



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 2023/042

Région du Pacifique

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)

Kaitlyn Dionne¹, Théa Rachinski¹, Chuck Parken¹, Lauren Weir², Daniel Doutaz¹, Lynda Ritchie¹, Richard Bailey¹, Brittany Jenewein², Kristi Miller-Saunders³, Marc Labelle⁴, Murray Manson², Paul Welch¹, Nicole Trouton¹, Paul Mozin⁵, Michelle Walsh⁶

¹ Pêches et Océans Canada
Bureau du secteur de l'intérieur de la Colombie-Britannique
985, place McGill
Kamloops (C.-B.) V2C 6X6

² Pêches et Océans Canada
Bureau d'Annacis
100, promenade Annacis, unité 3
Delta (C.-B.) V3M 6A2

³ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

⁴ Conseil de gestion du saumon du Fraser
C.P. 188
Merritt (C.-B.) V1K 1B8

⁵ Conseil tribal Scw'exmx
2090, avenue Coutlee
Merritt (C.-B.) V1K 1B8

⁶ Secwepemc Fisheries Commission
680, rue Athabasca Ouest
Kamloops (C.-B.) V2H 1C4

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



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

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-48762-5 N° cat. Fs70-5/2023-042F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Dionne, K., Rachinski, T., Parken, C., Weir, L., Doutaz, D., Ritchie, L., Bailey, R., Jenewein, B., Miller-Saunders, K., Labelle, M., Manson, M., Welch, P., Trouton, N., Mozin, P. et Walsh, M. 2023. 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. Doc. de rech. 2023/038. xx + 328 p.

Also available in English:

Dionne, K., Rachinski, T., Parken, C., Weir, L., Doutaz, D., Ritchie, L., Bailey, R., Jenewein, B., Miller-Saunders, K., Labelle, M., Manson, M., Welch, P., Trouton, N., Mozin, P., and Walsh, M. 2023. Recovery Potential Assessment for Southern British Columbian Chinook Populations, Fraser and Southern Mainland Chinook Designatable Units (1, 6, 13 and 15). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/038. xvii + 291 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xx
1. INTRODUCTION	1
1.1. INFORMATION SUR L'ESPÈCE	1
1.2. CONTEXTE DE L'INSCRIPTION ET DU RÉTABLISSEMENT	4
2. PARAMÈTRES DE LA BIOLOGIE, DE L'ABONDANCE, DE LA RÉPARTITION ET DU CYCLE BIOLOGIQUE	5
2.1. ÉLÉMENT 1 : SOMMAIRE DE LA BIOLOGIE DU SAUMON CHINOOK	5
2.1.1. Morphologie	5
2.1.2. Histoire de la glaciation	5
2.1.2.1 Variantes du type de cycle biologique.....	6
2.1.3. Cycle biologique.....	8
2.1.4. Régime alimentaire	10
2.2. ÉLÉMENT 2 : ÉVALUATION DE LA TRAJECTOIRE DE L'ABONDANCE RÉCENTE DU SAUMON CHINOOK, DE SA RÉPARTITION ET DU NOMBRE DE POPULATIONS	11
2.2.1. Répartition et nombre de populations	11
2.2.2. Tendances de la productivité et de l'abondance.....	12
2.2.2.1 UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne	15
2.2.2.2 UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (Maria).....	16
2.2.2.3 UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été.....	17
2.2.2.4 UD 15 Basse Thompson, type fluvial, printemps	18
2.2.3. Influence des écloséries.....	18
2.2.3.1 Méthodologie des écloséries.....	18
2.2.3.2 Mesure de l'influence des écloséries	21
2.2.3.3 Histoire des écloséries	23
2.2.3.4 Différences entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages.....	27
2.2.3.5 Interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages	28
2.3. ÉLÉMENT 3 : PARAMÈTRES RÉCENTS DU CYCLE BIOLOGIQUE	31
2.4. ÉLÉMENT 4 : PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT DONT LE SAUMON CHINOOK A BESOIN POUR MENER À BIEN TOUTES LES ÉTAPES DE SON CYCLE BIOLOGIQUE	34
2.4.1. Habitat de fraie et d'incubation des œufs.....	35
2.4.2. Habitat de croissance des alevins et des juvéniles.....	36
2.4.3. Habitat de dévalaison des juvéniles en eau douce	39
2.4.4. Habitat de croissance dans l'océan	39
2.4.5. Habitat de migration dulcicole des adultes.....	41
2.5. ