance plus rapide en eau douce est associée à un âge à maturité plus jeune (Vøllestad *et al.* 2004; Tattam *et al.* 2015), comme en témoignent les résultats de la recherche sur le saumon chinook de la rivière Sarita (section 3.3.6.2). Les facteurs qui peuvent stimuler des taux de croissance plus rapides en eau douce comprennent des températures d'eau plus élevées, des conditions d'alimentation favorables (c.-à-d. nourriture abondante et peu de prédateurs) et des effets maternels (c.-à-d. ne taille plus petite des œufs entraîne une croissance plus rapide en eau douce; Healy 1991; Heath *et al.* 1999). En plus des problèmes associés aux pratiques d'accouplement aléatoire (abordées ci-dessus dans la section 6.3), les écloséries peuvent également stimuler une croissance plus rapide en eau douce en fournissant de la nourriture abondante et en excluant les prédateurs naturels. Le PMVS a compris cette réalité pendant des décennies et compense partiellement en appliquant des horaires d'alimentation lents pour le saumon chinook.

En résumé, les changements démographiques observés dans les populations de saumon chinook de la COIV sont probablement affectés par divers processus descendants et ascendants, dont plusieurs peuvent être modifiés ou contrôlés. Il faudra mettre en œuvre des interventions ciblant ces deux voies pour atténuer la perte de taille corporelle chez les saumons chinooks matures de la COIV.

9. OPTIONS D'ATTÉNUATION ET RECOMMANDATIONS

9.1. EXPLOITATION DES PÊCHES

Les répercussions de la récolte ont été évaluées comme étant des risques modérés pour le saumon chinook d'origine naturelle. Les principales préoccupations sont liées aux effets de la mortalité par pêche selon l'âge, à l'augmentation de la mortalité due à la récolte en raison de l'abondance des poissons d'écloserie (c.-à-d. les pêches non sélectives) et aux prélèvements incertains dans les pêches qui peuvent capturer le saumon chinook de la COIV comme prises accessoires. Le marquage de masse et les pêches sélectives par marquage sont au premier plan des mesures d'atténuation potentielles. Le marquage de masse des poissons d'écloserie permet de les distinguer du saumon sauvage, ce qui favorise une gestion plus efficace des pêches aux fins de la protection des populations sauvages. Les pêches sélectives par

marquage facilitent la récolte sélective des poissons d'écloserie marqués tout en libérant les poissons sauvages, ainsi que la réduction de l'ampleur des poissons errants par rapport aux pêches non sélectives. Les stratégies de rétablissement et d'atténuation recommandées sont les suivantes :

- Réduire la mortalité liée à la pêche des grands saumons chinooks d'origine naturelle qui sont surreprésentés par les femelles de grande taille et âgées afin d'améliorer les taux de ponte et d'atténuer la sélection artificielle de petites tailles et d'une maturation plus précoce.
- Tirer parti des programmes de marquage de masse existants ou développés, envisager et évaluer l'utilisation de pêches sélectives de poissons marqués appropriées pour réduire la mortalité directe des prises de saumon chinook non marqué d'origine naturelle, ainsi qu'une consultation appropriée, des données de référence exhaustives et une surveillance des pêches.
- Tenir compte des prises non déclarées, y compris les prises accessoires dans les pêches au chalut et d'autres pêches ne ciblant pas le saumon.
- Élargir la zone dans laquelle les prises portant une MMC doivent être signalées par stock jusqu'aux pêches à l'extérieur de la zone actuelle couverte par le TSP, en particulier dans l'ouest de l'Alaska. Déterminer la composition des stocks à l'aide de données génétiques provenant d'échantillons de saumons chinooks provenant de plusieurs endroits autres que la COIV.

9.2. ÉCLOSERIES

Les principales préoccupations soulevées par la récente évaluation des risques pour le saumon chinook de la COIV étaient liées aux effets génétiques négatifs associés aux fortes influences des écloseries sur les populations de géniteurs naturels (p. ex. domestication et consanguinité), aux poissons errants (p. ex. dépression parasitaire), à l'augmentation de la concurrence, et au transfert potentiel de maladies. Il est urgent de mettre en œuvre des mesures et des lignes directrices modernes pour la réforme des écloseries, comme celles du Hatchery Science Review Group (voir Anderson *et al.* 2020) et les cibles fondées sur la génétique de Wither *et al.* 2018 pour les populations de saumon chinook du Pacifique au Canada. Ces mesures sont essentielles pour atténuer les risques posés par le saumon chinook d'écloserie sur la valeur adaptative, la diversité génétique et la diversité démographique du saumon chinook d'origine naturelle. Le marquage de masse, les programmes de pêche et d'enlèvement sélectifs par marquage et la gestion de l'INP sont quelques-unes des stratégies clés pour atteindre cet objectif. Le marquage de masse permet la gestion de pGIE, de pGIE_{errants} et de pBON, qui sont les leviers essentiels pour améliorer les géniteurs d'origine naturelle au sein d'une population et, éventuellement, limiter l'influence génétique des écloseries.

Les progrès de la réforme moderne des écloseries ont été constants, mais l'ampleur et l'incidence des changements restent limitées en raison de problèmes comme les lacunes dans les données, l'harmonisation entre les intervenants, l'hésitation des gestionnaires des ressources à mettre en œuvre des mesures d'adaptation robustes ou opportunes et l'incertitude scientifique. Cependant, une mise en œuvre rapide, intensive et décisive de ces mesures de réforme sera essentielle pour atténuer de manière significative les risques génétiques et liés à la valeur adaptative des populations de saumon chinook d'origine naturelle. De plus, la recherche et la surveillance continues pour assurer l'harmonisation avec l'avancement de la science des écloseries et des écosystèmes sont essentielles.

Le saumon chinook de la COIV n'est qu'une des nombreuses populations et espèces qui coexistent dans le Pacifique Nord. Le nombre de saumons est égal ou proche d'un nombre

record (Ruggerone et Irvine 2018), et des effets dépendants de la densité, en particulier du saumon rose, ont été documentés pour de nombreuses espèces (Ruggerone *et al.* 2023). Il faudrait tenir compte de la recommandation de Connors *et al.* (2024) que les nations salmonicoles (y compris le Canada) pourraient mettre en œuvre une taxe sur les lâchers de saumons d'écloserie à l'échelle industrielle comme moyen potentiel de recueillir des fonds pour la recherche future.

Les stratégies de rétablissement et d'atténuation recommandées sont les suivantes :

- Dans le cadre de la réforme des écloseries décrite ci-dessus, déterminer et mettre en œuvre les cibles et les mesures de gestion liées à l'INP pour améliorer les populations de saumon chinook de la COIV, y compris une mise en œuvre plus large d'autres mesures de gestion génétique (p. ex. arrêt des transplantations hors UC, dépistage génétique des géniteurs, programmes dédiés au retrait d'individus errants et amélioration de l'empreinte de la production en écloserie).
- Étendre le marquage de masse du saumon chinook aux populations des écloseries du ruisseau Robertson (rivière Stamp) et de la rivière Nitinat, et le poursuivre dans la rivière Conuma pour faciliter la gestion et l'évaluation des individus errants. Étendre le marquage de masse aux installations communautaires et à d'autres programmes fédéraux d'écloserie et accorder la priorité aux populations pour lesquelles le marquage de masse est essentiel afin de soutenir les objectifs de désignation de l'INP, lorsqu'il est possible d'utiliser efficacement le marquage de masse comme outil (p. ex. par l'intermédiaire de programmes de sélection des géniteurs marqués ou de retrait des poissons errants en rivière). S'il y a lieu, développer les programmes de marquage de masse pour faciliter la pêche sélective de poissons marqués comme l'ont indiqué la Gestion des pêches et les processus de consultation connexes, ce qui devrait entraîner des avantages nets (accroissement de l'abondance des échappées de saumon chinook d'origine naturelle) pour les populations de saumon chinook d'origine naturelle de la COIV.
- Gérer la taille du programme d'écloserie à un niveau qui répond le mieux aux objectifs énoncés tout en gérant et en atténuant les risques (p. ex. réduire au minimum la production excédentaire par rapport aux exigences du programme), comme indiqué dans les plans de mise en valeur. Accorder la priorité au traitement de problèmes d'errance au niveau de la population source (p. ex. par des réductions de la production) plutôt qu'uniquement au niveau de la population réceptrice.
- En ce qui concerne les écloseries, améliorer la science, la recherche et l'expérimentation (p. ex. l'élaboration de lignes directrices sur la fraie en écloserie qui sont à jour et favorisent les processus de sélection naturelle), et procéder à l'intégration continue des meilleurs avis et pratiques scientifiques les plus récents, le cas échéant et avec du soutien.
- Les populations de saumon chinook de la COIV dont l'abondance demeure faible sont exposées à un risque croissant de perte de diversité génétique et de pressions anticompensatoires (p. ex. prédation), ce qui accroît leur vulnérabilité à l'extinction. Pour atténuer ces risques et soutenir le rétablissement, les programmes d'écloserie et les ressources connexes devraient être considérés comme des outils stratégiques et essentiels possibles aux fins de la conservation et du rétablissement de ces populations en voie de disparition, de concert avec des mesures appropriées de gestion génétique, tout en s'attaquant à d'autres facteurs limitatifs potentiels.

9.3. HABITAT DULCICOLE

Les facteurs liés à l'eau douce, évalués comme présentant un risque élevé à très élevé, comprenaient des obstacles à la migration des poissons en amont en raison de faibles débits, des débits hivernaux élevés causant la mortalité des œufs en raison de la sédimentation et de l'affouillement, une diminution de la qualité et de la quantité de l'habitat riverain en bordure des rivières et dans les estuaires pour l'élevage et la croissance, ainsi que la prédation. La restauration basée sur les processus des bassins versants nécessite un temps de rétablissement important, et plus les projets commencent tôt, plus les effets positifs sur la survie du saumon peuvent être rapides. Les stratégies de rétablissement et d'atténuation recommandées sont les suivantes :

- Utiliser les résultats de l'évaluation des risques, les évaluations du cycle biologique et d'autres sources de données et de connaissances pour déterminer et cartographier les habitats importants pour le saumon. Intégrer ces endroits dans les processus de planification locaux comme l'utilisation des terres et l'utilisation de l'eau, et protéger autant que possible l'habitat de fraie contre les sources de perturbations humaines.
- Utiliser les mêmes renseignements et outils que ci-dessus pour élaborer des stratégies et des plans de restauration des bassins hydrographiques qui protègent et restaurent l'habitat du saumon chinook sur la COIV.
- Mettre en œuvre des mesures de protection de l'habitat pour préserver les habitats existants de grande valeur du saumon contre les menaces, telles que l'exploitation forestière, le développement urbain ou d'autres perturbations anthropiques.
- Élaborer et mettre en œuvre une liste par ordre de priorité des projets de restauration de l'habitat d'eau douce à court terme traitant des facteurs limitatifs à risque élevé qui procureront un avantage immédiat au saumon chinook de la COIV, conjointement avec les programmes de restauration à plus long terme fondés sur les processus.
- Participer à des processus intergouvernementaux pour s'assurer que l'habitat du saumon est une considération clé lors de la planification de l'utilisation des terres, de l'eau et des ressources.

9.4. HABITAT ESTUARIEN ET LITTORAL MARIN

Les principaux risques étaient la dégradation de l'habitat d'alevinage estuarien due à la sédimentation. Le saumon chinook de la COIV croît pendant de longues périodes dans les baies de la COIV, ce qui entraîne une exposition élevée à des risques, comme les maladies et les agents pathogènes, une mauvaise qualité de l'eau et la prédation. Les stratégies de rétablissement recommandées sont les suivantes :

- Établir des aires protégées dans les estuaires et les habitats côtiers qui sont des aires de croissance essentielles pour le saumon chinook juvénile de la COIV.
- Restaurer la complexité des habitats marins estuariens et côtiers, par exemple en travaillant sur les habitats de carex, de forêt de varech et de zostère qui ont été touchés et dégradés.
- Tenir compte des couloirs de migration et des habitats clés pour les saumons chinooks juvéniles de la COIV dans le cadre des processus d'établissement de sites aquacoles et de planification de l'utilisation du milieu marin.
- Ajuster les opérations aquacoles pour réduire l'exposition des juvéniles locaux aux parasites et aux agents pathogènes.

9.5. PRÉDATION

La prédation constitue une menace importante pour les saumons chinooks adultes pendant leur migration de retour vers les rivières de la COIV, en particulier celles qui appartiennent à de petites populations réduites (p. ex. effets anticompensatoires). L'abondance accrue des mammifères marins, comme les phoques et les otaries, a été liée à une pression de prédation accrue sur le saumon chinook adulte dans les zones terminales, et pourrait entraver le rétablissement de certaines populations de saumon chinook (WSAS 2022). Il est essentiel de bien saisir la dynamique de la prédation, car il est important de comprendre ces processus parallèlement à d'autres facteurs écologiques complexes qui influent sur le rétablissement du saumon, comme la dégradation de l'habitat et d'autres facteurs de stress anthropiques.

- Recueillir de l'information sur la taille des populations de pinnipèdes dans la COIV et utiliser cette information pour déterminer les zones où les petites populations vulnérables de saumon chinook sont probablement exposées à une forte pression de prédation.
- Conformément aux directives formulées par la Washington State Academy of Science (WSAS 2022), envisager de mettre en œuvre des programmes localisés de dissuasion et d'enlèvement des pinnipèdes en mettant l'accent sur les phoques et les otaries dans les zones où ils présentent le plus grand risque de prédation pour les populations vulnérables de saumon chinook. Collaborer avec les Premières Nations pour intégrer des connaissances écologiques traditionnelles concernant la gestion de la prédation, en reconnaissant leurs pratiques et leurs idées fondées sur l'histoire. Ultiment, les approches expérimentales doivent modifier les populations de pinnipèdes à des échelles spatiales et temporelles qui peuvent avoir une incidence significative sur l'écosystème.
- Surveiller et évaluer les interventions : établir des programmes de surveillance solides pour évaluer l'efficacité des mesures de dissuasion et d'enlèvement des prédateurs et leurs répercussions sur le rétablissement de la population de saumon chinook. D'autres approches (p. ex. la modélisation) visant à étudier cette dynamique écosystémique ne devraient pas donner lieu à des idées fondamentalement nouvelles (WSAS 2022).

9.6. ÉCOSYSTÈME OCÉANIQUE

Des données probantes indiquent que l'augmentation et la plus grande variabilité des températures océaniques liées au climat, combinées à la concurrence entre les saumons en mer, peuvent avoir des répercussions importantes sur la croissance et la survie du saumon chinook (Connors *et al.* 2024). Nous recommandons ce qui suit :

- Évaluer rétrospectivement les indices potentiellement utiles des écosystèmes océaniques pertinents pour les stades biologiques marins du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV afin de mieux comprendre et, ultimement, de prévoir les modèles interannuels de survie et de croissance du saumon chinook de la COIV.
- Réaliser des études évaluant les effets liés à la densité de la concurrence avec les saumons d'écloserie et d'autres saumons sur la croissance et la survie du saumon chinook de la COIV (voir Holt *et al.* 2008).
- Renforcer les stratégies de lutte contre les changements climatiques mondiaux, qui ont un impact négatif sur la productivité du réseau trophique marin.

9.7. COLLABORATION ACCRUE DANS LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES D'ATTÉNUATION

Une gouvernance et une planification collaboratives accrues sont nécessaires pour équilibrer la conservation du saumon chinook d'origine naturelle dans l'UGS et les avantages conférés par la production en éclosérie. D'autres travaux avec les gestionnaires des ressources, le milieu universitaire, les Premières Nations et les intervenants sont nécessaires pour déterminer des prescriptions précises ainsi que pour évaluer ces options et en établir l'ordre de priorité dans un cadre d'analyse coûts-avantages et de la faisabilité.

- Maintenir la collaboration et l'intégration avec les détenteurs de connaissances locales, y compris les Premières Nations de la COIV, afin de coordonner et de fournir une orientation stratégique à l'appui du rétablissement du saumon chinook de la COIV.

10. RECOMMANDATIONS POUR AMÉLIORER LES CONNAISSANCES ET LA COMPRÉHENSION

Nous nommons ici les mesures clés qui devraient être adoptées dans les futures activités scientifiques axées sur l'UGS et qui permettront de combler les lacunes les plus importantes en matière de données limitant la présente évaluation :

1. **Intégrer des outils pour différencier l'abondance des géniteurs d'éclosérie et celle des géniteurs d'origine naturelle.** L'incapacité de différencier visuellement les géniteurs d'éclosérie des géniteurs d'origine naturelle dans les relevés et les échantillons d'abondance est un facteur de confusion majeur dans l'évaluation du stock de saumon chinook de la COIV. Nous recommandons que l'on mette en œuvre l'identification visuelle (c.-à-d. le marquage de masse) du saumon chinook d'éclosérie pour faciliter les évaluations de l'abondance du saumon chinook d'origine naturelle. De plus, l'application omniprésente du MFF par les écloséries de la COIV simplifierait les évaluations de pGON et des écloséries par rapport aux compositions naturelles dans les prises le long de la COIV. Une capacité de laboratoire accrue pour le traitement des échantillons génétiques est nécessaire afin que l'on puisse assurer une meilleure surveillance des poissons errants et les interceptions par la pêche des poissons d'origine naturelle.
- **Améliorer la surveillance et l'évaluation intégrées des poissons et de l'écosystème dans le cadre du cycle biologique.** Une approche plus holistique améliorera l'identification des goulots d'étranglement de la survie et des mécanismes causaux. Élargir le programme « Suivre les poissons » pour en faire une évaluation plus complète de l'écosystème qui couvre l'ensemble du cycle biologique et l'inclusion des travaux existants sur les espèces autres que le saumon. Mener des études ciblées pour mieux comprendre les répercussions de divers prédateurs sur le saumon chinook pendant tous les stades biologiques, en mettant l'accent sur les smolts et les adultes en montaison. En outre, étudier d'autres facteurs de stress qui peuvent accroître la vulnérabilité des individus ou des populations de saumon chinook à la prédation, comme la perte d'habitat, la pollution et les changements dans la qualité de l'eau. Des études ciblées sur l'alimentation et la nutrition par rapport à la croissance, à la santé et à la répartition du saumon chinook sont encouragées ainsi que l'examen de la croissance en mer et des profils microchimiques des otolithes par année en mer. Les résultats pourraient éventuellement être appliqués à la modélisation des écosystèmes pour que l'on puisse déterminer les associations cumulatives et synergiques probables entre les facteurs limitatifs, surtout en ce qui concerne les changements climatiques et les activités anthropiques qui, si elles sont atténuées, pourraient accroître la productivité des saumons chinooks d'origine naturelle de la COIV. Élaboration d'un

programme supplémentaire de MMC sur la COIV pour évaluer la fiabilité de la population du ruisseau Robertson comme indicateur pour l'ensemble de l'UGS.

2. **Étudier les interactions liées au climat.** Évaluer si i) les interactions cumulatives et synergiques entre les facteurs entraînent une croissance et une survie médiocres du saumon chinook d'origine naturelle de la COIV en déplaçant sa répartition vers des zones sous-optimales; ii) Envisager des zones en eau douce et dans les estuaires pour un rétablissement potentiel; iii) Élaborer des modèles écosystémiques pour étudier les effets combinés, synergiques et interdépendants (positifs et négatifs) en mettant l'accent sur les répercussions futures des changements climatiques; iv) Élaborer une approche modifiée des feux de circulation à partir de celle mise au point par la National Oceanographic and Atmospheric Administration afin de l'adapter spécifiquement aux lieux et aux périodes où l'on trouve le saumon chinook de la COIV, avec des mises à jour annuelles pour informer les gens et les processus des changements attendus dans les écosystèmes marins. Les modifications comprendront de nouveaux indices climatiques et environnementaux locaux, comme les indices des bassins, ainsi que les indices des conditions océanographiques plus au nord; v) Entreprendre la modélisation des effets écosystémiques cumulatifs afin de fournir une plus grande certitude quant aux conditions intrinsèques et extrinsèques associées aux répercussions les plus importantes requises pour élaborer des approches d'atténuation efficaces. La modélisation comprendra, sans s'y limiter, les facteurs de stress qui sont principalement d'origine humaine (p. ex. contaminants, pêche, écloséries, exploitation forestière, aquaculture et autres formes d'industrialisation) et qui, par conséquent, peuvent être atténués.
3. **Étudier et améliorer la compréhension des réponses de l'habitat du saumon chinook de la COIV aux perturbations courantes** et aux répercussions de l'utilisation des terres dans les cours d'eau de la COIV, y compris l'élaboration et l'application de modèles conceptuels de l'évolution des cours d'eau en réponse aux interventions liées aux perturbations et à la restauration. Continuer de surveiller l'habitat et la qualité de l'eau et établir des liens avec la croissance et la survie du saumon. Être conscient des effets résiduels des smolts qui quittent l'eau douce et entrent dans les eaux estuariennes et marines. Améliorer la survie dans les eaux marines peut nécessiter des smolts plus « robustes ». Continuer d'évaluer les effets directs et indirects du stress environnemental et des différences de survie entre les poissons d'origine naturelle et ceux d'éclosérie, y compris l'utilisation continue de la microchimie des otolithes. Élaborer un portail central de données SIG pour fournir des couches au public et à d'autres organismes gouvernementaux concernant les habitats essentiels du saumon.
4. **Améliorer l'échantillonnage biologique des remontes d'adultes** Les programmes d'évaluation des stocks qui recueillent des échantillons de poissons (p. ex. les échelles d'âge, l'ADN, etc.) doivent être étendus aux cours d'eau indicateurs du saumon chinook afin de permettre des estimations annuelles des compositions selon l'âge dans la composante d'origine naturelle de l'UGS. Ainsi, il sera possible à terme de paramétrer les modèles de stock-recrutement, ce qui pourrait fournir une base quantitative pour l'élaboration de futurs points de référence.
5. **Déterminer des points de référence quantitatifs supplémentaires** sur les caractéristiques de la population au-delà des abondances agrégées (p. ex. diversité démographique, répartition de l'abondance et degré d'influence des écloséries), et élaborer un système pour les intégrer dans une seule détermination de l'état à l'échelle des UGS, comme l'algorithme d'état rapide, qui permet des évaluations à l'échelle des UC. Il faudra notamment examiner la façon dont la répartition peut être prise en compte dans les points de référence supérieurs du stock.

6. **Améliorer la collaboration avec les partenaires et des détenteurs de connaissances externes ainsi que la collecte et l'intégration de données provenant de ceux-ci.**

L'application d'approches multilatérales de collecte et d'évaluation des données faisant appel à des détenteurs de connaissances locales, en particulier les Premières Nations, continuera d'être importante pour l'établissement d'une compréhension collective de l'UGS. La COIV est une région vaste et éloignée, où les études scientifiques rigoureuses sont limitées par des coûts financiers et de personnel élevés. Les habitants de la COIV constituent donc une ressource de connaissances inestimable, sans laquelle de nombreux aspects du présent rapport n'auraient pas pu être examinés.

7. **Améliorer la science, la recherche et l'expérimentation concernant les écloséries,** notamment 1) élaborer un plan de recherche et d'expérimentation à long terme en collaboration avec les Premières Nations, le milieu universitaire et d'autres professionnels scientifiques externes; 2) élaborer des avis scientifiques sur le niveau d'amélioration approprié au sein d'une unité de conservation (UC) afin de se conformer à la Politique concernant le saumon sauvage; 3) prioriser la recherche qui élabore des solutions aux problèmes potentiels et qui quantifie les facteurs affectant le succès relatif de la reproduction et l'aptitude à long terme des populations de saumon chinook influencées par les écloséries, y compris les effets dépendants de la densité marine. Cette recherche devrait comprendre une évaluation des avantages et des risques potentiels des nouveaux programmes de conservation et de rétablissement sur la valeur adaptative à long terme et la viabilité des populations naturelles de saumon chinook.

11. REMERCIEMENTS

Les données sous-jacentes dans ce rapport proviennent de nombreuses collaborations en matière de surveillance, d'évaluation et de recherche sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Bon nombre sont avec des Premières Nations, des T-Sou'ke au sud jusqu'à Quatsino au nord. Chacune possède des connaissances traditionnelles importantes ainsi que divers degrés de capacité pour appuyer les travaux qui améliorent notre compréhension du saumon chinook de la COIV. Parmi les collaborations clés, il convient de souligner les collaborations scientifiques avec les Premières Nations Pacheedaht, Huu-ay-aht, Hupacasath, Tla-o-qui-aht, Ahousaht, Mowachaht-Muuchalaht et Ka:'yo't'h'/Che:k'tles7et'h'. Les biologistes d'Uu-a-thluk Jared Dick, Jim Lane, Roger Dunlop et Sabrina Cowley jouent également un rôle essentiel dans la surveillance et l'évaluation du saumon chinook de la COIV.

L'élaboration d'un indicateur écologique sur la rivière Sarita dans la baie Barkley a constitué un avantage important pour comprendre la dynamique des populations de saumon chinook de la COIV. Nous remercions toutes les personnes concernées, en particulier Amelia Vos, gestionnaire des pêches des Huu-ay-aht; Robert Bocking et Steven Roias, membres du personnel de LGL Limited; Micah Quindazzi, candidat au doctorat à l'Université de Victoria; et Nicole Laforge, chimiste du MPO.

Ce rapport s'appuie également sur les connaissances et l'expertise locales des groupes d'intendance, des collectivités de la COIV, des pêcheurs commerciaux et des écloséries de saumon. Nous souhaitons particulièrement souligner les contributions de Doug Palfrey, Bob Cole, Dave Smith, Frank Collins, Al Eden, Tom Balfour, Brian Vogrig, Phil Edgell, Steve Emmonds, Robert Brouwer, Caroline Cherry et Mike Austin.

De nombreux collaborateurs et contributeurs ont participé aux évaluations des risques pour 20 bassins versants et l'ensemble de la zone marine. Des remerciements particuliers sont adressés à Isobel Pearsall, Miranda Smith, Marc Labrie, Tawney Lem, Tim Hawkins et Jessica Hutchinson ainsi qu'au personnel de Redd Fish Restoration.

Jim Lane, Dan Greenberg, Robert Bocking, Claire Menendez, Candace Picco, Andrew Bateman et Eric Hertz ont contribué à des examens détaillés qui ont grandement amélioré le présent rapport. Nous sommes également reconnaissants aux nombreux participants de deux réunions d'examen du SCAS qui ont fourni des commentaires verbaux importants.

Tanjit Minhas et Carmen Gemmell ont aidé à la préparation et au formatage des versions antérieures du présent document.

12. RÉFÉRENCES CITÉES

- Adams, J., Kaplan, I.C., Chasco, B., Marshall, K.N., Acevedo-Gutiérrez, A., and Ward, E.J. 2016. [A century of Chinook salmon consumption by marine mammal predators in the Northeast Pacific Ocean](#). Ecol. Informatics. 34: 44–51.
- Adkison, M.D. 2021. [A Review of Salmon Spawner-Recruitment Analysis: The Central Role of the Data and Its Impact on Management Strategy](#). Rev. Fish. Sci. Aquacult. 30(3): 391–427.
- Alderdice, D.F., and Velsen, F.P.J. 1978. [Relation Between Temperature and Incubation Time for Eggs of Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). J. Fish. Board Can. 35(1).
- Ames, J. 1984. Puget Sound chum salmon escapement estimates using spawner curve methodology. In [Proceedings of the workshop on stream indexing for salmon escapement estimation](#). Edited by P.E.K. Symons and M. Waldichuk. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1326: 133–148.
- Anderson, J.H., Warheit, K.I., Craig, B.E., Seamons, T.R., and Haukenes, A.H. 2020. A review of hatchery reform science in Washington State. Washington Department of Fish and Wildlife. Final report to the Washington Fish and Wildlife Commission 2020.
- Atkinson, J., James, S., Innes, K., Duguid, W., Christiansen, N., and Pearsall, I. 2024. Bottlenecks to Survival, Synthesis Report. Prepared for the Department of Fisheries and Oceans Canada (BC Salmon Restoration Innovation Fund). 119 p.
- Barry, K. 2010. Habitat status report for the Sarita River watershed, Vancouver Island, BC. 64 pp.
- Beacham T.D. and C.B. Murray. 1990. [Temperature, Egg Size, and Development of Embryos and Alevins of Five Species of Pacific Salmon: A Comparative Analysis](#). Trans. Am. Fish. Soc. 119(6): 927–945.
- Beacham, T.D., Wallace, C., Jonsen, K., Sutherland, B.J.G., Gummer, C., and Rondeau, E.B. 2021. [Estimation of conservation unit and population contribution to Chinook salmon mixed-stock fisheries in British Columbia, Canada, using direct DNA sequencing for single nucleotide polymorphisms](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 78(10): 1422–1434.
- Berejikian, B.A., Van Doornik, D.M., and Atkins, J.J. 2011. Alternative male reproductive phenotypes affect offspring growth rates in Chinook salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 140(5): 1206–1212.
- Bradford, M.J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 1327–1338.
- Bradford, M.J., and Braun, D.C. 2021. [Regional and local effects drive changes in spawning stream occupancy in a sockeye salmon metapopulation](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 78(8): 1084–1095.

-
- Brown, G.S., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Bailey, R.E., Candy, J.R., Parken, C.K., et Willis, D.M. 2019. [Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon quinnat \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique - Partie I : Renseignements de base](#). Secr. can. de consult. scient. du MPO. Doc. de rech. 2019/011. viii + 79 p.
- Brown, N.A.W. 2023. West Coast of Vancouver Island Chinook Terminal Return Forecast for 2023. [West Coast of Vancouver Island Stock Assessment Bulletins](#). 17 p.
- Brown, N., & Holt, C. 2024. Supporting materials and R code for: Brown et al. West Coast of Vancouver Island Natural-Origin Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Stock Assessment (3.0) [Data set]. Zenodo.
- Bue, B.G., Fried, S.M., Sharr, S., Sharp, D.G., Wilcock, I.A., and Geiger, H.J. 1998. Estimating salmon escapement using area under-the-curve, aerial observer efficiency, and stream-life estimates: the Prince William Sound pink salmon example. North Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull. 1: 240–250.
- Bull, C.D., and Luedke, W. 2024. [Building Salmon Life Cycle Assessment Frameworks to Inform Future Management Challenges](#). North Pac. Anadr. Fish. Comm. Bull. 7: 37–49.
- Burke, B. J., Anderson, J. J., Miller, J. A., Tomaro, L., Teel, D. J., Banas, N. S., and Baptista, A. M. 2016. [Estimating behavior in a black box: how coastal oceanographic dynamics influence yearling Chinook salmon marine growth and migration behaviors](#). Environ. Biol. Fish. 99(8–9): 671–686.
- Campbell, L., Claiborne, A., Ashcraft, S., Zimmerman, M., and Holt, C. 2017. Investigating Juvenile Life History and Maternal Run Timing of Chehalis River Spring and Fall Chinook Salmon Using Otolith Chemistry. Unpublished final report, Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, WA.
- Chasco, B., Hilborn, R., and Punt, A. E. 2007. [Run reconstruction of mixed-stock salmon fisheries using age-composition data](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64(11): 1479–1490.
- Chasco, B.E., Kaplan, I.C., Thomas, A.C., Acevedo-Gutiérrez, A., Noren, D.P., Ford, M.J., ... and Ward, E.J. 2017. Competing trade-offs between increasing marine mammal predation and fisheries harvest of Chinook salmon. Sci. Rep. 7(1): 15439.
- Clarke W.C., Hirano T. 1995. Osmoregulation. In: Groot C., Margolis L., Clarke W.C. (Eds.) Physiological ecology of Pacific salmon. University of British Columbia Press, Vancouver, BC. p 317–378.
- Connors, B.M., Bradley, C.A., Cunningham, C., Hamazaki, T. et Liller, Z.W. 2023. [Estimations des points de référence biologiques pour le complexe de stocks de saumon chinook \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du cours principal du fleuve Yukon d'origine canadienne](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/031. iv + 113 p. (Erratum : mars 2025)
- Connors, B., Ruggerone G.T., and Irvine J.R. 2024. [Adapting management of Pacific salmon to a warming and more crowded ocean](#). ICES J. Mar. Sci. fsae135.
- Cousens, N. B. F., G. A. Thomas, C. G. Swan, and M. C. Healey. 1982. [A review of salmon escapement estimation techniques](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1108. Department of Fisheries and Oceans. 120 p.

-
- COSEWIC (Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada). 2020. [COSEWIC assessment and status report on the Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha*, Designatable Units in Southern British Columbia \(Part Two – Designatable Units with High Levels of Artificial Releases in the Last 12 Years\), in Canada](#). Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xxxv + 203 pp.
- CTC (Chinook Technical Committee). 1997. Incidental fishery mortality of Chinook salmon: Mortality rates applicable to Pacific Salmon Commission Fisheries. [Pacific Salmon Commission Joint Chinook Technical Committee Report](#) TCCHINOOK (97)-1, Vancouver, BC.
- CTC. 2023a. 2023 PSC Chinook Model Calibration. [Pacific Salmon Commission Joint Chinook Technical Committee Report](#) TCCHINOOK (23)-04. Vancouver, BC.
- CTC. 2023b. 2023 Exploitation Rate Analysis. [Pacific Salmon Commission Joint Technical Committee Report](#) TCCHINOOK (23)-06. Vancouver, BC.
- CTC. 2023c. Annual report of Catch and Escapement for 2022. [Pacific Salmon Commission Joint Technical Committee Report](#) TCCHINOOK (23)-02. Vancouver, BC.
- Demarchi, D. A. 2011. An introduction to the ecoregions of British Columbia (Third Edition). Ecosystem Information Section; BC Ministry of Environment.
- Dick, J.B. 2020. 2019 Bedwell River juvenile Chinook out-migration assessment. [Pacific Salmon Commission Southern Boundary Restoration and Enhancement Fund report](#). SF-2022-I-9.
- Doherty, B., and Cox, S.P. 2018. Analysis of Nitinat River Hatchery semi-natural treatment program for Chinook Salmon (2005–2012). Landmark Fisheries Research. Vancouver.
- Dunlop, R.H. 2019. Spawning escapements and origin of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) at Burman River, WCVI, in 2018. Report to the [Pacific Salmon Commission Southern Boundary & Enhancement Fund](#) SF-2018-VHP-11.
- Dunlop, R.H. 2022. Conuma River Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) mark–recapture experiment and progress on development of the climate sensitive spawning residence time index, 2020. Report to the [Pacific Salmon Commission and Southern Boundary & Enhancement Fund](#) SF-2020-I-21.
- English, K.K., Bocking, R.C., and Irvine, J.R. 1992. [A robust procedure for estimating salmon escapement based on the area under-the-curve method](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1982.
- English, K., Searing, G.F., and Nagtegaal, D.A. 2002. [Review of the Strait of Georgia Recreational Creel Survey, 1983–1999](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2414: xi + 81.
- FAO and WHO (Food and Agriculture Organization and World Health Organization). 2008. Risk Assessment and its Role in Risk Analysis. Chapter 2 in Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food. Environmental Health Criteria 240.
- FAO. 2007. Report of the Joint Meeting of Tuna RFMOs: Kobe, Japan.
- Fisher, J., Kimmel, D., Ross, T., Batten, S., Bjorkstedt, E., Galbraith, M., Jacobson, K., Keister, J., Sastri, A., Suchy, K., Zeman, S., and Perry, R.I. 2020. Copepod responses to, and recovery from, the recent marine heatwave in the Northeast Pacific. PICES Press 28(1): 65–74.
- Frid, A., Wilson, K. L., Walkus, J., Forrest, R. E., & Reid, M. 2023. [Re-imagining the precautionary approach to make collaborative fisheries management inclusive of Indigenous Knowledge Systems](#). Fish Fish. 24(6): 940–958.
-

-
- Geist, D.R., Abernethy, C.S., Hand, K.D., Cullinan, V.I., Chandler, J.A., and Groves, P.A. 2006. [Survival, Development, and Growth of Fall Chinook Salmon Embryos, Alevins, and Fry Exposed to Variable Thermal and Dissolved Oxygen Regimes](#). Trans. Am. Fish. Soc. 135(6): 1462–1477.
- Government of Canada. 2021. [Species at risk policy on recovery and survival](#): final version 2021. Date last modified, 2021-03-02.
- Grant, S.C.H., et Pestal, G. 2013. [Évaluation de l'état biologique intégré en vertu de la Politique concernant le saumon sauvage à l'aide de paramètres normalisés et de l'avis des spécialistes : études de cas du saumon rouge du fleuve Fraser \(*Oncorhynchus nerka*\)](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/106. v + 132 p.
- Grant, S.C.H., Holt, C.A., Pestal, G., Davis, B.M., et MacDonald, B.L. 2020. [Réévaluation de 2017 de l'état biologique intégré du saumon rouge du fleuve Fraser \(*Oncorhynchus nerka*\) selon la Politique concernant le saumon sauvage, au moyen de paramètres normalisés et d'avis d'experts](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/038. vii + 211 p.
- Hankin, D.G., Nicholas, J.W., and Downey, T.W. 1993. Evidence for inheritance of age of maturity in chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50(2): 347–358.
- Healey, M.C. 1991. Life history of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). In: Groot C, Margolis L (Eds.) Pacific salmon life histories. University of British Columbia Press, Vancouver, pp 313–393.
- Heard, W.R., Shevlyakov, E., Zikunova, O.V, and McNicol, R.E. 2007. Chinook Salmon – Trends in Abundance and Biological Characteristics. North Pacific Anadromous Fish Comm. Bull. 4: 77–91.
- Heath, D.D., Fox, C.W., and Heath, J.W. 1999. Maternal effects on offspring size: Variation through early development of chinook salmon. Evolution. 53(5): 1605–1611.
- Heath, D.D., Rankin, L., Bryden, C.A., Heath, J.W., and Shrimpton, J.M. 2002. Heritability and Y-chromosome influence in the jack male life history of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Heredity. 89(4): 311–317.
- Hilborn, R. and Walters, C.J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Springer-Science. 570 pp.
- Hobday, A.J., Smith, A.D.M., Stobutzki, I.C., Bulman, C., Daley, R., Dambacher, J.M., Deng, R.A., Dowdney, J., Fuller, M., Furlani, D., Griffiths, S.P., Johnson, D., Kenyon, R., Knuckey, I.A., Ling, S.D., Pitcher, R., Sainsbury, K.J., Sporcic, M., Smith, T., Turnbull, C., Walker, T.I., Wayte, S.E., Webb, H., Williams, A., Wise, B.S., and Zhou, S. 2011. [Ecological risk assessment for the effects of fishing](#). Fish. Res. 108(2–3): 372–384.
- Holtby, L.B. et Ciruna, K.A. 2007. [Unités de conservation du saumon du Pacifique en vertu de la Politique concernant le saumon sauvage](#) Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2007/070. viii + 350 p.
- Holt, C.A., Cass, A., Holtby, B., et Riddell, B. 2009. [Indicateurs de l'état des stocks et repères à l'intention des unités de conservation dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage \(PSS\) du Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.. 2009/058. viii + 74 p.
- Holt, C.A. and Irvine, J.R. 2013. Distinguishing benchmarks of biological status from management reference points: A case study on Pacific salmon in Canada. Environ. Conserv. 40(4): 345–355.
-

-
- Holt, C.A., Davis, B., Dobson, D., Godbout, L., Luedke, W., Tadey, J., et Van Will, P. 2018. [Évaluation des points de référence biologiques pour les unités de conservation du saumon du Pacifique pour lesquelles les données sont limitées, mettant l'accent sur le saumon keta du sud de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/011. ix + 87 p.
- Holt, C.A., M.B. Rutherford, and R.M. Peterman. 2008. [International cooperation among nation-states of the North Pacific Ocean on the problem of competition among salmon for a common pool of prey resources](#). Mar. Pol. 32: 607–617.
- 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 + 79 p.
- Holt, K.R., Holt, C.A., Warkentin, L., Wor, C., Davis, B., Arbeider, M., Bokvist, J., Crowley, S., Grant, S., Luedke, W., McHugh, D., Picco, C., et Van Will, P. [Application de méthodes d'estimation des points de référence limites à des unités de gestion des stocks de saumons du Pacifique dans le cadre d'études de cas](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/010. v + 150 p.
- HSRG (Hatchery Scientific Review Group). 2014. On the Science of Hatcheries: An updated perspective on the role of hatcheries in salmon and steelhead management in the Pacific Northwest. A. Appleby, H.L. Blankenship, D. Campton, K. Currens, T. Evelyn, D. Fast, T. Flagg, J. Gislason, P. Kline, C. Mahnken, B. Missildine, L. Mobrand, G. Nandor, P. Paquet, S. Patterson, L. Seeb, S. Smith, and K. Warheit. June 2014; revised October 2014.
- Interior Fraser Coho Recovery Team. 2006. [Conservation Strategy for coho salmon \(*Oncorhynchus kisutch*\), interior Fraser River populations](#). Fisheries and Oceans Canada.
- Irvine, J.R., Bocking, R., English, K., and Labelle, M. 1992. [Estimating Coho Salmon \(*Oncorhynchus kisutch*\) Spawning Escapements by Conducting Visual Surveys in Areas Selected Using Stratified Random and Stratified Index Sampling Designs](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(10): 1972–1981.
- Irvine, J.R., Luedke, W., Pearsall, I., Sastri, A., Carson, C., Menendez, C., Hutchinson, J., Miller-Saunders, K.M., and Hawkins, T. 2024. [Marine Risk Assessment for Natural-Origin West Coast Vancouver Island Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3603: ix + 308 p.
- Knudsen, E., and Michael, J.H. Editors. 2009. Pacific Salmon Environmental and Life History Models: Advancing Science for Sustainable Salmon in the Future. Am. Fish. Soc. Symposium. 71: 465.
- Krkosek M, Bateman AW, Bass AL, Bugg WS, Connors BM, Deeg CM, Di Cicco E, Godwin S, Grimm J, Krichel L, Mordecai G, Morton A, Peacock S, Shea D, Riddell B and Miller KM. 2024. Pathogens from salmon aquaculture in relation to conservation of wild Pacific salmon in Canada. Sci Adv. 2024 Oct 18;10(42):eadn7118.
- Lewis, B., Grant, W. S., Brenner, R. E., & Hamazaki, T. 2015. Changes in size and age of Chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha* returning to Alaska. PLoS One. 10(6): e0130184.
- LGL Limited. 2025. Sarita River Outmigration Assessment, 2021 and 2022. Report prepared for Huu-ay-aht First Nations as part of the ʔuuʔaʔuk Watershed Renewal Program.
-

-
- Liermann, M.C., Sharma, R., and Parken, C.K. 2010. [Using accessible watershed size to predict management parameters for Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, populations with little or no spawner-recruit data: A Bayesian hierarchical modelling approach](#). Fish. Manage. Ecol. 17: 40–51.
- Lindley, S.T., Mantua, N.J., Rogers, T.L. and Munch, S.B. 2021. Recent changes in the spatial and temporal distribution of salmon habitat in the North Pacific. North Pac Anadromous Fish Comm Tech Rep 17: 108–112.
- Luedke W, Dobson D, and Mathias K. 2019. 2017 [Terminal Abundance of WCVI Chinook Salmon](#). Report to the Northern Endowment Fund, Pacific Salmon Commission. March 2019.
- Malick, M.J., Cox, S.P., Mueter, F.J., Dorner, B., and Peterman, R.M. 2017. [Effects of the North Pacific Current on the productivity of 163 Pacific salmon stocks](#). Fish Oceanogr. 26: 268–281.
- Marentette, J.R. and Kronlund, A.R. 2020. A Cross-Jurisdictional Review of International Fisheries Policies, Standards and Guidelines: Considerations for a Canadian Science Sector Approach. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3342: xiii + 169 p.
- Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K.J., Matschoss, P.R., Plattner, G.-K., Yohe, G.W., and Zwiers, F.W. 2010. Guidance Note for Lead Authors of the IPCC Fifth Assessment Report on Consistent Treatment of Uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)
- McHugh, D. and D. Dobson. 2013. Evaluation and improvement of the Survey Method used to estimate Chinook escapement along the West Coast of Vancouver Island (WCVI). DFO project report funded by the 2005-2006 [PSC Southern Boundary Restoration Fund](#). March 2013. 42 pp.
- Merino, G., Murua, H., Santiago, J., Arrizabalaga, H., and Restrepo, V. 2020. Characterization, communication, and management of uncertainty in tuna fisheries. Sustainability. 12(19): 8245.
- Middlemas, S. J., Barton, T. R., Armstrong, J. D., and Thompson, P. M. 2006. Functional and aggregative responses of harbour seals to changes in salmonid abundance. Pro. Royal Soc. B: Biol. Sci. 273(1583): 193–198.
- Moran, P., Teel, D. J., Banks, M. A., Beacham, T. D., Bellinger, M. R., Blankenship, S. M., and Smith, C. T. 2013. Divergent life-history races do not represent Chinook salmon coast-wide: the importance of scale in Quaternary biogeography. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70(3): 415–435.
- MPO. 2005. [Canada's policy for conservation of wild Pacific salmon](#).
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#)
- MPO. 2011. [Complément au cadre de 2005 pour l'élaboration d'avis scientifiques concernant les cibles de rétablissement dans le contexte de la Loi sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/061.
- MPO. 2013. [Examen et mise à jour des désignations d'unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013/022.
-

-
- MPO. 2015. Politique concernant le saumon sauvage – [évaluations de l'état biologique pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur \(*Oncorhynchus kisutch*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/022.
- MPO. 2016. [État biologique intégré du saumon quinnat \(*oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique en vertu de la politique concernant le saumon sauvage](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/042.
- MPO. 2020. [Évaluation du potentiel de rétablissement de neuf unités désignables du saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) du fleuve Fraser – Partie 1 : Probabilité d'atteindre les cibles de rétablissement fixées](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/012.
- MPO. 2021a. [Un cadre de procédures de gestion pour les poissons de fond en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/002.
- MPO. 2021b. [Évaluation du potentiel de rétablissement de 11 unités désignables de saumon chinook \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du fleuve Fraser, partie 2 : éléments 12 à 22](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/030.
- MPO. 2021c. [Avis scientifique sur les stratégies de pêche fondées sur l'approche de précaution aux termes des dispositions relatives aux stocks de poissons](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/004.
- MPO. 2022a. [Méthodologies et lignes directrices pour l'élaboration de points de référence limites pour le saumon](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2022/030.
- MPO. 2022b. [Évaluation du potentiel de rétablissement des populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, unités désignables du Fraser et du sud de la partie continentale \(1, 6, 13 et 15\)](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2022/035.
- MPO. 2023a. [Southern Salmon Integrated Fisheries Management Plan 2023/2024](#). 23-2280: 639 p.
- MPO. 2023b. [Points de référence biologiques et éléments de base pour l'établissement des objectifs de gestion pour les regroupements de saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) des rivières Skeena et Nass](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2023/008.
- MPO. 2024. [Approximations rapides de l'état du saumon du Pacifique dérivées d'évaluations d'experts intégrées dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage de Pêches et Océans Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/004.
- Nelson, B.W., Walters, C.J., Trites, A.W., and McAllister, M.K.. 2019. [Wild Chinook salmon productivity is negatively related to seal density and not related to hatchery releases in the Pacific Northwest](#). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 76(3): 447–462.
- Ohlberger, J., Ward, E.J., Schindler, D.E., and Lewis, B. 2018. Demographic changes in Chinook salmon across the Northeast Pacific Ocean. *Fish Fish*. 19(3): 533–546.
- 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. *Proc Natl Acad Sci USA*. 116(52): 26682–26689.
- Ohlberger, J., Schindler, D.E., Brown, R.J., Harding, J.M.S., Adkison, M.D., Munro, A.R., Hortsman, L., and Spaeder, J. 2020. [The reproductive value of large females: consequences of shifts in demographic structure for population reproductive potential in Chinook salmon](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 77(2): 8.
- Olesiuk, P.F. 2018. [Recent trends in Abundance of Steller Sea Lions \(*Eumetopias jubatus*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/006. v + 67 p.
-

-
- Parken, C.K., McNicol, R.E., et Irvine, J.R. 2006. [Méthode axée sur l'habitat pour estimer les objectifs d'échappée pour les stocks de saumon quinnat de la Colombie-Britannique pour lesquels les données sont rares, 2004](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2006/83. vii + 67 p.
- Parsons, A. L., and Skalski, J. R. (2010). [Quantitative Assessment of Salmonid Escapement Techniques](#). Rev. Fish. Sci. 18(4): 301–314.
- 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](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3570: xiv + 200 p.
- PSC (Pacific Salmon Commission) 2005. [Report of the Expert Panel on the Future of the Coded Wire Tag Recovery Program](#). Pacific Salmon Commission publication. 230 p.
- PSC 2016. Investigation of maturation-rate estimation models and their influence on PSC Chinook model abundance indices. [Pacific Salmon Commission Joint Chinook Technical Committee Report](#) TCCHINOOK (16)-1.
- [PST \(Pacific Salmon Treaty\)](#). 2019.
- Ricker, W.E. 1975. [Computation and interpretation of biological statistics of fish populations](#). Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 191. Ottawa, Canada.
- Riddell, B.E. 1993. [Spatial organization of Pacific salmon: What to conserve?](#) In J.G. Cloud and G.H.Thorgaard, Genetic Conservation of Salmonid Fishes, pp. 22–41. New York: Plenum Press.
- Riddell, B.E., Tompkins, A., Luedke, W., and Lehmann, S. 1996. 1996 Abundance forecast, and preliminary outlook for 1997 for Robertson Creek Hatchery and the Stamp River Chinook salmon. Pacific Stock Assessment Review Committee Report X96–01. 36 p.
- Riddell, B.E., Luedke, W., Till, J., Taylor, S., et Tompkins, A. 2002. [Remontes du saumon quinnat sur la côte ouest de l'île de Vancouver en 2001, prévision de la remonte de 2002 du stock indicateur de la rivière Stamp et de l'écloserie du ruisseau Robertson et perspectives pour les autres stocks de saumon quinnat de la côte ouest de l'île de Vancouver](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2002/119. 43 p.
- Riddell, B., M. Bradford, R. Carmichael, D. Hankin, R. Peterman, and A. Wertheimer. 2013. [Assessment of status and factors for decline of Southern BC Chinook Salmon: Independent Panel's Report](#). Prepared with the assistance of D. R. Marmorek and A. W. Hall, ESSA Technologies Ltd., Vancouver, for Fisheries and Oceans Canada (Vancouver) and Fraser River Aboriginal Fisheries Secretariat (Merritt, BC).
- Ruggerone, G.T., and Irvine, J.R. 2018. [Numbers and biomass of natural- and hatchery-origin pink, chum, and sockeye salmon in the North Pacific Ocean, 1925–2015](#). Mar. Coast. Fish. 10: 152–168.
- Ruggerone, G.T., and Volk, E. 2004. Residence time and growth of natural and hatchery Chinook salmon in the Duwamish Estuary and Elliott Bay, Washington, based on otolith chemical and structural attributes. Natural Resources Consultants, INC.
- Ruggerone, G.T., J.L.Nielsen, and B.A.Agler. 2009. Linking marine and freshwater growth in western Alaska Chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. J. Fish Biol. 75: 1287–1301.
- Ruggerone G.T., Springer A.M., van Vliet G.B., Connors B., Irvine J.R., Shaul L.D., Sloat M.R. and Atlas W.I. 2023. From diatoms to killer whales: impacts of pink salmon on North Pacific ecosystems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 719: 1–40.

-
- Sainsbury, N.C., Angel, E., Moore, J.W., Blackstone, K., Ha'wilt n' yasim (Samantha Christiansen), Tyee Ha'wilt wee-wim-ta-eek (Christina Cox), Tyee Ha'wilt Hyuušulth (Francis Gillette), ?aniicsačist (Larry Johnson), Hii-saa-maa-nuł (Archie Little), Ross, D. Sr., Tootooch (Tom Tatoosh), Tataup (Tom Watts), and Hutchinson, J. 2024. Risks to salmon in the ha-ha-houlthee of the Nuu-chah-nulth Ha'wilt and connected harm to other life. Uu-a-thluk: Taking Care of and Watershed Futures Initiative.
- Serchuck, F.M., Rivard, D., Casey, J and R.K. Mayo. 1999. Proceedings, 5th NMFS NSAW. NOAA Technical Memo. NMFS-F/SPO-40.
- Seitz, A. C., Courtney, M. B., Evans, M. D., & 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](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 76(9): 1608–1615.
- Scheuerell, M.D. 2005. Influence of juvenile size on the age at maturity of individually marked wild Chinook Salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 134: 999–1004.
- Scheuerell, M.D. 2016. An explicit solution for calculating optimum spawning stock size from Ricker's stock recruitment model. PeerJ. 4.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A., and Webster, M.S.. 2010. [Population diversity and the portfolio effect in an exploited species](#). Nature. 465: 609–613.
- Shortreed, K.S., J.M.B. Hume, and J.G. Stockner. 2000. Using photosynthetic rates to estimate the juvenile Sockeye salmon rearing capacity of British Columbia lakes. p. 505–521. In E.E. Knudsen, C.R. Steward, D.D. MacDonald, J.E. Williams, and D.W. Reiser, (Editors). Sustainable fisheries management: Pacific Salmon. CRC Press LLC Boca Raton, New York.
- Symons, P.E.K., and Waldichuk, M. (Editors). 1984. [Proceedings of the Workshop on Stream Indexing for Salmon Escapement Estimation, West Vancouver, B.C., 2–3 February 1984](#). Can. Tech. Rep. Fish. and Aquat. Sci. No. 1326: xv + 258 p.
- Tanasichuck, R.W., Grayson, J., Yakimishyn, J., Taylor, S., and Dagley, G.D. 2014. [The Early Marine Biology of the Hatchery/Wild Juvenile Salmonid \(*Oncorhynchus spp.*\) Community in Barkley Sound, Canada](#). Open Fish Sci. J. 7: 8–22.
- Tattam, I.A., Ruzycki, J.R., McCormick, J.L., and Carmichael, R.W. 2015. Length and condition of wild chinook salmon smolts influence age at maturity. Trans. Am. Fish. Soc. 144(6): 1237–1248.
- Tucker, S., Trudel, M., Welch, D.W., Candy, J.R, Morris, J.F.T., Thiess, M.E., Wallace, and C., Beacham, T.D. 2011. Life History and Seasonal Stock-Specific Ocean Migration of Juvenile Chinook Salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 140(4): 1101–1119.
- Tucker, S., Hipfner, J. M., and Trudel, M. 2016. [Size- and condition-dependent predation: A seabird disproportionately targets substandard individual juvenile salmon](#). Ecology. 97(2): 461–471.
- US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1998. Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F.
- Vélez-Espino, L. A., Willis, J., Parken, C. K., and Brown, G. 2011. [Cohort analyses and new developments for coded wire tag data of Atnarko River Chinook salmon](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. xiii + 68 p.
-

-
- Vélez-Espino, L.A., J.R. Irvine, I. Winther, R. Dunlop, G. Mullins, K. Singer, and N. Trouton. 2016. Robust and defensible mark-recapture methodologies for salmon escapement: modernizing the use of data and resources. *North Am. J. Fish. Manage.* 36(1): 183–206.
- Vøllestad, L.A., Peterson, J., and Quinn, T.P. 2004. Effects of Freshwater and Marine Growth Rates on Early Maturity in Male Coho and Chinook Salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 133(3): 495–503.
- Walters, C.J., and Juanes, F. 1993. Recruitment limitation as a consequence of natural selection for use of restricted feeding habitats and predation risk taking by juvenile fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50(10): 2058–2070.
- Weil, J., Luedke, W., Healy, T.M., Withler, R.E., Brown, N., Bokvist, J., and Porszt, E. The Magnitude and Extent of Chinook Straying from Hatcheries in Southern BC. *Can. Sci. Advis. Sec. Working Paper*. In Press.
- Weitkamp, L.A. 2010. [Marine distributions of Chinook salmon from the West Coast of North America determined by coded-wire tag recoveries](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 139(1): 147–170.
- Weitkamp, L.A. and S. Garcia. 2022. [Predation on Pacific Salmon on the High Seas](#). North Pacific Anadromous Fish Commission Technical Report No. 18: 32–36.
- Williamson, K.S., Murdoch, A.R., Pearsons, T.N., Ward, E.J., and Ford, M.J. 2010. [Factors influencing the relative fitness of hatchery and wild spring Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in the Wenatchee River, Washington, USA](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 1840–1851.
- Willmes, Malte, Anna M. Sturrock, Flora Cordoleani, Sara Hugentobler, Mariah H. Meek, George Whitman, Kimberly Evans, Eric P. Palkovacs, Natalie J. Stauffer-Olsen, Rachel C. Johnson. 2024. Integrating otolith and genetic tools to reveal intraspecific biodiversity in a highly impacted salmon population. *J. Fish. Biol.* 105(2): 412–430.
- Winther, I., and T.D. Beacham. 2006. [The application of Chinook salmon stock composition data to management of the Queen Charlotte Islands troll fishery, 2002 to 2005](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2665: vii + 88 p.
- Withler, R., Willis, D., Luedke, W., McHugh, D., Porszt, E., DiNovo, S., Lynch, C., and Wetklo, M. 2017. Interactions of Natural and Enhanced Chinook Salmon in WCVI River Systems. Fisheries and Oceans Canada. [Southern Endowment Fund Project](#) SF-2014-I-22.
- 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. xii + 88 p. (Erratum: October 2023)
- Wright, B.E., Riemer, S.D., Brown, R.F., Ougzin, A.M., and Bucklin, K.A. 2007. Assessment of harbor seal predation on adult salmonids in a Pacific Northwest estuary. *Ecol. Appl.* 17(2): 338–351.
- WSAS (Washington State Academy of Sciences). 2022. Pinniped Predation on Salmonids in the Washington Portions of the Salish Sea and Outer Coast. Seattle, WA: WSAS, 1–81.

ANNEXE A. DONNÉES ET AJUSTEMENTS DU MODÈLE POUR LES ANALYSES DU RECRUTEMENT DES GÉNITEURS SUR LES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DE LA RECONSTITUTION DES REMONTES

A.1. DONNÉES

Les modèles de Ricker ont été ajustés aux trois UC dans l'UGS du saumon chinook de la COIV à l'aide des séries chronologiques sur les géniteurs et le recrutement compilées par Diana Dobson (MPO, comm. pers., 1987-2015, résumé ci-dessous). Ces modèles supposaient que les taux d'exploitation étaient les mêmes dans toutes les UC et qu'ils étaient équivalents à ceux estimés à l'écloserie du ruisseau Robertson pour les poissons d'écloserie. Comme la validité de cette hypothèse est incertaine et susceptible d'être irréaliste, la reconstitution des remontes n'a pas été utilisée comme base pour estimer les points de référence des UC ou pour évaluer l'état. Cependant, on a utilisé les estimations des paramètres de Ricker dérivées de ces modèles dans les analyses de sensibilité pour la dérivation des points de référence et dans les projections afin de démontrer les points de référence cibles possibles.

A.2. RÉSULTATS

Les estimations des paramètres sont fournies dans le Tableau A-1.

Tableau A-1. Estimations des paramètres de Ricker pour 3 UC de saumon chinook de la COIV

UC	$\ln(\alpha)$ (ET)	β (ET)	σ (ET)
COIV-Sud	1,14 (0,29)	0,00099 (0,0015)	0,80 (1,16)
COIV-Nootka et Kyuquot	1,58 (0,25)	0,00093 (0,0013)	0,69 (1,14)
COIV-Nord	1,53 (0,29)	0,00030 (0,0013)	0,68 (1,14)

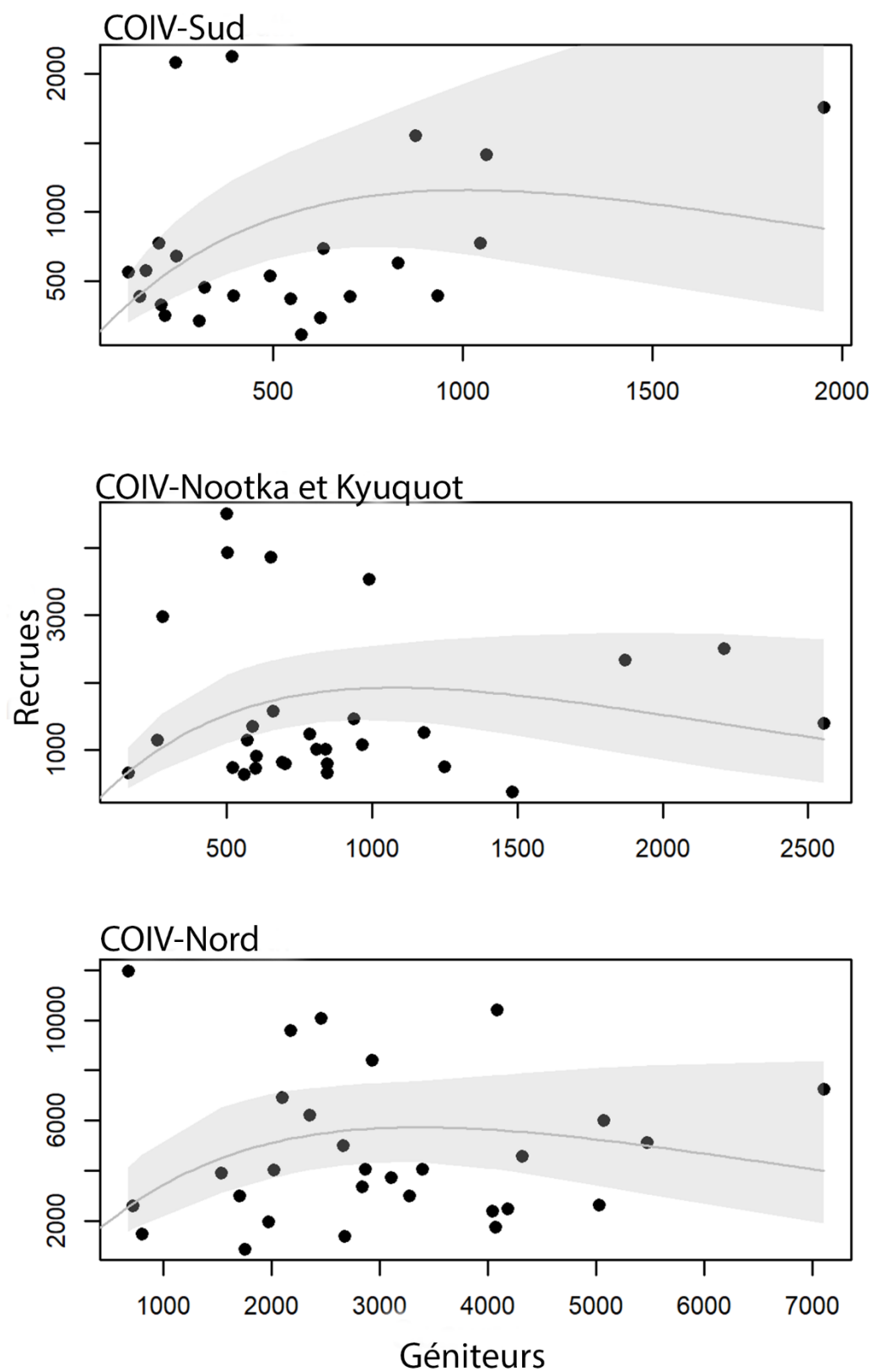


Figure A-1. Ajustements des modèles stock-recrutement de Ricker avec intervalles de confiance à 95 % pour trois UC de saumon chinook de la COIV.

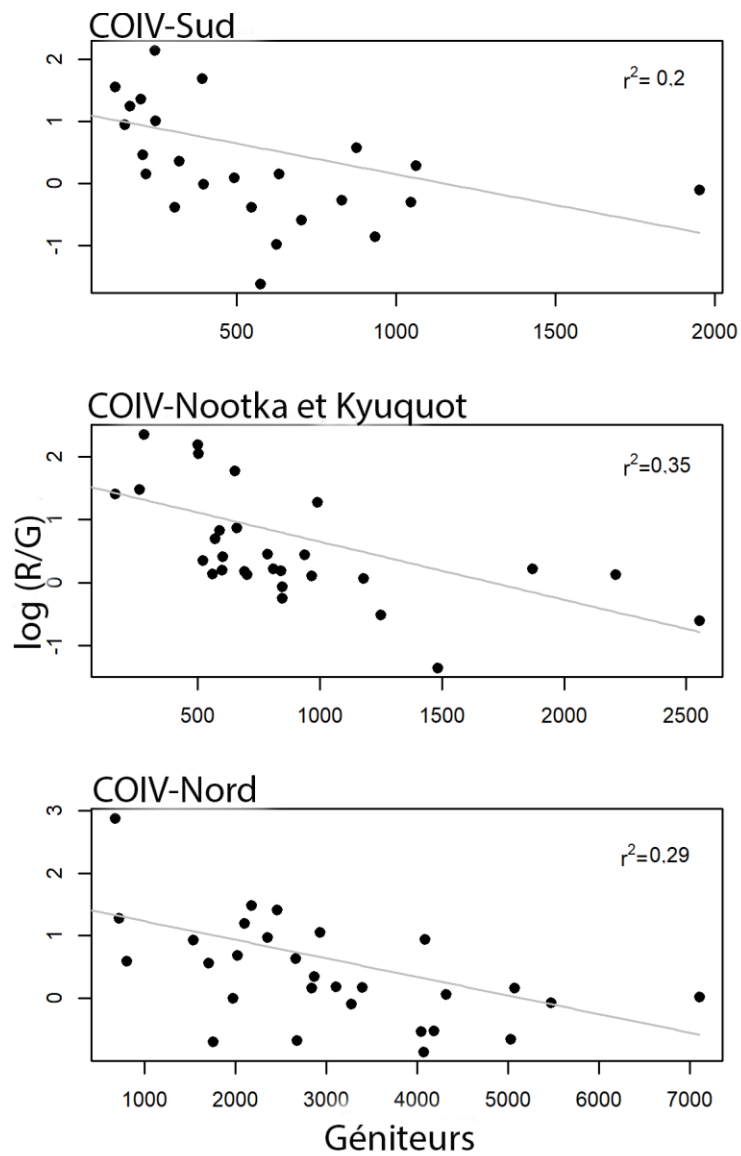


Figure A-2. Ajustements du modèle de Ricker linéarisé avec une valeur de R^2 pour trois UC de saumon chinook de la COIV.

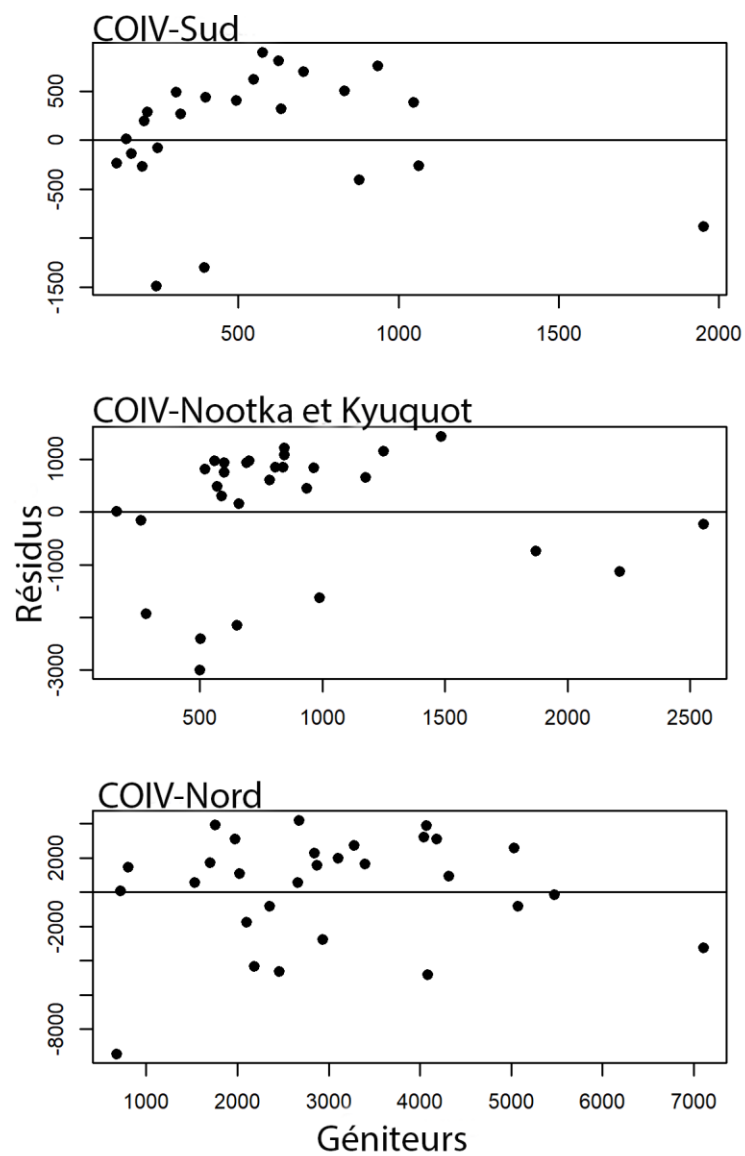


Figure A-3. Tracés résiduels des ajustements de Ricker pour trois UC de saumon chinook de la COIV.

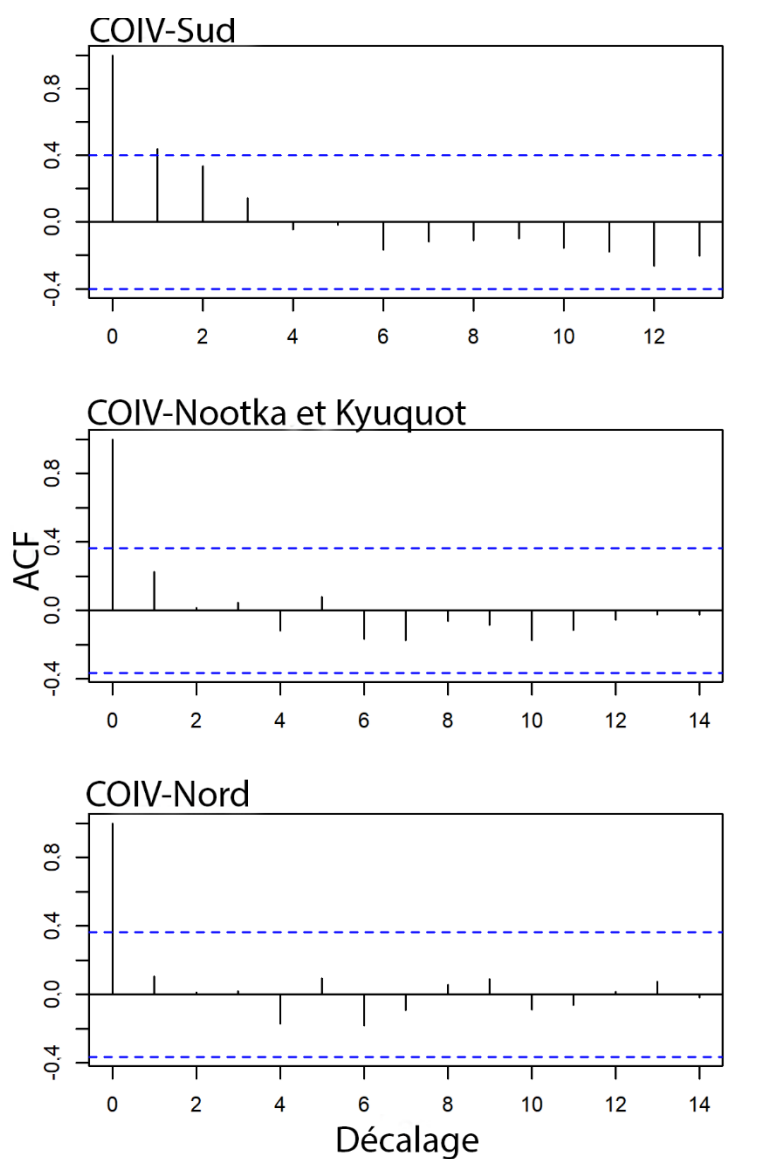


Figure A-4. Diagrammes de la fonction d'autocorrélation (FAC) des résidus provenant des ajustements de Ricker pour trois UC de saumon chinook de la COIV.

Nous avons comparé plus en détail les modèles de Ricker dérivés des ajustements du modèle ci-dessus et ceux utilisant une autre méthode de productivité, $\ln(\alpha)$, les estimations dérivées d'hypothèses sur la productivité tirées du modèle de la zone du bassin versant et de ses ensembles de données synoptiques sous-jacents, ainsi que du modèle du cycle biologique pour le saumon chinook de la COIV. Aux fins du tracé, l'hypothèse concernant la dépendance à la densité, β , était la même parmi les hypothèses de productivité pour mettre à l'échelle les prévisions au même niveau.

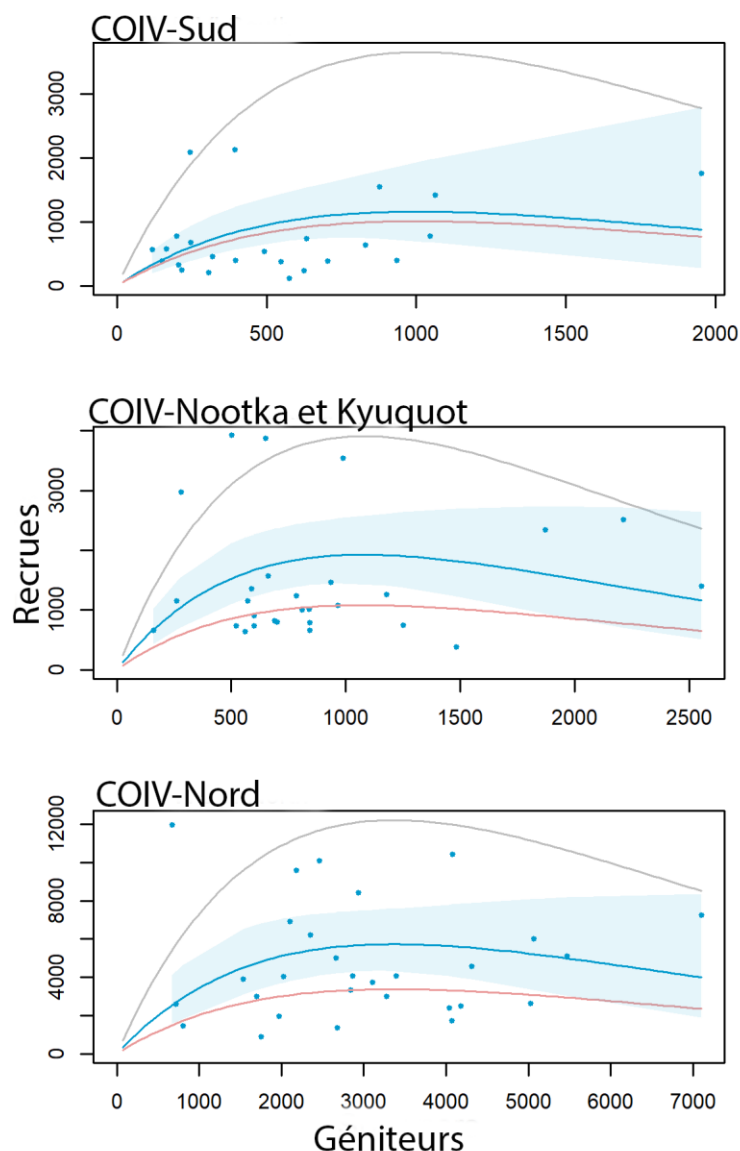


Figure A-5. Modèles de Ricker comme sur la figure A1, mais avec un ombrage bleu (ligne représentant l'ajustement de l'EMV avec des intervalles de confiance à 95 %), avec d'autres estimations de la productivité moyenne, $\ln(\alpha)$, dérivées de l'hypothèse relative à la productivité, du modèle des superficies des bassins versants et de ses ensembles de données synoptiques sous-jacents (ligne grise), et à partir du modèle du cycle biologique pour le saumon chinook de la COIV (ligne rose). Les couleurs sont les mêmes que pour l'hypothèse de productivité de la figure 4.1.

A.3. TRAVAUX FUTURS

Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour compiler les séries chronologiques mises à jour de la relation géniteurs-recrutement qui tiennent compte des contributions des écloséries et de la vulnérabilité différentielle des UC aux pêches. Les itérations futures pourraient également prendre en compte d'autres structures de modèle, y compris celles avec autocorrélation, les covariables de survie et la structure hiérarchique, ainsi que les modèles état-espace avec des distributions a priori informatives sur la capacité et la productivité.

A.4. RÉFÉRENCES

Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. [Méthode axée sur l'habitat pour estimer les objectifs d'échappée pour les stocks de saumon quinnat de la Colombie-Britannique pour lesquels les données sont rares, 2004.](#) Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2006/83. vii + 67 p.

ANNEXE B. TEXTE JUSTIFICATIF ET GRAPHIQUES POUR LES POINTS DE RÉFÉRENCE

B.1. PÉNALITÉS DE VRAISEMBLANCE POUR LE MODÈLE INTÉGRÉ DES SUPERFICIES ACCESSIBLES DES BASSINS VERSANTS

Pour les relations de recrutement des géniteurs de Ricker dans le modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants, nous avons défini des pénalités de vraisemblance minimalement informatives afin de limiter les estimations des paramètres à des valeurs plausibles.

$$\mu_{\alpha \text{ fluvial}} \sim N(1,5 \ 2)$$

$$\mu_{\alpha \text{ océan}} \sim N(0 \ 2)$$

$$\sigma_t \sim \text{InvGamma}(0,1 \ 0,1)$$

$$\sigma_{\alpha} \sim \text{InvGamma}(0,1 \ 0,1)$$

Pour la régression entre $\ln(G_{\text{RMD}})$, ou $\ln(G_{\text{REMP}})$ et $\ln(\text{superficies accessibles des bassins versants})$, diverses pénalités de vraisemblance ont été envisagées pour σ_v et σ_{δ} , y compris des distributions gamma inversée, normale, délimitée et uniforme. On a appliqué une pénalité de vraisemblance de la distribution gamma inversée pour fournir des valeurs plausibles aux estimations de la variance.

$$\sigma_v \sim \text{InGamma}(1 \ 1)$$

$$\sigma_{\delta} \sim \text{InGamma}(1 \ 1)$$

Ces pénalités de vraisemblance forcent les variances à s'éloigner de zéro en raison des difficultés d'attribution de la variance entre les composantes de régression de Ricker et du modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants. Nous recommandons de mettre à jour les pénalités de vraisemblance sur les termes de variance dans les itérations futures du modèle afin de mieux saisir les valeurs plausibles et d'améliorer la convergence, ou de plutôt tenir compte d'autres formes du modèle, telles qu'utilisées dans Liermann *et al.* (2010).

Tableau B-1. Valeurs des paramètres pour les régressions linéaires entre $\ln(\text{superficies accessibles des bassins versants})$ et $\ln(G_{\text{RMD}})$ ou $\ln(G_{\text{REMP}})$ [équation 3].

Variable prévue	Paramètre	Description	Estimation	Erreur type
$\ln(G_{\text{REMP}})$	$\nu_0 \text{ fluvial}$	Ordonnée à l'origine pour les populations de type fluvial	4,25	0,42
	$\nu_0 \text{ océan}$	Écart de l'ordonnée à l'origine pour le type océanique par rapport au type fluvial	-1,51	1,04
	$\ln(\nu_1 \text{ fluvial})$	Ln de la pente pour les populations de type fluvial	-0,41	0,08
	$\nu_1 \text{ océan}$	Écart de la pente pour les populations de type océanique	0,35	0,14
	$\ln(\sigma_v)$	Ln de l'écart-type dans les résidus	-0,99	0,16

Variable prévue	Paramètre	Description	Estimation	Erreur type
$\ln(G_{RMD})$	$\delta_0 \text{ fluvial}$	Ordonnée à l'origine pour les populations de type fluvial	3,28	0,42
	$\delta_0 \text{ océan}$	Écart de l'ordonnée à l'origine pour le type océanique par rapport au type fluvial	-1,65	1,04
	$\ln(\delta_1 \text{ fluvial})$	Ln de la pente pour les populations de type fluvial	-0,41	0,08
	$\delta_1 \text{ océan}$	Écart de la pente pour les populations de type océanique	0,36	0,14
	$\ln(\sigma_\delta)$	Ln de l'écart-type dans les résidus	-1,01	0,16

Tableau B-2. Paramètres d'entrée pour les points de référence basés sur la projection.

Description des paramètres (équation dans le texte)	Valeur (par bras de mer pour les paramètres de Ricker)		Source
Paramètre de productivité de Ricker, $\ln(\alpha)$ (équation 2)	Kyuquot	1,58	Analyses du recrutement des géniteurs appliquées à la reconstitution des remontes au niveau de l'UC, voir la section 4.1
	Clayoquot	1,14	
	Quatsino	1,53	
	Barkley	1,14	
	Nootka/Esperanza	1,58	
	San Juan	1,14	
Paramètre de dépendance à la densité de Ricker, β (équation 2)	Kyuquot	0,000238	Dérivé de G_{REMP} estimé à partir du modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants et de la productivité tirée des reconstitutions des remontes, voir la section 4.1
	Clayoquot	0,0000945	
	Quatsino	0,000358	
	Barkley	0,000391	
	Nootka/Esperanza	0,0000601	
	San Juan	0,000147	
Écarts-types de Ricker dans les résidus, σ_R (équation 2)	Kyuquot	0,69	Analyses du recrutement des géniteurs appliquées à la reconstitution des remontes au niveau de l'UC, voir la section 4.1
	Clayoquot	0,80	
	Quatsino	0,68	
	Barkley	0,80	
	Nootka/Esperanza	0,69	

Description des paramètres (équation dans le texte)	Valeur (par bras de mer pour les paramètres de Ricker)		Source
	San Juan	0,80	
Covariance des résidus de Ricker entre les bras de mer	Voir la figure 4.6 dans le texte		Covariance de l'abondance des géniteurs entre les bras de mer, voir la section 4.3.4
Proportions moyennes des âges à maturité (âges 2 à 5)	Kyuquot	0,01, 0,10, 0,48 et 0,40	Dérivé de la reconstitution des remontes au niveau de l'UC, voir la section 4.1
	Clayoquot	0,02, 0,14, 0,45 et 0,38	
	Quatsino	0,02, 0,15, 0,47 et 0,36	
	Barkley	0,02, 0,14, 0,45 et 0,38	
	Nootka/Esperanza	0,01, 0,10, 0,48 et 0,40	
	San Juan	0,02, 0,14, 0,45 et 0,38	
Variabilité de l'âge à maturité, d'après une distribution logistique multivariée	Kyuquot	0,7	Dérivé de la reconstitution des remontes au niveau de l'UC, voir la section 4.1
	Clayoquot	0,7	
	Quatsino	0,8	
	Barkley	0,7	
	Nootka/Esperanza	0,7	
	San Juan	0,7	
Abondance initiale des géniteurs (abondance à l'équilibre)	Kyuquot	5 649	Modèle intégré des superficies accessibles des bassins versants, voir la section 4.1
	Clayoquot	8 649	
	Quatsino	3 626	
	Barkley	2090	
	Nootka/Esperanza	22360	
	San Juan	5 546	
Taux d'exploitation moyen	30 %		Holt, K. <i>et al.</i> (2023b)
Taux d'exploitation minimal	5 %		Holt, K. <i>et al.</i> (2023b)

Description des paramètres (équation dans le texte)	Valeur (par bras de mer pour les paramètres de Ricker)	Source
Coefficient de variation du taux d'exploitation au fil du temps, p. ex. lié à l'incertitude de la mise en œuvre	0,17	Paramétré à partir de la série chronologique des taux d'exploitation préterminaux de 2010 à 2019 pour l'indicateur d'écloserie du ruisseau Robertson. Voir Holt, K. <i>et al.</i> (2023b)
Coefficient de variation de l'exploitation entre les bras de mer	0,085	Holt, K. <i>et al.</i> (2023b)

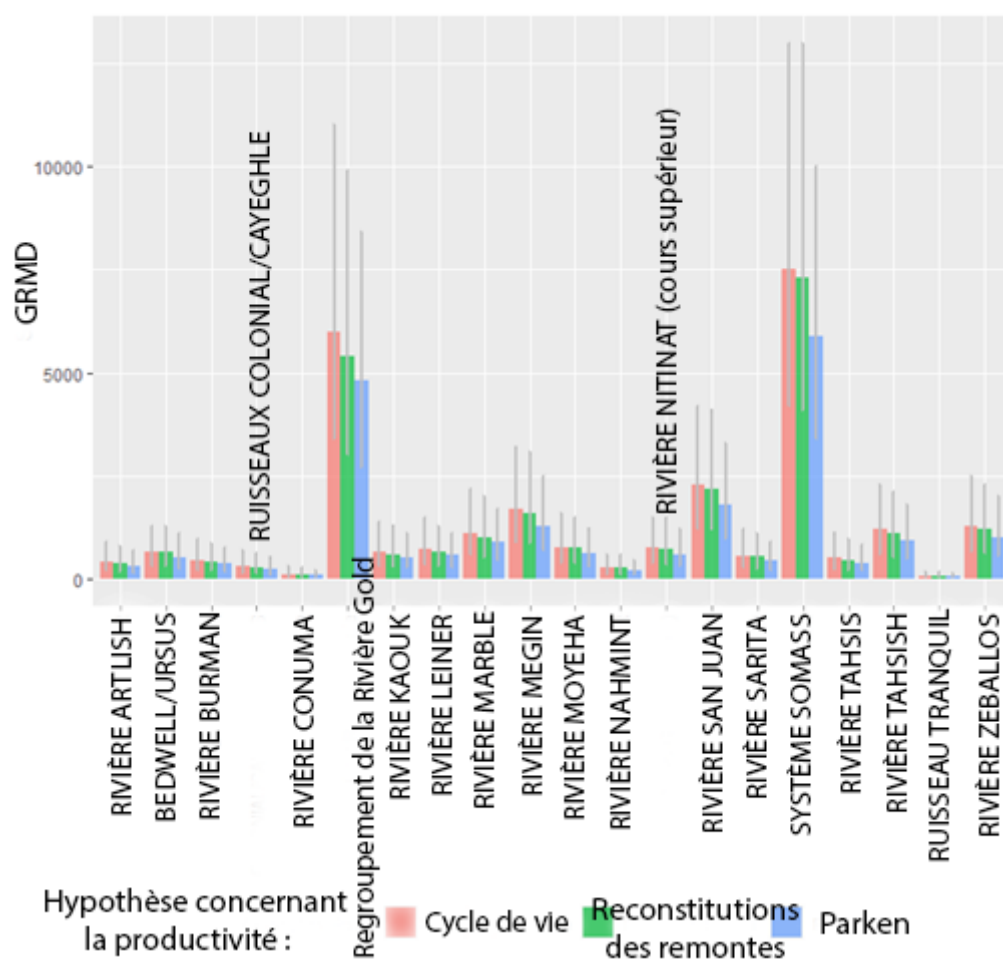


Figure B-1. Points de référence, abondance des géniteurs au rendement maximal durable, GRMD, pour les populations indicatrices des échappées, dérivés du modèle d'habitat décrit dans Parken *et al.* (2006) et mis en œuvre dans Holt *et al.* (2023b), selon trois hypothèses sur la productivité fondées sur un modèle de cycle de vie, des reconstitutions des remontes propres aux UC et des hypothèses de Parken *et ses collaborateurs* (2006).

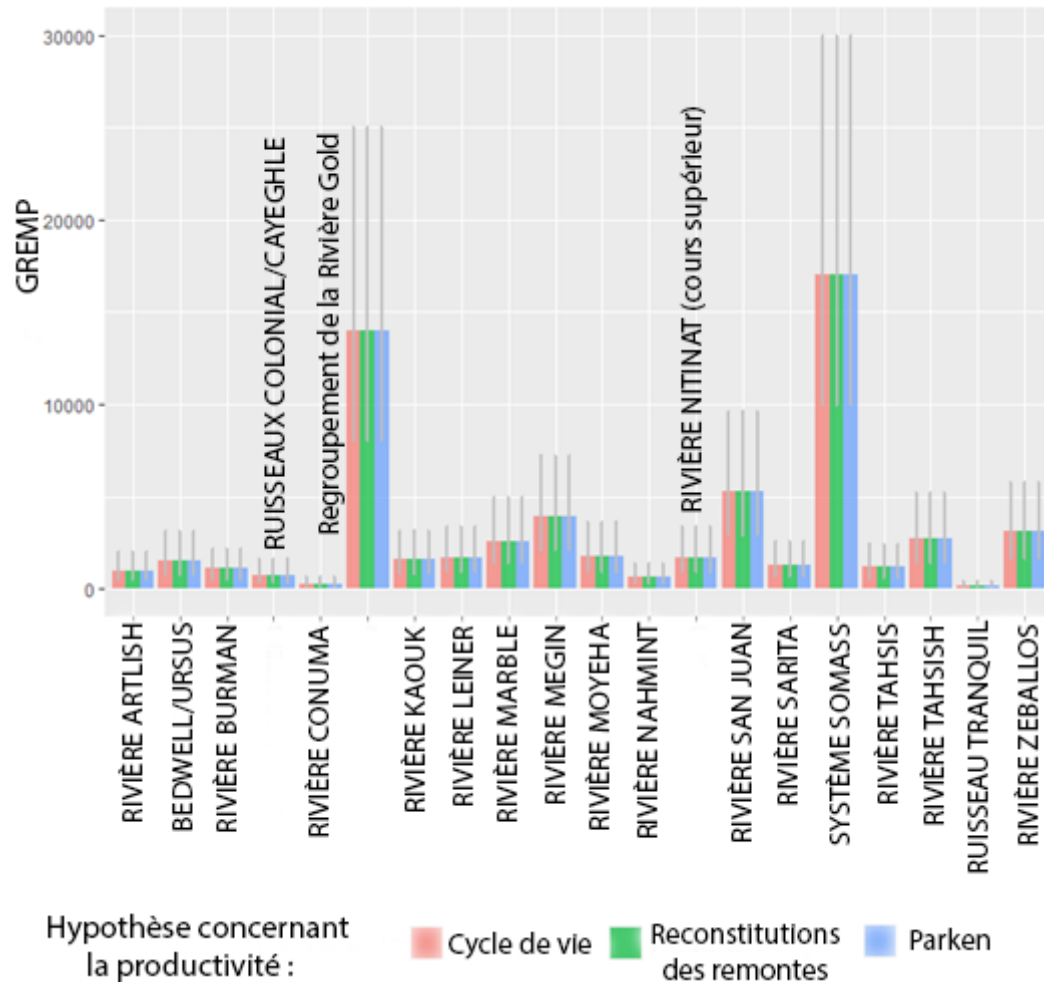


Figure B-2. Points de référence, abondance des géniteurs au moment du remplacement, G_{REMP} , pour les populations indicatrices des échappées, dérivés du modèle d'habitat décrit dans Parken et al. (2006) et mis en œuvre dans Holt et al. (2023b). Nous avons supposé que ces valeurs ne dépendaient pas de la productivité.

ANNEXE C. TABLEAUX DE DONNÉES JUSTIFICATIVES

Tableau C-1. Tableau de la base de données nuSEDS du MPO permettant de déterminer le type d'estimation, en fonction des associations entre la méthode, la fiabilité, l'exactitude et la précision des relevés. RICE est le registre d'inspection de cours d'eau et CRSE est le compte rendu sommaire de l'estimation. La durée de vie des relevés directs ou indirects indique ici si les observations et estimations directes sont effectuées dans le cadre de la surveillance, ou si l'extrapolation indirecte est utilisée à partir d'autres études.

Type d'estimation	Méthode de relevé	Méthode d'analyse	Fiabilité (dans les comparaisons des stocks)	Unités	Exactitude	Précision	Documentation
Type 1, abondance réelle, haute résolution	total, dénombrements saisonniers par barrière ou passe migratoire; pratiquement aucune dérivation	simple, souvent en une seule étape	résolution fiable des différences entre les années >10 % (en unités absolues)	abondance absolue	réelle, très élevée	infinie, c.-à-d. + ou zéro %	RICE détaillés, CRSE, notes de terrain ou journaux de bord, rapport publié sur les méthodes
Type 2, abondance réelle, résolution moyenne	effort élevé (5 sorties ou plus), méthodes standard (p. ex. marquage-recapture, dénombrements en série pour l'aire sous la courbe, etc.)	simple à complexe, étapes multiples, mais toujours rigoureuse.	résolution fiable des différences entre les années >25 % (en unités absolues)	abondance absolue	Estimation actuelle ou attribuée et élevée	Estimation réelle, élevée à modérée	RICE détaillés, CRSE, notes de terrain ou journaux de bord, rapport publié sur les méthodes
Type 3, abondance relative, haute résolution	effort élevé (5 sorties ou plus), méthodes standard (p. ex. relevés à effort égal effectués à pied, à la nage, survols, etc.)	simple à complexe, étapes multiples, mais toujours rigoureuse.	résolution fiable des différences entre les années >25 % (en unités absolues)	abondance relative liée à la méthode	fourchette attribuée et moyenne à élevée	estimation attribuée, moyenne à élevée.	RICE détaillés, CRSE, notes de terrain ou journaux de bord, rapport publié sur les méthodes
Type 4, abondance relative, résolution moyenne	effort faible à modéré (1 à 4 sorties), méthode de relevé connue	analyse simple par des méthodes connues	résolution fiable des différences entre les années >200 % (en unités relatives)	abondance relative liée à la méthode	Inconnue - présumée relativement constante	Inconnue - présumée relativement constante	remplir le CRSE ou l'équivalent avec suffisamment de détails pour vérifier les procédures des

Type d'estimation	Méthode de relevé	Méthode d'analyse	Fiabilité (dans les comparaisons des stocks)	Unités	Exactitude	Précision	Documentation
							relevés et des analyses
Type 5, abondance relative, faible résolution	faible effort (p. ex. 1 sortie), utilisation de méthodes vaguement définies, incohérentes ou mal exécutées	inconnue à mal définie; Incohérente ou mal exécutée	comparaisons numériques incertaines, mais une grande fiabilité quant à la présence ou l'absence	abondance relative, mais vague ou non identifiée sur la méthode	inconnue, présumée hautement variable	inconnue, présumée hautement variable	CRSN incomplet, seulement fiable pour confirmer que l'estimation provient d'un relevé réel
Type 6, présence ou absence	l'une parmi celles mentionnées ci-dessus	pas nécessaire	fiabilité modérée à élevée pour la présence ou l'absence	(+) ou (-)	de modéré à élevé	inconnue	l'un ou l'autre des éléments mentionnés ci-dessus qui est suffisant pour confirmer le relevé et d'identifier de manière fiable les espèces

Tableau C-2. Bassins versants de la COIV avec des observations multiples de saumons chinooks géniteurs, y compris de la part de détenteurs de connaissances locales et autochtones, avec les désignations de l'état des indicateurs (voir la section 2.1), les désignations moyennes d'influence des poissons d'écloserie de 2010 à aujourd'hui (2023; d'après Withler et al. 2018; voir la section 4.4.21) provenant de Weil et al. (2024) avec les données mises à jour du PMVS, le cas échéant, la moyenne des lâchers d'écloserie (à l'exclusion des lâchers d'œufs et d'alevins non nourris) de 2010 à aujourd'hui (2023), y compris les années sans lâchers, et le nom de l'écloserie qui contribue aux lâchers dans chaque système.

UC	Cours principal	Principaux affluents	Type d'indicateur	Désignation actuelle de Withler	Moyenne des lâchers d'écloserie (2010+)	Installation de mise en valeur
SOIV	Rivière Gordon		Étendu	Données insuffisantes		

UC	Cours principal	Principaux affluents	Type d'indicateur	Désignation actuelle de Withler	Moyenne des lâchers d'écloserie (2010+)	Installation de mise en valeur
SOIV	Rivière San Juan	Ruisseau Harris, ruisseau Lens	Intensif	Intégrée-Écloserie	393 953	Rivière San Juan
SOIV	Rivière Sooke	Rivière Charters, ruisseau De Mamiel	Intensif	Intégrée-Écloserie	699 164	Écloserie de la rivière Conuma
SOIV	RIVIÈRE KLANAWA		Étendu	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Caycuse			Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Nitinat	PETITE RIVIÈRE YAMACHICHE	Opérations intensives/majeures.	Intégrée-Écloserie	3 454 786	Écloserie de la rivière Nitinat
SOIV	Ruisseau Ça'Aqu'a		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Coeur d'Alene		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Consinka		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Cous		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Effingham		Étendu	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Franklin		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Macktush		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Mercantile		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Smith		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Hucuktlis	Ruisseau Clemens	Intensif	Intégrée-Écloserie	34 304	Écloserie de la rivière Nitinat
SOIV	Rivière Nahmint		Intensif	Intégrée-Transition	47 853	Écloserie du ruisseau Robertson

UC	Cours principal	Principaux affluents	Type d'indicateur	Désignation actuelle de Withler	Moyenne des lâchers d'écloserie (2010+)	Installation de mise en valeur
SOIV	Rivière Sarita	Rivière Sarita Sud	Intensif	Intégrée-Écloserie	391 653	Écloserie de la rivière Nitinat
SOIV	Rivière Somass	Rivière Stamp, rivière Ash, ruisseau Drinkwater, ruisseau McBride	Indicateur du TSP	Intégrée-Écloserie	6 393 606	Écloserie du ruisseau Robertson
SOIV	Écloserie du ruisseau Thornton		Étendu	Intégrée-Écloserie	174 100	Écloserie du ruisseau Thornton
SOIV	Rivière Toquaht		Intensif	Intégrée-sauvage	75 079	Écloserie du ruisseau Thornton
SOIV	Rivière Bedwell	Ruisseau Ursus	Intensif	Intégrée-sauvage	18 637	Écloserie du ruisseau Tofino
SOIV	Rivière Cypre		Intensif	Intégrée-sauvage	38 454	Écloserie du ruisseau Tofino
SOIV	Rivière Ice		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Kennedy	Baie Clayoquot, rivière Sand	Intensif	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Sydney		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Tofino		Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Watta	Ruisseau Shelter	Non-indicateur	Données insuffisantes		
SOIV	Rivière Megin	Ruisseau Talbot	Intensif	Sauvage-Influencée par les poissons égarés		
SOIV	Rivière Moyeha		Intensif	Sauvage-Influencée par les poissons égarés		
SOIV	Ruisseau Warn Bay		Étendu	Données insuffisantes		
SOIV	Ruisseau Tranquil		Intensif	Intégrée-sauvage	15 633	Écloserie du ruisseau Tofino

UC	Cours principal	Principaux affluents	Type d'indicateur	Désignation actuelle de Withler	Moyenne des lâchers d'écloserie (2010+)	Installation de mise en valeur
NoKy	Rivière Burman		Intensif	Intégrée-Écloserie	254 011	Écloserie de la rivière Conuma
NoKy	Rivière Conuma		Opérations intensives/majeures	Intégrée-Écloserie	2 851 245	Écloserie de la rivière Conuma
NoKy	Rivière Gold	Rivière Ucona, rivière Heber, rivière Upana, rivière Muchalat	Intensif	Intégrée-Écloserie	262 245	Écloserie de la rivière Conuma
NoKy	Rivière Leiner	Rivière Perry	Intensif	Intégrée-Écloserie	120 569	Écloserie de la rivière Tahsis
NoKy	Ruisseau Brodick		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Chum		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Eliza		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Canton		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Hammond		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Hoiss		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Jacklah		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Deserted		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Espinosa		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Kleeptee		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Mamat		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Marvinas Bay		Non-indicateur	Données insuffisantes		

UC	Cours principal	Principaux affluents	Type d'indicateur	Désignation actuelle de Withler	Moyenne des lâchers d'écloserie (2010+)	Installation de mise en valeur
NoKy	Rivière Little		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Zeballos		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Mooyah		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Park		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Tsowwin		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Sucwoa		Étendu	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	2 093	Écloserie de la rivière Conuma
NoKy	Rivière Tahsis		Intensif	Intégrée-Écloserie	82 572	Écloserie de la rivière Tahsis
NoKy	Rivière Tlupana		Étendu	Sauvage-Influencée par les poissons égarés	13 291	Écloserie de la rivière Conuma
NoKy	Rivière Zeballos		Intensif	Données insuffisantes		Écloserie de la rivière Zeballos
NoKy	Rivière Artlish		Intensif	Sauvage-Influencée par les poissons égarés		
NoKy	Rivière Kaouk	Ruisseau Rowland	Intensif	Sauvage-Influencée par les poissons égarés		
NoKy	Rivière Kauwinch		Étendu	Sauvage-Influencée par les poissons égarés		
NoKy	Rivière Tahsish	Ruisseau Kwois	Intensif	Sauvage-Influencée par les poissons égarés		
NoKy	Ruisseau Amai		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Chamiss		Non-indicateur	Données insuffisantes		

UC	Cours principal	Principaux affluents	Type d'indicateur	Désignation actuelle de Withler	Moyenne des lâchers d'écloserie (2010+)	Installation de mise en valeur
NoKy	Ruisseau Clanninick		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Kashutl		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Easy		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Nasparti		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Malksope		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Powell		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Mary Cove		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NoKy	Ruisseau Narrowgut		Étendu	Données insuffisantes		
NoKy	Rivière Ououkinsh		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NOIV	Rivière Marble	Ruisseau Lippy, rivière Benson, ruisseau Malook	Intensif	Intégrée-sauvage	183 704	Écloserie de la rivière Marble
NOIV	Ruisseau Cayeghle	Ruisseau Colonial	Intensif	Données insuffisantes		
NOIV	Ruisseau East		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NOIV	Rivière Goodspeed		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NOIV	Rivière Keith		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NOIV	Rivière Klaskish		Non-indicateur	Données insuffisantes		
NOIV	Ruisseau Mahatta		Non-indicateur	Données insuffisantes		

Tableau C-3. Points de référence pour tous les cours d'eau de la COIV pour lesquels on dispose actuellement de données sur la superficie accessible des bassins versants (« Sup. acc. des BV »). Les acronymes entre parenthèses à côté des points de référence indiquent l'hypothèse de productivité selon laquelle les valeurs ont été dérivées : du CB = cycle biologique, de la RR = reconstitution des remontes et de P = Parken (voir la section 4.1 pour plus de détails). Les colonnes « Échap. moy. (2010+) » et « pGON moy. (2010+) » contiennent les valeurs moyennes estimées pour les échappés de géniteurs (abondance) et la proportion de géniteurs d'origine naturelle, respectivement, de 2010 à aujourd'hui (2023).

UC	Cours principal	¹ Sup. acc. des BV (km ²)	Échap. moy. (2010+)	G _{gén} (CB)	G _{RMD} (CB)	G _{REMP} (CB)	G _{gén} (RR)	G _{RMD} (RR)	G _{REMP} (RR)	G _{gén} (P)	G _{RMD} (P)	G _{REMP} (P)	² Statut de la PSS	pGON moy. (2010+)
SOIV	Rivière Gordon	47	64	140	310	710	110	300	710	27	240	710	Rouge	
SOIV	Rivière Sooke	58	566	170	380	880	140	370	880	33	300	880	Vert	
SOIV	Rivière San Juan	330	1 146	1 000	2 300	5 300	860	2 200	5 300	200	1 800	5 300	Ambre	41 %
SOIV	Rivière Nitinat	112	12 533	330	750	1 700	280	730	1 700	66	590	1 700	Vert	8 %
SOIV	Rivière Effingham	18	22	51	120	270	44	110	270	10	92	270	Rouge	
SOIV	Rivière Hucuktlis	17	82	47	110	250	40	100	250	9,4	84	250	Ambre	
SOIV	Ruisseau Mercantile	13	25	36	81	190	30	79	190	7,1	64	190	Rouge	
SOIV	Rivière Somass	1 057	15 297	3 300	7 500	17 000	2 800	7 300	17 000	660	5 900	17 000	Vert	13 %
SOIV	Rivière Sarita	84	1 762	250	560	1 300	210	550	1 300	49	440	1 300	Vert	13 %
SOIV	Écloserie du ruisseau Thornton	2	910	5	11	26	4,2	11	26	0,99	9	26	Vert	
SOIV	Rivière Nahmint	42	428	120	270	640	100	270	640	24	220	640	Vert	69 %

UC	Cours principal	¹ Sup. acc. des BV (km ²)	Échap. moy. (2010+)	G _{gén} (CB)	G _{RMD} (CB)	G _{REMP} (CB)	G _{gén} (RR)	G _{RMD} (RR)	G _{REMP} (RR)	G _{gén} (P)	G _{RMD} (P)	G _{REMP} (P)	² Statut de la PSS	pGON moy. (2010+)
SOIV	Rivière Toquaht	56	166										Vert	94 %
SOIV	Rivière Ice	13	3	36	81	190	30	79	190	7,1	64	190	Rouge	
SOIV	Rivière Kennedy	248		760	1 700	4 000	640	1 700	4 000	150	1 300	4 000	Rouge	
SOIV	Rivière Bedwell	99	411	290	660	1 500	250	650	1 500	58	530	1 500	Ambre	85 %
SOIV	Rivière Sydney	14	6	39	87	200	33	85	200	7,7	69	200	Rouge	
SOIV	Ruisseau Tofino	10	2	27	61	140	23	60	140	5,4	49	140	Rouge	
SOIV	Ruisseau Watta	22	6	62	140	330	53	140	330	12	110	320	Rouge	
SOIV	Ruisseau Tranquil	12	232	33	74	170	28	72	170	6,5	59	170	Vert	96 %
SOIV	Rivière Megin	245	40	750	1700	3 900	630	1 600	3 900	150	1 300	3 900	Rouge	42 %
SOIV	Rivière Moyeha	116	81	350	780	1 800	290	760	1 800	68	620	1 800	Rouge	82 %
SOIV	Rivière Cypre	39	931	110	250	590	95	250	590	22	200	590	Vert	97 %
NoKy	Rivière Conuma	20	18 259	55	120	290	27	110	290	11	98	290	Vert	2 %
NoKy	Rivière Tlupana	20	511	56	130	290	27	110	290	11	100	290	Vert	9 %
NoKy	Rivière Burman	70	3 660	200	460	1 100	100	420	1 100	41	370	1 100	Vert	9 %

UC	Cours principal	¹ Sup. acc. des BV (km ²)	Échap. moy. (2010+)	G _{gén} (CB)	G _{RMD} (CB)	G _{REMP} (CB)	G _{gén} (RR)	G _{RMD} (RR)	G _{REMP} (RR)	G _{gén} (P)	G _{RMD} (P)	G _{REMP} (P)	² Statut de la PSS	pGON moy. (2010+)
NoKy	Rivière Sucwoa	25	65	71	160	370	35	140	370	14	130	370	Rouge	11 %
NoKy	Rivière Gold	856	2 705	2 700	6 000	14 000	1 300	5 400	14 000	530	4 800	14 000	Ambre	23 %
NoKy	Ruisseau Canton	10	2 138	27	61	140	13	56	140	5,4	49	140	Vert	
NoKy	Ruisseau Deserted	6		16	36	84	7,8	33	84	3,2	29	84	Rouge	
NoKy	Ruisseau Espinosa	5	38	12	28	65	6	25	65	2,5	22	65	Vert	
NoKy	Ruisseau Kleeptee	14	91	39	87	200	19	79	200	7,7	69	200	Vert	
NoKy	Rivière Little Zeballos	43	31	120	280	650	61	250	650	25	220	650	Rouge	
NoKy	Rivière Mooyah	8	48	21	47	110	10	42	110	4,1	37	110	Vert	
NoKy	Rivière Park	10		27	61	140	13	55	140	5,4	49	140	Rouge	
NoKy	Rivière Tsowwin	26	23	73	170	390	36	150	390	15	130	390	Rouge	
NoKy	Rivière Leiner	109	737	330	730	1 700	160	660	1 700	64	580	1 700	Vert	32 %
NoKy	Rivière Tahsis	77	603	230	510	1 200	110	460	1 200	45	400	1 200	Vert	36 %
NoKy	Rivière Zeballos	194	231	590	1 300	3 100	290	1 200	3 100	120	1 000	3 100	Rouge	

UC	Cours principal	¹ Sup. acc. des BV (km ²)	Échap. moy. (2010+)	G _{gén} (CB)	G _{RMD} (CB)	G _{REMP} (CB)	G _{gén} (RR)	G _{RMD} (RR)	G _{REMP} (RR)	G _{gén} (P)	G _{RMD} (P)	G _{REMP} (P)	² Statut de la PSS	pGON moy. (2010+)
NoKy	Rivière Kauwinch	44	110	130	290	670	62	260	670	25	230	670	Rouge	
NoKy	Rivière Tahsish	172	778	520	1 200	2 700	250	1 100	2 700	100	930	2 700	Ambre	60 %
NoKy	Rivière Artlish	64	305	190	420	970	91	380	970	37	330	970	Ambre	61 %
NoKy	Ruisseau Easy	12	14	33	74	170	16	67	170	6,5	59	170	Rouge	
NoKy	Rivière Malksope	20	22	56	130	290	27	110	290	11	100	290	Rouge	
NoKy	Ruisseau Mary Cove	1	0	3,5	8	19	1,7	7,2	19	0,7	6,3	19	Rouge	
NoKy	Ruisseau Narrowgut	17	2	46	100	240	22	94	240	9,1	82	240	Rouge	
NoKy	Rivière Ououkinsh	17	19	46	110	240	23	95	240	9,2	83	240	Rouge	
NoKy	Rivière Kaouk	101	350	300	680	1 600	150	610	1 600	59	540	1 600	Ambre	91 %
NOIV	Ruisseau Cayeghle	49	373	140	320	740	74	290	740	28	250	740	Vert	
NOIV	Rivière Marble	167	2 900	500	1 100	2 600	260	1 000	2 600	100	900	2 600	Vert	93 %

¹Remarque : les superficies accessibles des bassins versants des systèmes non indicateurs (c.-à-d. Ceux qui ne sont pas inclus dans le Tableau 4.1) ont tendance à être beaucoup plus petites que celles des systèmes indicateurs (<100 km²), et les incertitudes associées aux points de référence sont élevées, comme le montre la Figure 4.6. Ces faibles superficies des bassins versants bas se situent à l'extérieur de la fourchette utilisée aux fins de l'élaboration du modèle.

²Basé sur les points de référence dérivés de l'hypothèse de productivité du cycle biologique et des valeurs moyennes de l'abondance des géniteurs énumérées dans la quatrième colonne, qui sont faussées par les poissons d'écloserie.

Tableau C-4. Tiré de Weil et al. (2024). Échappées moyennes, contribution des écloséries et influence naturelle proportionnelle (INP) pour les rivières réceptrices dans la région de la COIV entre 1998 et 2021. Les proportions moyennes de géniteurs issus d'une éclosérie locale ($pGIE_{local}$), de géniteurs errants issus d'une éclosérie ($pGIE_{errants}$), de géniteurs errants issus d'une éclosérie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGIE_{errants, EUC}$), de l'INP, et de l'INP des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites pour chaque rivière. Les valeurs moyennes de l'INP sont codées par couleur en fonction des points de référence indiqués dans Withler et al. (2018) : Sauvage-Intégrée (SI) = vert; Intégrée-Transition (IT) = orange; Intégrée-Éclosion (IE) = rouge. Les données sont présentées par unité de conservation (UC) et le type de données utilisé dans l'estimation est indiqué (MMC = micromarque magnétisée codée, MT = marque thermique). Les rivières en gris et marquées d'un astérisque indiquent les réseaux hydrographiques dans lesquels on n'a pas prélevé >20 échantillons au cours d'une année de l'analyse.

UC	Rivière réceptrice	Région	Don nées	Échappées	$pGIE_{local}$	$pGIE_{errants}$	$pGIE_{errants, EUC}$	$pGIE$	INP_{local}	INP	Désignation
CK-033	Rivière Marble	Baie Quatsino	MT	3 028	0,06	0,00	0,00	0,06	0,91	0,91	IS
CK-032	Rivière Artlish	Baie Kyuquot	MT	333	0,00	0,39	0,01	0,39	–	–	–
	Rivière Kaouk*		MT	429	0,00	0,04	0,00	0,24	–	–	–
	Rivière Kauwinch*		MT	104	0,00	0,60	0,00	0,60	–	–	–
	Rivière Tahsish		MT	648	0,00	0,52	0,00	0,52	–	–	–
	Rivière Conuma	Baie Nootka	MT	21 916	0,96	0,01	0,00	0,97	0,03	0,03	IE
	Rivière Burman		MT	2 630	0,63	0,16	0,02	0,79	0,29	0,25	IE
	Rivière Gold		MT	2 397	0,17	0,61	0,59	0,78	0,62	0,26	IE
	Rivière Leiner		MT	691	0,30	0,30	0,01	0,60	0,69	0,47	IE
	Rivière Sucwoa		MT	96	0,01	0,86	0,04	0,87	0,83	0,17	IE
	Rivière Tahsis		MT	739	0,29	0,26	0,01	0,55	0,76	0,58	IT
	Rivière Tlupana		MT	379	0,15	0,79	0,01	0,94	0,45	0,07	IE
	Rivière Zeballos		MT	248	0,50	0,10	0,06	0,60	–	–	–
CK-031	Rivière Bedwell	Baie Clayoquot	MT	222	0,00	0,15	0,09	0,15	1,00	0,85	IS
	Rivière Cypre		MT	780	0,00	0,03	0,03	0,03	–	–	–
	Rivière Megin*		MT	74	0,00	0,58	0,58	0,58	–	–	–
	Rivière Moyeha*		MT	124	0,00	0,18	0,18	0,18	–	–	–

UC	Rivière réceptrice	Région	Don nées	Échappées	pGIE _{local}	pGIE _{errants}	pGIE _{errants, EUC}	pGIE	INP _{local}	INP	Désignation
	Ruisseau Tranquil		MT	543	0,00	0,04	0,00	0,04	1,00	1,00	IS
	Ruisseau Robertson	Baie Barkley	MT	41 965	0,91	0,00	0,00	0,91	0,01	0,01	IE
	Rivière Nahmint		MT	519	0,28	0,11	0,01	0,40	0,61	0,57	IT
	Riv. Sarita		MT	2022	0,77	0,03	0,00	0,80	0,15	0,14	IE
	Rivière Toquart		MT	290	0,00	0,06	0,06	0,06	1,00	0,95	IS
	Rivière Nitinat	Nitinat – Sooke	MT	21 151	0,89	0,00	0,00	0,89	0,09	0,09	IE
	Rivière San Juan		MT	1 831	0,32	0,05	0,03	0,37	0,59	0,58	IT
	Rivière Sooke		MT	770	0,48	0,05	0,00	0,53	0,48	0,48	–

Tableau C-5. Évaluation de la productivité des géniteurs d'origine naturelle des saumons chinooks géniteurs de la rivière Stamp, y compris les recrues en zone terminale, les recrues par géniteur et le taux de survie du stade de smolt au stade adulte, calculé au moyen de recrues d'origine naturelle déterminées à l'aide des MMC et des otolithes portant une marque thermique (MT).

Année d'éclosion	Géniteurs dans les rivières ¹	Smolts d'origine naturelle ²	Smolts par géniteur	³ Recrues en zone terminale (MMC)	Recrues par géniteur (MMC)	Taux de survie (MMC)	³ Recrues en zone terminale (MT)	Recrues par géniteur (MT)	Taux de survie (MT)
2000	17 250	2 300 408	133	24 800	1,44	1,08 %	7 017	0,41	0,31 %
2001	37 311	7 389 727	198	70 117	1,88	0,95 %	7 328	0,20	0,10 %
2002	20 197	3 955 536	196	19 853	0,98	0,50 %	2 549	0,13	0,06 %
2003	31 768	5 752 023	181	65 380	2,06	1,14 %	22 827	0,72	0,40 %
2004	5 995	1 299 957	217	8 154	1,36	0,63 %	3 340	0,56	0,26 %
2005	22 499	4 541 364	202	17 250	0,77	0,38 %	4 465	0,20	0,10 %
2006	8 289	1 143 973	138	17 008	2,05	1,49 %	4 862	0,59	0,43 %
2007	21 567	3 894 156	181	56 406	2,62	1,45 %	13 567	0,63	0,35 %
2008	9 232	2 004 318	217	14 619	1,58	0,73 %	7 378	0,80	0,37 %

Année d'éclosion	Géniteurs dans les rivières ¹	Smolts d'origine naturelle ²	Smolts par géniteur	³ Recrues en zone terminale (MMC)	Recrues par géniteur (MMC)	Taux de survie (MMC)	³ Recrues en zone terminale (MT)	Recrues par géniteur (MT)	Taux de survie (MT)
2009	3 412	556 438	163	7 594	2,23	1,36 %	933	0,27	0,17 %
2010	14 416	2 414 854	168	12 784	0,89	0,53 %	4 211	0,29	0,17 %
2011	1 738	216 996	125	18 610	10,71	8,58 %	790	0,45	0,36 %
2012	29 543	4 084 157	138	52 250	1,77	1,28 %	10 162	0,34	0,25 %
2013	14 317	2 564 947	179	34 086	2,38	1,33 %	6 498	0,45	0,25 %
2014	14 313	2 488 008	174	30 797	2,15	1,24 %	7 449	0,52	0,30 %
2015	22 506	4 214 566	187	61 708	2,74	1,46 %	29 884	1,33	0,71 %
2016	8 139	1 393 573	171	44 785	5,50	3,21 %	8 657	1,06	0,62 %
2017	28 595	4 669 525	163	53 305	1,86	1,14 %	10 209	0,36	0,22 %
2018	34 325	7 257 073	211	13 374	0,39	0,18 %	16 305	0,48	0,22 %
Moyenne⁴					3,56	2,25 %		0,77	0,44 %

¹ Géniteurs efficaces après l'estimation de la mortalité avant la fraie appliquée aux estimations des échappées selon le sexe et l'âge.

² Calculé en multipliant le nombre de femelles reproductrices efficaces par une fécondité moyenne de 4 600, 3 600, 3 000 pour les femelles d'âge 5, 4 et 3, respectivement.

³ Recrues d'origine naturelle dans la zone terminale 23 : total des prises et des échappées moins les recrues d'écloserie selon deux méthodes.
Remarque. — les recrues en zone terminale ne comprennent pas l'exploitation de la pêche préterminale de 33 % (TEAC de 2000 à 2022).

⁴ Ajusté pour inclure un taux d'exploitation de la pêche préterminale de 33 %.

Tableau C-6. Taux d'exploitation par année civile (TEAC; également appelé distribution de la mortalité et des échappées totales liées à la pêche au cours d'une année civile) pour les MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson. Les agrégats de la pêche de la CSP proviennent de l'analyse des taux d'exploitation de 2023 du Comité technique sur le saumon chinook (CTSC 2023). GFAG = Gestion fondée sur l'abondance globale des pêches; PGSI = Pêches de gestion fondée sur les stocks individuels; SBC = Sud de la Colombie-Britannique; NCB = Nord de la Colombie-Britannique; SEAK = sud-est de l'Alaska; « terminal » comprend les pêches dans le bras Alberni (zone 23) et le TEAC « en mer » comprend uniquement les pêches préterminales (c'est-à-dire en dehors de la zone 23).

Année des prises	Canada, GFAG, NCB	Canada, GFAG, SCB	Canada, PGSI, NCB	Canada, PGSI en zone non terminale, SCB	TEAC en mer total - Canada	TEAC total - États-Unis (principalement SEAK)	TEAC en mer total	TEAC en zone terminale - Canada	TEAC total	Nombre total de fugitifs	TEAC en mer total - moyenne de la période du TSP
1979	12,0 %	8,3 %	18,8 %	3,9 %	43,0 %	23,0 %	65,6 %	5,1 %	70,7 %	29,3 %	68,2 %
1980	8,5 %	7,6 %	13,3 %	1,6 %	31,0 %	35,3 %	66,4 %	12,6 %	78,9 %	21,1 %	
1981	13,9 %	5,9 %	13,3 %	3,0 %	36,1 %	35,5 %	71,6 %	14,8 %	86,5 %	13,5 %	
1982	14,7 %	6,2 %	11,6 %	2,3 %	34,9 %	35,0 %	69,9 %	18,4 %	88,3 %	11,6 %	
1983	11,1 %	5,7 %	10,3 %	1,0 %	28,0 %	44,7 %	72,7 %	19,7 %	92,4 %	7,6 %	
1984	13,8 %	6,7 %	6,6 %	1,8 %	28,9 %	34,3 %	63,2 %	29,6 %	92,9 %	7,1 %	
1985	16,0 %	1,4 %	4,7 %	2,5 %	24,6 %	34,9 %	59,6 %	16,2 %	75,8 %	24,0 %	
1986	8,9 %	6,3 %	4,2 %	1,9 %	21,2 %	26,5 %	47,7 %	28,4 %	76,1 %	23,9 %	
1987	7,4 %	2,8 %	5,7 %	1,9 %	17,8 %	15,1 %	33,0 %	19,5 %	52,5 %	47,5 %	
1988	8,8 %	6,0 %	3,2 %	5,0 %	23,0 %	17,5 %	40,5 %	19,7 %	60,2 %	39,7 %	
1989	10,1 %	3,6 %	2,9 %	2,4 %	19,0 %	18,2 %	37,2 %	32,9 %	70,2 %	29,8 %	46,1 %
1990	9,9 %	7,0 %	3,9 %	1,7 %	22,5 %	23,4 %	46,0 %	15,5 %	61,5 %	38,5 %	
1991	10,2 %	5,5 %	3,6 %	2,5 %	21,7 %	25,2 %	46,9 %	26,2 %	73,1 %	26,9 %	
1992	7,7 %	18,0 %	3,8 %	1,7 %	31,2 %	32,7 %	63,9 %	5,2 %	69,1 %	30,9 %	
1993	8,5 %	15,5 %	2,7 %	3,1 %	29,8 %	20,7 %	50,6 %	19,2 %	69,7 %	30,3 %	
1994	9,7 %	6,6 %	2,2 %	3,2 %	21,7 %	28,2 %	49,8 %	26,8 %	76,6 %	23,4 %	
1995	5,0 %	2,4 %	0,7 %	3,9 %	12,0 %	19,6 %	31,6 %	13,7 %	45,3 %	54,3 %	

Année des prises	Canada, GFAG, NCB	Canada, GFAG, SCB	Canada, PGSI, NCB	Canada, PGSI en zone non terminale, SCB	TEAC en mer total - Canada	TEAC total - États-Unis (principalement SEAK)	TEAC en mer total	TEAC en zone terminale - Canada	TEAC total	Nombre total de fugitifs	TEAC en mer total - moyenne de la période du TSP
1996	3,0 %	0,7 %	2,3 %	3,1 %	9,1 %	12,9 %	22,0 %	2,1 %	24,1 %	75,9 %	
1997	6,5 %	0,1 %	3,4 %	3,0 %	13,0 %	23,4 %	36,4 %	23,1 %	59,5 %	40,4 %	
1998	8,6 %	1,5 %	0,4 %	4,2 %	14,7 %	24,4 %	39,2 %	20,5 %	59,7 %	40,3 %	
1999	12,2 %	0,9 %	0,6 %	3,4 %	17,1 %	21,3 %	38,4 %	24,4 %	62,8 %	37,2 %	
2000	5,5 %	0,0 %	0,0 %	6,8 %	12,3 %	7,3 %	19,6 %	0,0 %	19,6 %	80,4 %	
2001	0,0 %	1,6 %	0,5 %	3,4 %	5,6 %	6,2 %	11,8 %	1,7 %	13,5 %	86,5 %	
2002	6,0 %	1,3 %	2,1 %	2,6 %	12,0 %	15,0 %	27,0 %	22,2 %	49,2 %	50,8 %	
2003	2,4 %	0,0 %	2,9 %	2,6 %	7,9 %	19,6 %	27,4 %	23,9 %	51,4 %	48,6 %	
2004	4,3 %	0,7 %	2,9 %	3,0 %	10,9 %	24,3 %	35,2 %	24,9 %	60,1 %	39,6 %	
2005	7,7 %	1,0 %	5,5 %	3,5 %	17,8 %	22,0 %	39,8 %	37,0 %	76,8 %	23,1 %	
2006	5,6 %	1,8 %	1,9 %	4,2 %	13,6 %	18,0 %	31,5 %	35,4 %	66,9 %	33,1 %	
2007	10,3 %	1,4 %	1,3 %	4,8 %	17,8 %	25,7 %	43,4 %	37,0 %	80,5 %	19,5 %	
2008	5,2 %	0,8 %	3,0 %	2,5 %	11,4 %	13,1 %	24,5 %	32,9 %	57,4 %	42,6 %	
2009	8,5 %	1,1 %	5,3 %	5,9 %	20,8 %	23,4 %	44,2 %	18,8 %	63,0 %	37,0 %	31,2 %
2010	8,0 %	2,7 %	2,5 %	4,8 %	18,0 %	12,4 %	30,4 %	7,4 %	37,8 %	62,2 %	
2011	7,1 %	4,1 %	3,6 %	4,0 %	18,8 %	18,2 %	37,0 %	33,1 %	70,1 %	29,9 %	
2012	5,4 %	2,1 %	3,1 %	5,2 %	15,9 %	18,2 %	34,0 %	29,8 %	63,8 %	36,2 %	
2013	5,4 %	1,1 %	1,6 %	9,1 %	17,1 %	16,2 %	33,4 %	2,3 %	35,7 %	64,3 %	
2014	4,8 %	5,4 %	1,4 %	5,2 %	16,8 %	21,0 %	37,8 %	4,9 %	42,7 %	57,3 %	
2015	4,1 %	3,1 %	2,3 %	8,8 %	18,3 %	11,4 %	29,7 %	19,6 %	49,3 %	50,4 %	
2016	5,7 %	1,6 %	3,7 %	6,9 %	17,8 %	24,2 %	42,1 %	12,2 %	54,3 %	45,7 %	

Année des prises	Canada, GFAG, NCB	Canada, GFAG, SCB	Canada, PGSI, NCB	Canada, PGSI en zone non terminale, SCB	TEAC en mer total - Canada	TEAC total - États-Unis (principalement SEAK)	TEAC en mer total	TEAC en zone terminale - Canada	TEAC total	Nombre total de fugitifs	TEAC en mer total - moyenne de la période du TSP
2017	8,9 %	4,8 %	1,6 %	8,5 %	23,8 %	13,2 %	37,0 %	25,6 %	62,5 %	36,3 %	
2018	10,8 %	5,8 %	3,0 %	7,0 %	26,5 %	7,6 %	34,1 %	38,6 %	72,7 %	26,9 %	
2019	7,8 %	3,2 %	3,5 %	6,3 %	20,7 %	12,6 %	33,3 %	43,9 %	77,3 %	22,7 %	34,9 %
2020	4,2 %	2,1 %	2,5 %	3,9 %	12,6 %	11,8 %	24,4 %	46,4 %	70,8 %	27,8 %	
2021	5,0 %	2,5 %	1,5 %	6,5 %	15,5 %	14,0 %	29,6 %	39,4 %	68,9 %	31,1 %	
2022	4,2 %	3,7 %	5,1 %	7,4 %	20,4 %	19,0 %	39,4 %	29,1 %	68,5 %	31,6 %	31,1 %

Tableau C-7. Examen des objectifs récents de rétablissement et de survie définis dans les évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) du saumon du Pacifique, comme l'exige le Programme sur les espèces en péril, énumérés par ordre chronologique.

EPR	Objectif de rétablissement	Justification	Objectif de survie	Justification	Directives sur les objectifs fournies par
Saumon rouge du lac Sakinaw (Ramshaw <i>et al.</i> 2019)	G _{gén} au cours d'une année donnée, 80 % de G _{RMD} au cours d'une année donnée et répartition dans les cinq frayères	Équipe de rétablissement du saumon rouge du lac Sakinaw (voir les détails dans le plan)	« Jalons intérimaires de rétablissement » : moyenne de 500 poissons sur une période de 4 ans, moyenne de 1 000 poissons sur une période de 4 ans, croissance positive	Équipe de rétablissement du saumon rouge du lac Sakinaw (voir les détails dans le plan)	Gouvernement du Canada (GC) 2016
Coho du Fraser intérieur (MPO 2019)	Il convient de noter que, même si on l'appelle « objectif de rétablissement », il s'agit peut-être davantage d'un « objectif de survie », tel que défini par le GC2021. Moyenne géométrique sur trois ans de l'abondance	D'après les documents sur l'ERCFI			MPO (2011)

EPR	Objectif de rétablissement	Justification	Objectif de survie	Justification	Directives sur les objectifs fournies par
	des géniteurs d'origine naturelle, par rapport à 36 935, abondances observées qui ont atteint un objectif de répartition de 1 000 géniteurs par sous-population (UC).				
Saumon rouge du lac Cultus (MPO 2020)	7 000 géniteurs, moyenne sur 4 ans (mélange d'écloserie et d'origine naturelle), INP > 0,72. *considéré comme un objectif de rétablissement intérimaire, car il se trouve dans la zone rouge de la PSS. De plus, il y a une recommandation selon laquelle l'INP devrait être plus élevée pour les systèmes « intégrée-sauvage » (Withler <i>et al.</i> 2018), bien qu'elle puisse être inférieure au début du rétablissement.	Tiré du programme de rétablissement des saumons rouges du lac Cultus, semblable aux valeurs historiques pour éviter une mortalité dépensatoire à faible abondance.	2 500 géniteurs (moyenne sur 4 ans) aucune année inférieure à 500.	Pour éviter le statut d'espèce en voie de disparition (critère C, avec tendance à la baisse)	MPO (2014)
Saumon rouge du Fraser (examen par les pairs en 2019) (MPO 2020)	Cible de rétablissement n° 2 : GRMD à 80 %, le point de référence supérieur de l'abondance de la PSS par rapport à la moyenne générationnelle récente	Se rapproche de l'objectif du COSEPAC pour les espèces non en péril ou la cote « vert » de Politique concernant le saumon sauvage (PSS)	Cible de rétablissement n° 1 : Deux voies d'évaluation avec des cibles différentes : Pour la voie A, les projections relatives aux UD dont l'effectif était de 1 000 à 10 000 individus matures au cours de la dernière génération doivent indiquer une augmentation d'effectif (pente croissante) au cours des trois	Se rapproche des critères établis pour qu'une UD ne soit plus désignée en voie de disparition ou menacée par le COSEPAC ou ne fasse plus partie de la zone d'état biologique rouge	MPO (2014)

EPR	Objectif de rétablissement	Justification	Objectif de survie	Justification	Directives sur les objectifs fournies par
			prochaines générations. Pour la voie B, les projections relatives aux UD dont l'effectif était supérieur à 10 000 individus matures ne peuvent pas indiquer une baisse d'effectif supérieure à 30 % (pente décroissante) au cours des trois prochaines générations. Les UD dont l'effectif était inférieur à 1 000 individus matures ou au point de référence G _{gén} propre au stock de la PSS au cours de la dernière génération n'atteignent aucune cible de rétablissement.	décrite dans la PSS	
Il convient de noter qu'en 2021, le GC a fourni des conseils sur l'élaboration de seuils de survie en tant que niveau minimal lorsque l'espèce n'est pas exposée à un risque important de disparition du pays et que les seuils de faisabilité du rétablissement qui sont supérieurs aux seuils de survie sont associés à une amélioration de l'état depuis le moment où elle a été déterminée comme étant en péril et qu'elle ne dépend pas d'interventions humaines, après considération des limites persistantes du rétablissement (GC 2021)					
Chinook du SCB – 11 UD (examen régional par les pairs du MPO 2020-2021) (MPO 2021)	Supérieur à 85 % de G _{RMD} ou 1 000 poissons, par rapport à la moyenne générationnelle, avec une croissance positive de la population ou un déclin inférieur à 30 %, selon que l'abondance est inférieure ou supérieure à 10 000	Cible à laquelle la persistance à long terme de l'UD est assurée, comprenant le point de référence de l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs et la tendance de	Plus grande valeur entre G _{gén} et 1 000 poissons, par rapport à la moyenne générationnelle, avec une croissance positive de la population ou un déclin inférieur à 30 %, selon que l'abondance est inférieure ou supérieure à 10 000	Se rapproche de conditions telles qu'une UD ne serait pas caractérisée comme étant en voie de disparition ou menacée par le COSEPAC, comprenant le point de référence de l'abondance moyenne	MPO (2011)

EPR	Objectif de rétablissement	Justification	Objectif de survie	Justification	Directives sur les objectifs fournies par
		l'abondance des géniteurs sur trois générations (avec une cible supplémentaire inférée supérieure à l'état ambre de la PSS).		générationnelle des géniteurs et la tendance de l'abondance des géniteurs sur trois générations (avec une cible supplémentaire inférée supérieure à l'état rouge de la PSS).	
Chinook du SCB – 4 UD (MPO 2022)	Même chose que ci-dessus, mais avec la recommandation que le seuil de l'INP soit supérieur au seuil pour les populations sauvages intégrées, en reconnaissant que cela puisse ne pas être possible au début pour le rétablissement ou aux fins d'évaluation des MMC	Même que ci-dessus	Même que ci-dessus	Même que ci-dessus	MPO (2011), GC (2021)
2 UD de saumon chinook proposées sur la COIV (ce rapport; voir la section 4.5 pour des renseignements détaillés)	Maximum de 85 % de G_{RMD} et 1 000 géniteurs par rapport à l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs, après avoir atteint l'objectif de survie.	Niveau auquel la persistance à long terme de l'UD est assurée, avec l'objectif du statut d'espèce « non en péril » du COSEPAC et d'un statut « vert » ou « sain » selon la PSS.	Maximum de $G_{gén}$ et 1 000 géniteurs par rapport à l'abondance moyenne générationnelle des géniteurs, avec une tendance positive de l'abondance sur les 3 dernières générations. Il convient de noter que si l'abondance est supérieure à 10 000 individus, la tendance doit être un déclin	Le niveau se rapprochant des critères établis pour qu'une UD ne soit plus désignée en voie de disparition ou menacée par le COSEPAC ou ne fasse plus partie de la zone d'état biologique rouge décrite dans la Politique	MPO (2011), GC (2021)

EPR	Objectif de rétablissement	Justification	Objectif de survie	Justification	Directives sur les objectifs fournies par
			inférieur à 30 % sur trois générations.	concernant le saumon sauvage (PSS).	

C.1. RÉFÉRENCES

- CTC (Chinook Technical Committee). 2023. 2023 Exploitation Rate Analysis. [Pacific Salmon Commission Joint Technical Committee Report](#) TCCHINOOK (23)-06. Vancouver, BC.
- GC (Government of Canada). 2016. [Species at risk policy on recovery and survival](#). Date last modified, 2016-09-16.
- GC. 2021. [Species at risk policy on recovery and survival](#): final version 2021. Date last modified, 2021-03-02.
- MPO. 2011. [Complément au cadre de 2005 pour l'élaboration d'avis scientifiques concernant les cibles de rétablissement dans le contexte de la Loi sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/061.
- MPO. 2014. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016)
- MPO. 2019. [Évaluation du potentiel de rétablissement : Saumon coho du Fraser intérieur \(*Oncorhynchus kisutch*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/043.
- MPO. 2020a. [Évaluation du potentiel de rétablissement – saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) du lac Cultus \(2019\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/011.
- MPO. 2020b. [Évaluation du potentiel de rétablissement de neuf unités désignables du saumon rouge \(*Oncorhynchus nerka*\) du fleuve Fraser – Partie 1 : Probabilité d'atteindre les cibles de rétablissement fixées](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/012.
- MPO. 2021. [Évaluation du potentiel de rétablissement de 11 unités désignables de saumon chinook \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du fleuve Fraser, partie 2 : éléments 12 à 22](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2021/030.
- MPO. 2022. [Évaluation du potentiel de rétablissement des populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, unités désignables du Fraser et du sud de la partie continentale \(1, 6, 13 et 15\)](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2022/035.
- Ramshaw, B., Luedke, W., and Korman, J. 2019. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon rouge du lac Sakinaw \(*Oncorhynchus nerka*\) \[2017\]](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/027. ix + 113 p.
- Weil, J., Luedke, W., Healy, T.M., Withler, R.E., Brown, N., Bokvist, J., and Porszt, E. 2024. The Magnitude and Extent of Chinook Straying from Hatcheries in Southern BC. Can. Sci. Advis. Sec. Working Paper. In Press.
- 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. xii + 88 p. (Erratum: October 2023)

ANNEXE D. SOMMAIRE DE L'ÉTAT RAPIDE ET PRL DE L'ÉTAT DES UC DE LA POLITIQUE SUR LE SAUMON SAUVAGE

D.1. CONTEXTE : TERMINOLOGIE ET PRINCIPES CLÉS DE L'ALGORITHME D'ÉTAT RAPIDE

D.1.1. Terminologie clé

- **Paramètres** : paramètres quantitatifs élaborés pour l'évaluation de l'état de la PSS : abondance relative; abondance absolue; tendance à long terme de l'abondance; variation en pourcentage (tendance à court terme de l'abondance).
- **Points de référence** : valeurs précises définies dans la PSS pour délimiter les zones d'état rouge, ambre et vert pour chaque paramètre. Par exemple, 50 % est le point de référence inférieur pour le paramètre des tendances à long terme, qui délimite les zones d'état rouge et ambre de ce paramètre. Ce paramètre compare le rapport de l'abondance actuelle des géniteurs (moyenne géométrique) à la moyenne à long terme (moyenne géométrique) aux points de référence inférieurs (50 %) et supérieurs (75 %).
- **Algorithmes d'état rapide de la PSS** : ensembles de règles de décision qui se rapprochent du processus décisionnel utilisé par les experts dans les évaluations intégrées de l'état de la PSS; voir la Figure D-3, la Figure D-5, et la Figure D-7 pour l'application de l'algorithme d'état rapide à trois UC de saumon chinook de la COIV utilisées dans le processus d'état rapide de la PSS.

D.1.2. Principes de l'algorithme d'état rapide

1. Les états rapides pour les UC sont élaborés en fonction des principes de la biologie de la conservation (Mace et Lande 1991; Mace *et al.* 2008; Caughley 1994; McElhany *et al.* 2000; Rodrigues *et al.* 2006), et s'harmonisent avec les publications scientifiques examinées par des pairs pour les évaluations de l'état de l'UC de la PSS (Holt 2009; Holt *et al.* 2009; Grant *et al.* 2011; Grant et Pestal 2012; MPO 2015, 2016; Brown *et al.* 2019; Grant *et al.* 2020). Cette approche garantit que les états du saumon du Pacifique sont scientifiquement objectifs, cohérents et comparables entre les UC de la Colombie-Britannique et du Yukon. Les paramètres normalisés doivent également être largement applicables et relativement faciles à utiliser et à mettre à jour régulièrement.
2. Les évaluations de l'état rapide nécessitent l'examen des données et des états obtenus par les experts des UC.
3. L'apprentissage continu et le perfectionnement de l'algorithme d'état rapide constituent le dernier principe de base. Cela signifie que les ensembles de données et les paramètres d'état de chaque UC seront régulièrement examinés et mis à jour, et que l'algorithme d'état rapide sera examiné dans le cadre d'un travail continu avec les experts des UC.

D.2. DONNÉES

Des ensembles de données visant à évaluer l'état du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en vertu de la PSS ont d'abord été élaborés pour les ateliers sur approches intégrées d'évaluation de l'état (MPO 2016). Les principales étapes de l'approche de traitement des données sont les suivantes :

1. Catégoriser les sites de relevé en fonction du niveau des lâchers d'écloserie contribuant aux géniteurs d'origine naturelle à chaque site;

2. Déterminer les indicateurs persistants parmi les sites de relevé;
3. Utiliser des indicateurs persistants avec une amélioration faible ou inconnue pour les séries chronologiques des UC;
4. Comblent les lacunes dans les séries chronologiques à l'échelle du site en fonction de la contribution proportionnelle moyenne.

Les données et les paramètres propres aux UC mis à jour par Brown et al. (2020) et les séries chronologiques qui en résultent ont été utilisés pour ses évaluations de l'état (COSEPAC 2020). Le code pour choisir et traiter les données NuSEDS (New Salmon Escapement Database System) pour ce travail est géré par l'Unité d'évaluation des stocks de saumon du MPO (A. Vélez-Espino).

Pour le saumon chinook de la COIV, les travaux récents de Holt *et al.* (2023b) visant à élaborer des méthodes de définition des points de référence limites (PRL) pour les unités de gestion du stock (UGS) ont donné lieu à d'autres révisions de la classification des sites grâce à l'inclusion de considérations relatives à l'influence naturelle proportionnelle (INP) et aux avis des experts de l'évaluation des stocks du secteur de la côte Sud du MPO. Les critères de l'INP ont entraîné l'inclusion des sites d'échappée du NuSEDS du MPO, où l'INP moyenne de la série chronologique du site était supérieure ou égale à 0,5 (MPO 2022a; Holt *et al.* 2023b).

Des discussions avec des experts de l'évaluation des stocks du secteur de la côte Sud du MPO en avril et mai 2023 ont confirmé que les systèmes où les contributions des écloséries sont élevées, telles que mesurées par l'INP, ne devraient pas être compris dans les séries chronologiques à l'échelle des UC pour les états rapides en vertu de la PSS. Cependant, les populations des rivières Nahmint et Tahsis qui ont été comprises dans Holt *et al.* 2023b ont été exclues ici en raison de la contribution élevée des écloséries. La liste révisée des populations comprises est documentée dans le Tableau D-1. De plus, Holt et ses collaborateurs (2023b) ont élaboré des points de référence propres au système et fondés sur l'habitat pour l'abondance relative ($G_{\text{gén}}$, 85 % G_{RMD}), qui n'étaient pas disponibles auparavant pour l'évaluation de la situation de la plupart des UC de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Ces points de référence ont été mis à jour en fonction de la liste révisée des populations utilisées ici (Tableau D-2; Tableau D-2).

Tableau D-1. Unités de conservation (UC) comprises dans cette unité de gestion des stocks (UGS) et listes des populations les plus abondantes dans chaque UC. Les numéros d'identification de la population entre parenthèses à côté de chaque nom de système renvoient à ceux de la base de données [nuSEDS](#) (voir la section 2.1).

No de l'UC	Nom de l'UC	Populations (numéro d'identification de la population entre parenthèses)
CK-31	Ouest de l'île de Vancouver – sud_FA_0.X	Systèmes d'indicateurs compris dans la série chronologique de l'UC : Baie Clayoquot : Bedwell (numéro d'identification : 45 190), Megin (41 178) et Moyeha (41 123) Systèmes d'indicateurs exclus de la série chronologique de l'UC en raison du niveau de lâchers d'éclosérie ou d'indices d'échappée de mauvaise qualité : Nahmint (1 270), Nitinat (40 363), San Juan (40 253), Sarita (40 458), Somass-Sproat-Great Central (3 306), Sooke (40 153) et plusieurs systèmes plus petits.

No de l'UC	Nom de l'UC	Populations (numéro d'identification de la population entre parenthèses)
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver-Nootka et Kyuquot_FA_0.X	Systèmes d'indicateurs compris dans la série chronologique de l'UC : Baie Kyuquot : Artlish (41 873), Kaouk (41 863), Tahsish (41 883) Systèmes d'indicateurs exclus de la série chronologique de l'UC en raison du niveau de lâchers d'écloserie ou d'indices d'échappée de mauvaise qualité : Tahsis (41 518), Burman (41 328), Conuma (41 438), Gold (41 348), Leiner (41 498) et Zeballos (41 713).
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X	Systèmes d'indicateurs compris dans la série chronologique de l'UC : Baie Quatsino : Marbre (39 958), Colonial (39 918) et Cayeghle (44 792, 39 908) Aucun système indicateur n'a été exclu de la série chronologique de l'UC en raison du niveau de lâchers d'écloseries. <u>Marbre</u> : domine la production dans cette UC. Pour la période de 2002 à 2022, ce site répond aux critères d'une population persistante documentés dans Brown <i>et al.</i> (2020), où au moins 50 % des estimations sont de type 4 (estimations à résolution moyenne de l'abondance relative, voir le Tableau C-1) ou mieux avec pas plus de 5 ans d'affilée d'estimations manquantes. Au cours de cette période, il y a eu 14 estimations de type 3 ou 4 (estimations à résolution modérée à élevée de l'abondance relative) et 7 estimations de type (la plus faible certitude au-delà d'une présence ou d'une absence). Les années où les estimations ont une résolution plus faible (type 5) proviennent de niveaux d'eau plus élevés sur des périodes plus longues plus tard dans la saison, ce qui empêche la réalisation de relevés visuels pour le dénombrement des échappées, lorsque la majeure partie de la fraie a lieu. <u>Coloniale/Cayeghle</u> : présente des problèmes similaires avec les hautes eaux, mais redescendra beaucoup plus rapidement à des niveaux appropriés pour les relevés visuels que la rivière Marble, de sorte qu'il y a moins de cas où il est impossible de procéder à des relevés pendant des mois. Ces sites satisfont également aux critères des populations persistantes (Brown <i>et al.</i> 2020).

Tableau D-2. Points de référence fondés sur l'abondance relative pour chacune des UC de saumon chinook de la COIV (85 % de G_{RMD} = point de référence supérieur; $G_{gén}$ = point de référence inférieur). La médiane (intervalle de 50 %) correspond aux valeurs utilisées dans l'algorithme. Mis à jour en février 2024 à partir des résultats du modèle de Holt K. et al (2023b).

Numéro de l'UC	Nom de l'UC	Populations	$G_{gén}$ (médiane)	85 % de G_{RMD} (médiane)
CK-31	Ouest de l'île de Vancouver – sud_FA_0.X	Bedwell/Ursis	290	660
		Megin	740	1 600
		Moyeha	340	770

Numéro de l'UC	Nom de l'UC	Populations	G _{gén} (médiane)	85 % de G _{RMD} (médiane)
TOTAL			1 370	2 576
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver- Nootka et Kyuquot_FA_0.X	Artlish	190	420
		Kaouk	300	670
		Tahsish	510	1 200
TOTAL			1 000	1 947
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X	Cayeghle	140	330
		Marble	500	1 100
TOTAL			640	1 216

D.3. SOMMAIRE DE L'ÉTAT RAPIDE

D.3.1. État du PRL de l'UGS fondé sur l'état rapide de la PSS

Cette UGS tombe en dessous du PRL, car une UC, celle de l'Ouest de l'île de Vancouver – sud_FA_0.X (CK-31) présente un état rapide **rouge** selon la PSS, avec un degré de confiance *élevé* (Tableau D-3 et Tableau D-4; Figure D-1). L'état rapide selon la PSS pour les deux autres UC dans cette UGS est « *ambre* » avec un niveau de confiance *élevé* : Ouest de l'île de Vancouver- Nootka et Kyuquot_FA_0.X (CK-32); et *vert* avec un niveau de confiance *élevé* : Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X (CK-33). Il convient de noter que, bien que l'algorithme indique que l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – sud_FA_0.X présente un degré de confiance « *élevé* » selon les paramètres utilisés (MPO 2024a; Tableau D-4), il y a une incertitude supplémentaire pour certaines années de la série chronologique où les estimations des échappées ont une résolution relativement faible, bien qu'elles satisfassent aux exigences minimales en matière de qualité des données (voir la section Données ci-dessus). Les tableaux de bord des données sur les paramètres par rapport aux points de référence sont présentés par UC dans la Figure D-2, la Figure D-4 et la Figure D-6. L'application de l'arbre de décision aux états rapides dérivés est illustrée par UC dans la Figure D-3, la Figure D-5, et la Figure D-7, avec les tableaux associés des nœuds de décision dans le Tableau D-5, le Tableau D-6, et le Tableau D-7.

Pour les UC de saumon chinook de la COIV, l'état en vertu de la PSS est dérivé des populations indicatrices qui ne sont pas dominées par les poissons d'écloserie (c.-à-d. des populations indicatrices ayant une influence naturelle proportionnelle, INP, > 0,5). Cependant, dans les trois UC, la plupart des populations indicatrices ont fait l'objet d'une certaine mise en valeur des écloseries et, parmi les six populations de rivière pour lesquelles il n'y a pas eu de mise en valeur locale des écloseries, toutes présentaient une proportion moyenne de poissons errants d'écloserie de >0,18, ce qui dépassait largement le point de référence établi par Withler *et al.* (2018). pour les populations sauvages et influencées par des poissons errants en vertu de la PSS ($pGIE_{errants} > 0,03$) (MPO 2024b). Bien que l'algorithme d'état rapide de la PSS ne tienne pas compte du degré de contribution des écloseries au sein des populations non considérées comme dominées par les écloseries, ce facteur appuie davantage l'état critique pour cette UGS. En outre, les tendances à la baisse de la taille selon l'âge et de l'âge à maturité (données non publiées du MPO; JTC 2016; Ohlberger *et al.* 2018) indiquent que le potentiel de reproduction des populations de saumon chinook de la COIV est en déclin (Ohlberger *et al.* 2020). Le

sex-ratio chez le saumon chinook est de plus en plus asymétrique en faveur des femelles à mesure que l'âge à la maturité augmente, et les fécondités du saumon chinook femelle augmentent en fonction de la taille. Ainsi, à mesure que le saumon chinook de la COIV devient plus petit et plus jeune, moins de femelles reviennent frayer chaque année, et ces femelles portent chacune moins d'œufs par rapport aux générations précédentes. Par conséquent, les points de référence des géniteurs pour les UC de la COIV ne sont probablement pas stables dans des conditions d'habitat stables parce que les femelles reproductrices efficaces diminuent au fil du temps.

L'état de l'UC COIV-Nord a une incertitude supplémentaire et peut être trop optimiste quant à l'état « vert » qui lui a été attribué en raison de la production historique importante d'écloseries dans la rivière Marble et des niveaux élevés possibles d'introgression génétique. Les répercussions génétiques peuvent persister malgré une production plus faible en éclosérie ces dernières années et pourraient entraîner une réduction de la productivité et de la résilience de la population, qui peut ne pas être facilement détectable au moyen des mesures standard de l'abondance et des tendances. Un état qui ignore les répercussions génétiques peut fournir une évaluation incomplète de la PSS. Les évaluations futures de cette UC pourraient tenir compte davantage des effets génétiques des écloseries et des changements dans les paramètres démographiques.

De plus amples renseignements sur l'approche et les méthodes d'état rapide de la PSS sont fournis dans MPO 2024a et Pestal *et al.* 2023.

Le processus d'examen par des experts utilisé pour l'état du saumon chinook de la COIV en vertu de la PSS a été modifié par rapport à la méthode décrite dans Pestal *et al.* 2023. Au lieu d'effectuer un examen spécifique des résultats de l'algorithme d'état rapide décrits dans la présente annexe, ces résultats ont été examinés dans le cadre du processus élargi du SCAS régissant l'élaboration de l'ensemble du rapport. De plus, les estimations des échappées qui ont été entrées dans l'algorithme d'état rapide sont soumises à un examen annuel par des experts locaux du MPO et des groupes d'intendance et des Premières Nations de la COIV.

Tableau D-3. Résumé des états rapides de la PSS pour chaque UC dans l'UGS du saumon chinook de la COIV.

Paramètre d'évaluation	UC 31	UC 32	UC 33
Nom de l'UC	Ouest de l'île de Vancouver – sud_FA_0.X	Ouest de l'île de Vancouver-Nootka et Kyuquot_FA_0.X	Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X
État rapide selon la PSS	Rouge	Ambre	Vert
Degré de confiance	Élevé	Élevé	Élevé

Numéro de l'UC	Nom de l'UC	État rapide selon la PSS (2022)	Nœud d'état rapide selon la PSS
CK-32	Ouest de l'île de Vancouver-Nootka et Kyuquot_FA_0.X	AMBRE, CONFIANCE ÉLEVÉE	L'évaluation rapide de l'état de la PSS pour l'année en cours (2022) est « ambre » avec un niveau de confiance élevé. La moyenne générationnelle récente se situe entre le seuil inférieur ($G_{\text{gén}}$: 1 000) et le seuil supérieur (85 % de G_{RMD} : 1 947) de la mesure de l'abondance relative (nœud 37; Figure D-4; Figure D-5; Tableau D-6). Ces seuils sont la somme des valeurs de G_{RMD} fondées sur l'habitat propres aux sites. Le paramètre de l'abondance absolue n'a pas pu être appliqué, puisque la série chronologique ne tient pas compte de la plupart des géniteurs sauvages. L'état rapide de la PSS a varié entre « ambre » (1998-2001) et « rouge » (2001-2013), avant de revenir à « ambre » (2014-2022). L'état rapide « rouge » de 2012 selon la PSS correspond à l'état intégré selon la PSS (MPO 2016). Bien qu'elle ne soit pas utilisée pour évaluer l'état rapide de la PSS pour cette UC, la tendance à court terme (paramètre du pourcentage de changement) a varié entre les états « ambre », « rouge » et « vert » tout au long de la série chronologique. L'état de la tendance à court terme est « vert » depuis 2015. Le point de référence d'abondance relative inférieur se situe sous le seuil absolu du paramètre d'abondance de 1 500, selon les risques de la biologie de conservation liés à la petite taille de la population.

Numéro de l'UC	Nom de l'UC	État rapide selon la PSS (2022)	Nœud d'état rapide selon la PSS
CK-33	Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X	VERT, CONFIANCE ÉLEVÉE	L'évaluation rapide de l'état de la PSS pour l'année en cours est « ambre » avec un niveau de confiance élevé. La moyenne récente de la génération se situe bien au-dessus du point de référence supérieur de la mesure de l'abondance relative (GRMD à 85 % : 1 216) (nœud 36) (Figure D-7; Tableau D-7). Les points de référence de l'abondance relative sont la somme des valeurs de G_{RMD} fondées sur l'habitat propres aux sites. Le paramètre de l'abondance absolue n'a pas pu être appliqué, puisque la série chronologique ne tient pas compte de la plupart des géniteurs sauvages. Cet état « vert » a été constant tout au long de la série chronologique de 1998 à 2022. Aucun état intégré de la PSS n'a été réalisé en 2012 (MPO 2016); à l'époque où la rivière Marble et le ruisseau Cayeghle ont été classés comme sites ayant un niveau élevé de contribution des écloséries. Toutefois, pour les données associées à l'évaluation rapide actuelle selon la PSS en 2022, on considère qu'elles sont appropriées étant donné que l'INP moyenne est supérieure à 0,5; ces systèmes ne sont pas considérés comme hautement améliorés selon les lignes directrices de Withler <i>et al.</i> (2018). Bien qu'elle ne soit pas utilisée pour évaluer l'état rapide de la PSS en 2022, la tendance à court terme (paramètre du pourcentage de changement) a varié entre les états « ambre », « rouge » et « vert » tout au long de la série chronologique. L'état de ce paramètre est « vert » depuis les deux dernières années. Le point de référence d'abondance relative inférieur se situe sous le seuil absolu du paramètre d'abondance de 1 500, selon les risques de la biologie de conservation liés à la petite taille de la population. *Il convient de noter que, bien que l'algorithme indique que l'état de cette UC est associé à une confiance élevée selon les paramètres utilisés, et bien que les données répondent aux exigences minimales pour être comme site de populations persistantes, il existe une incertitude supplémentaire dans les données sur les échappées pour certaines années où elles sont considérées comme ayant une faible résolution. (voir la section « Données » ci-dessus).

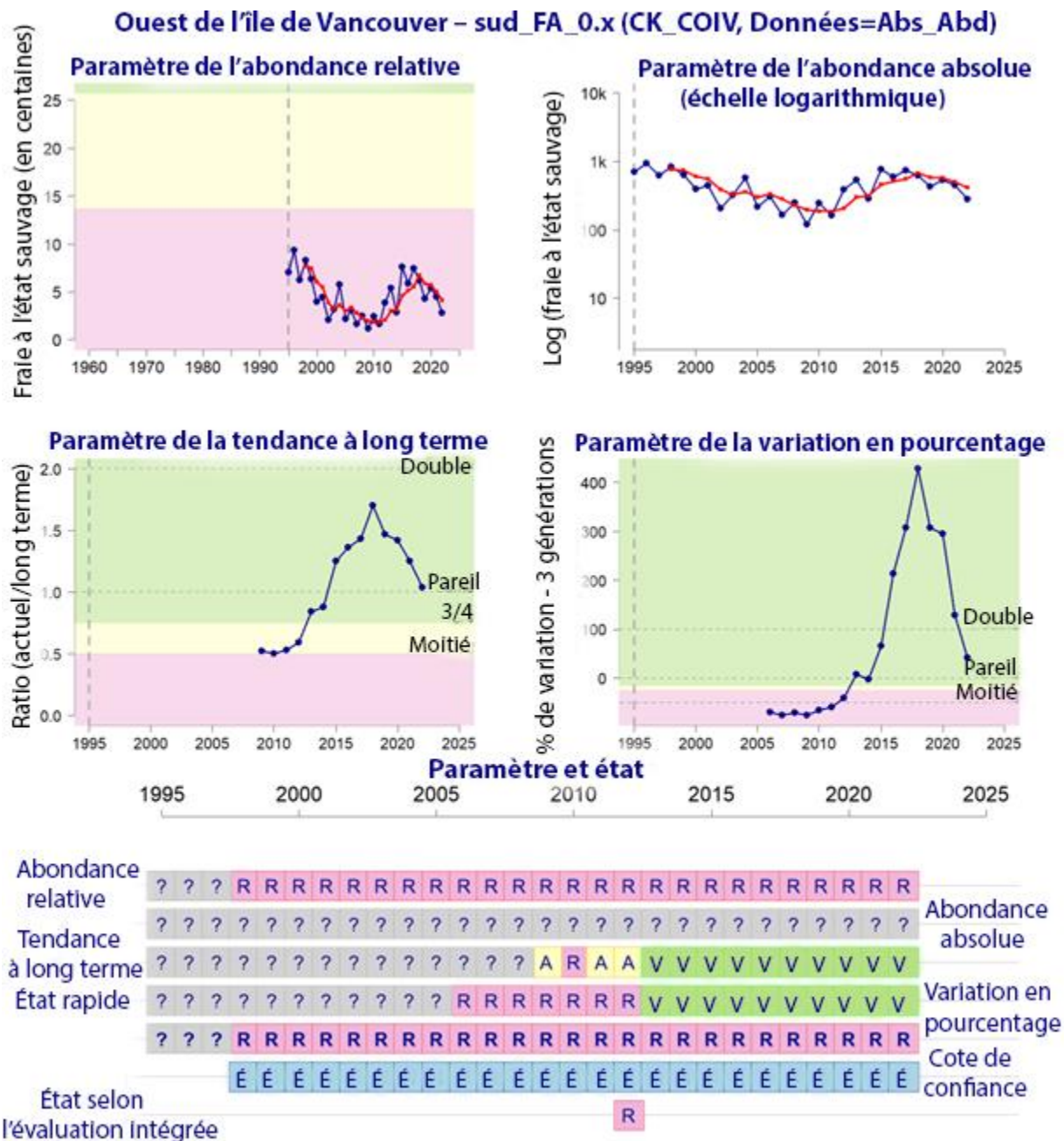


Figure D-2. Paramètres et état pour l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – sud_FA_0.X (CK-31, COIV) Les panneaux supérieurs montrent les quatre paramètres standard de la PSS, calculés en fonction des séries chronologiques disponibles sur l'abondance des géniteurs. Le panneau du bas résume l'état de chaque paramètre individuel et montre l'évaluation rapide de l'état de l'UC avec un indice de confiance. L'état intégré en 2023 (état), soit « rouge », correspond à l'état rapide correspondant selon la PSS, présenté dans la dernière ligne.

Ouest de l'île de Vancouver – Nootka et Kyuquot_FA_0.x (CK_COIV, Données=Abs_Abd)

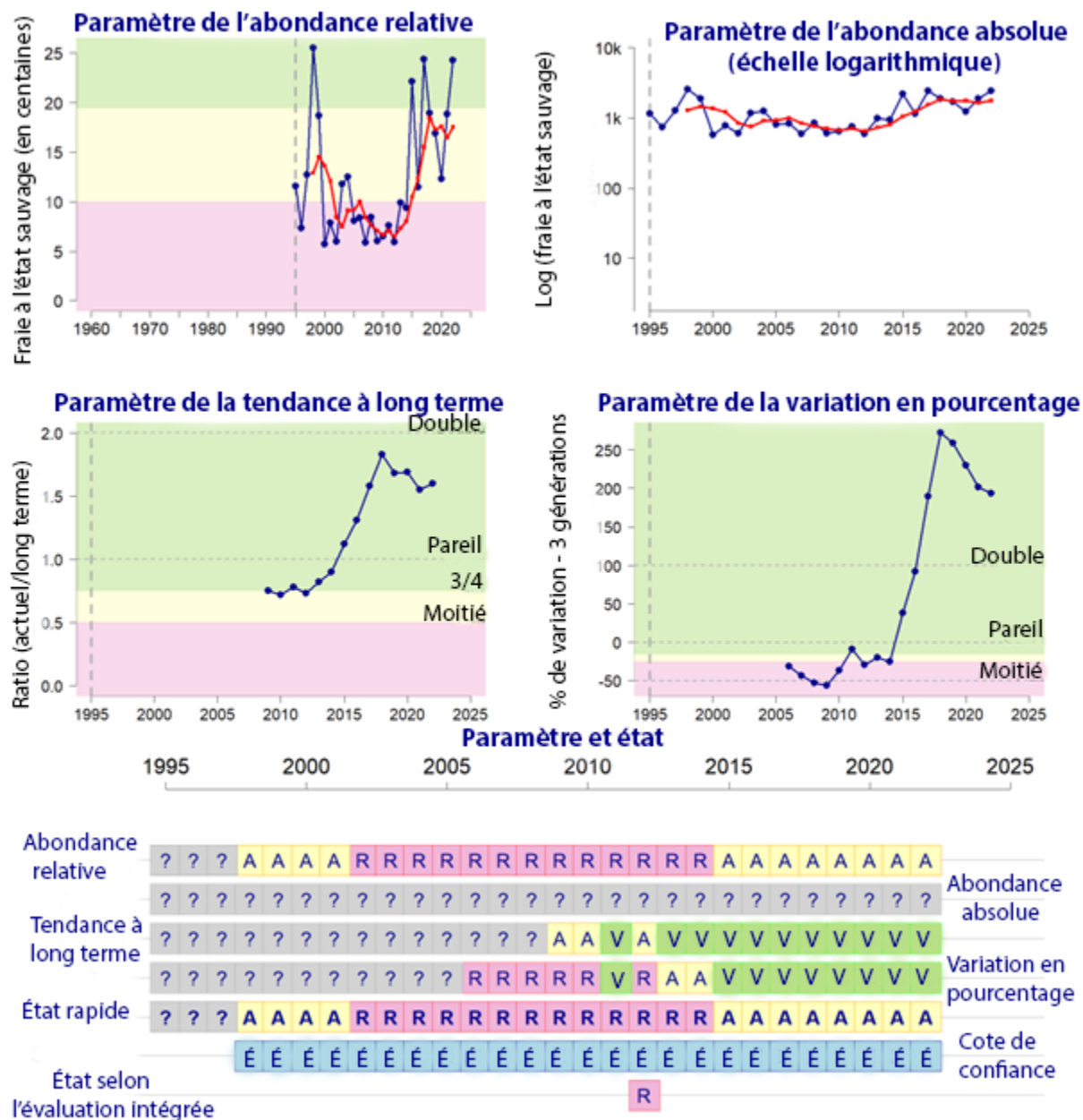


Figure D-4. Paramètres et état pour l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – Nootka et Kyuquot_FA_0.X (CK-32, COIV) Les panneaux supérieurs montrent les quatre paramètres standard de la PSS, calculés en fonction des séries chronologiques disponibles sur l'abondance des géniteurs. Le panneau du bas résume l'état de chaque paramètre individuel et montre l'évaluation rapide de l'état de l'UC avec un indice de confiance. L'état intégré en 2023 (état), soit « rouge », correspond à l'état rapide correspondant selon la PSS, présenté dans la dernière ligne.

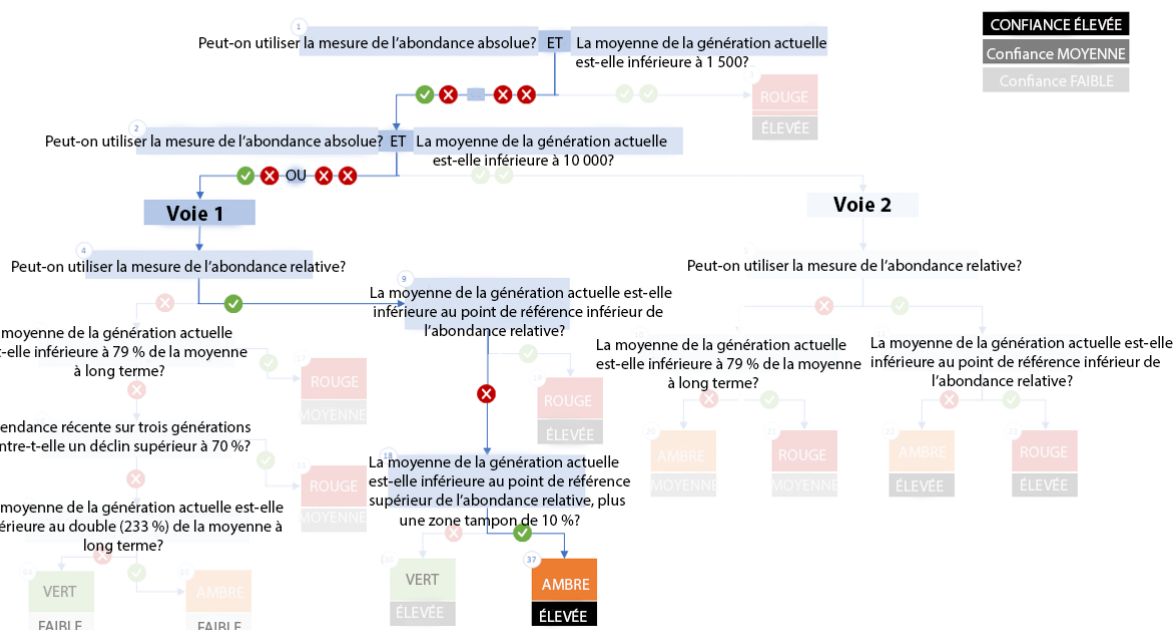


Figure D-5. Séquence de l'algorithme prise pour évaluer l'état du stock de poissons dans l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – Nootka et Kyuquot_FA_0.X (CK-32, COIV) en 2022. Le paramètre de l'abondance absolue ne s'applique pas à cette UC (nœuds 1 et 2), le paramètre de l'abondance relative s'applique à cette UC et l'abondance moyenne générationnelle actuelle tombe au-dessus du seuil inférieur (1 000) sous le seuil supérieur (1 370) pour le paramètre d'abondance relative (nœud 18). L'état de cette UC est donc désigné comme « ambre » avec un niveau de confiance élevé au nœud 37.

Tableau D-6. Voie de l'arbre de décision compte tenu des données et des valeurs métriques pour l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – Nootka et Kyuquot_FA_0.X (CK-32, COIV); voir la figure C3 ci-dessus. Pour chaque nœud, la décision de l'algorithme est prise en comparant la valeur actuelle du paramètre de l'UC au seuil métrique et en répondant par Oui ou Non, en parcourant les nœuds et les décisions séquentielles jusqu'à ce que l'évaluation rapide de l'état de la PSS pour cette UC et cette année soit obtenue.

Nœud	Paramètre	Valeur actuelle des UC	Seuil du paramètre	Décision sur l'algorithme
1	abondance absolue	S. O. (ne s'applique pas)	Moins de 1 500	NON
2	abondance absolue	S. O. (ne s'applique pas)	Moins de 10 000	NON
4	abondance relative	OUI	S. O.	OUI
9	abondance relative	1 756	1 000	OUI
18	abondance relative	1 756	1 370	NON
37	NŒUD DE L'ÉTAT FINAL			AMBRE

Paramètre de l'abondance relative

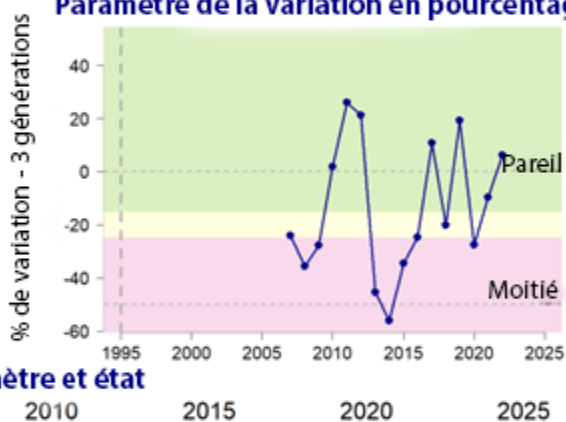
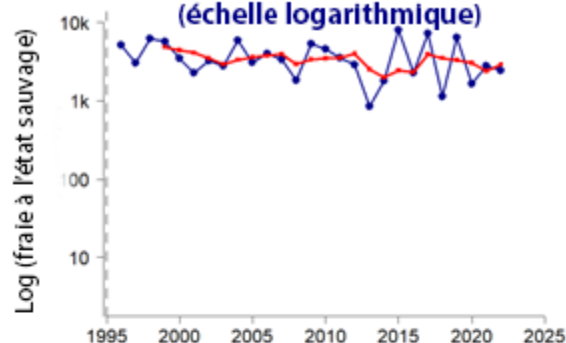


Figure D-6. Paramètres et état pour l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X (CK-33, COIV)
Les panneaux supérieurs montrent les quatre paramètres standard de la PSS, calculés en fonction des séries chronologiques disponibles sur l'abondance des géniteurs. Le panneau du bas résume l'état de chaque paramètre individuel et montre l'évaluation rapide de l'état de l'UC avec un indice de confiance. Aucun état intégré (état) n'a été établi pour cette UC en 2012.

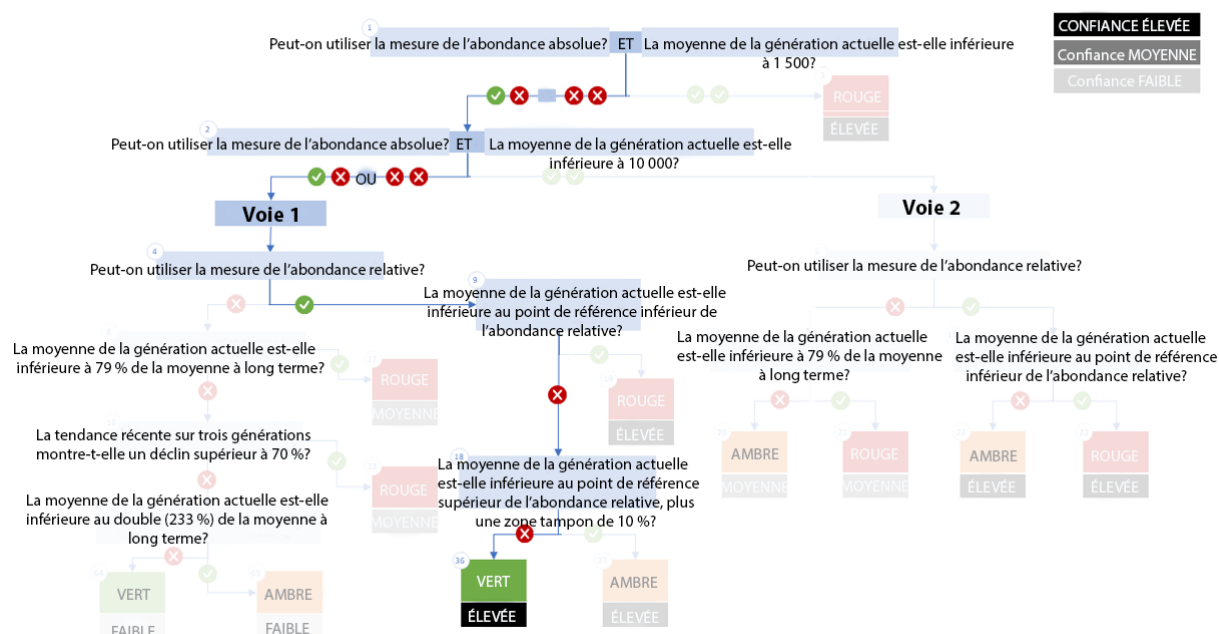


Figure D-7. Séquence de l'algorithme prise pour évaluer l'état du stock de poissons dans l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X (CK-33, COIV) en 2022. Le paramètre de l'abondance absolue ne s'applique pas à cette UC (nœuds 1 et 2), le paramètre de l'abondance relative s'applique à cette UC et l'abondance moyenne générationnelle actuelle tombe au-dessus du seuil inférieur (640; nœud 9) et du seuil supérieur (1 216) pour le paramètre d'abondance relative (nœud 18). L'état de cette UC est donc désigné « vert », avec un degré de confiance élevé au nœud 36.

Tableau D-7. Voie de l'arbre de décision compte tenu des données et des valeurs métriques pour l'UC de l'Ouest de l'île de Vancouver – nord_FA_0.X (CK-33, COIV); voir la figure C3 ci-dessus. Pour chaque nœud, la décision de l'algorithme est prise en comparant la valeur actuelle du paramètre de l'UC au seuil métrique et en répondant par Oui ou Non, en parcourant les nœuds et les décisions séquentielles jusqu'à ce que l'évaluation rapide de l'état de la PSS pour cette UC et cette année soit obtenue.

Nœud	Paramètre	Valeur actuelle des UC	Seuil du paramètre	Décision sur l'algorithme
1	abondance absolue	S. O. (ne s'applique pas)	Moins de 1 500	NON
2	abondance absolue	S. O. (ne s'applique pas)	Moins de 10 000	NON
4	abondance relative	OUI	S. O.	OUI
9	abondance relative	2 906	640	OUI
18	abondance relative	2 906	1 216	OUI
36	NŒUD DE L'ÉTAT FINAL			VERT

D.4. RÉFÉRENCES

- Brown, G.S., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Bailey, R.E., Candy, J.R., Parken, C.K., et Willis, D.M. 2019. [Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon quinnat \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique - Partie I : Renseignements de base](#). Secr. can. de consult. scient. du MPO. Doc. de rech. 2019/011. viii + 79 p.
- Caughley, G. 1994. Directions in Conservation Biology. J. Anim. Ecol. 63(2): 215–244.
- COSEWIC. 2020. COSEWIC assessment and status report on the Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha*, Designatable Units in Southern British Columbia (Part One – Designatable Units with no or low levels of artificial releases in the last 12 years), in Canada. xxxi + 283 pp.
- Grant, S.C.H. & G. Pestal. 2013. [Integrated Biological Status Assessments Under the Wild Salmon Policy Using Standardized Metrics and Expert Judgement: Fraser River Sockeye Salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) Case Studies](#). Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/106. v + 132 p.
- Grant, S.C.H., Holt, C.A., Pestal, G., Davis, B.M. et MacDonald, B.L. 2020. [Réévaluation de 2017 de l'état biologique intégré du saumon rouge du fleuve Fraser \(*Oncorhynchus nerka*\) selon la Politique concernant le saumon sauvage, au moyen de paramètres normalisés et d'avis d'experts](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2020/038. ix + 232 p.
- Grant, S.C.H., MacDonald, B.L., Cone, T.E., Holt, C.A., Cass, A., Porszt, E.J., Hume, J.M.B., Pon, L.B. 2011. [Evaluation of Uncertainty in Fraser Sockeye \(*Oncorhynchus nerka*\) Wild Salmon Policy Status using Abundance and Trends in Abundance Metrics](#). DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/087. viii + 183 p.
- 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., Cass, A., Holtby, B., and Riddell, B. 2009. [Indicators of Status and Benchmarks for Conservation Units in Canada's Wild Salmon Policy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/058: viii + 74 p.
- Holt, C.A., Holt, K., Warkentin, L., Wor, C., Connors, B., Grant, S., Huang, A.-M., et Marentette, J. 2023a. [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 + 79 p.
- Holt, K.R., Holt, C.A., Warkentin, L., Wor, C., Davis, B., Arbeider, M., Bokvist, J., Crowley, S., Grant, S., Luedke, W., McHugh, D., Picco, C., et Van Will, P. 2023b. [Application de méthodes d'estimation des points de référence limites à des unités de gestion des stocks de saumons du Pacifique dans le cadre d'études de cas](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/010. v + 150 p.
- Joint Technical Committee (JTC), P.S.C. (2016). Investigation of maturation-rate estimation models and their influence on PSC Chinook model abundance indices. TCCHINOOK (16)-1.
- Mace, G.M., and Lande, R. 1991. Assessing extinction threats : toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. Conserv. Biol. 5(2): 148–157.
- Mace, G.M., Collar, N.J., Gaston, K.J., Hilton-Taylor, C., Arçakaya, H.R., Leader-Williams, N., and Stuart, S.N. 2008. Quantification of extinction risk : IUCN's system for classifying threatened species. Conserv. Biol. 22(6): 1424–1442.

-
- McElhany, P., Ruckelshaus, M.H., Ford, M.J., Wainwright, T.C., and Bjorkstedt, E.P. 2000. Viable salmonid populations and the recovery of evolutionarily significant units. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-42. pp. 156.
- MPO. 2015. [Politique concernant le saumon sauvage – évaluations de l'état biologique pour les unités de conservation du saumon coho du Fraser intérieur \(*Oncorhynchus kisutch*\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/022.
- MPO. 2016. [État biologique intégré du saumon quinnat \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique en vertu de la politique concernant le saumon sauvage](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/042.
- MPO. 2022. [Méthodologies et lignes directrices pour l'élaboration de points de référence limites pour le saumon](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2022/030.
- MPO. 2024a. [Approximations rapides de l'état du saumon du Pacifique dérivées d'évaluations d'experts intégrées dans le cadre de la Politique concernant le saumon sauvage de Pêches et Océans Canada](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/004.
- MPO. 2024b. [Ampleur et étendue de l'égaré du saumon chinook d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. des avis. sci. du MPO. Avis sci. 2024/031.
- MPO. 2024c. [Preuves scientifiques pour éclairer les pratiques de fraie dans les stations d'alevinage du saumon de Pêches et Océans Canada dans la région du Pacifique](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2024/032.
- Ohlberger, J., Ward, E.J., Schindler, D.E., Lewis, B. 2018. [Demographic changes in Chinook salmon across the Northeast Pacific Ocean](#). Fish Fish. 19(3): 533–546.
- 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](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77: 1292–1301.
- 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. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3570: xiv + 200 p.
- Rodrigues, A.S.L., Pilgrim, J.D., Lamoreux, J.F., Hoffmann, M., and Brooks, T.M. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. Trends Ecol. Evol. 21(2): 71–76.
- 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. xii + 88 p. (Erratum: October 2023)

ANNEXE E. TABLEAU DE CONCORDANCE DES ÉLÉMENTS DE L'ÉVALUATION DU POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT (EPR)

Tableau E-1. Tableau de concordance des éléments de l'EPR

Élément(s) de l'EPR	Sections connexes
1–3 : Biologie, abondance, répartition et paramètres du cycle biologique.	Abordé dans les sections 3 et 5.
4–7 : Besoins en matière d'habitat et de résidence.	Abordé dans les sections 3, 6.4, et 6.5
8–11 : Menaces et facteurs limitatifs pouvant nuire à la survie et au rétablissement.	Abordé dans les sections 5 et 6
12 : Proposer des objectifs de rétablissement concernant l'abondance et l'aire de répartition.	Abordé dans la section 4.5
13 : Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable sur le plan scientifique et des trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels, en fonction des paramètres actuels de la dynamique de la population.	Abordé dans la section 7
14 : Présenter un avis sur la mesure dans laquelle la disponibilité de l'habitat adéquat répond aux besoins	Abordé dans les sections 6.4 et 6.5
15 : Évaluer la probabilité que les objectifs de rétablissement potentiels puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées).	Abordé dans la section 7
16–21 : Scénarios d'atténuation des menaces et alternatives aux activités	Abordé dans la section 9
22 : Évaluation des dommages admissibles	Non abordé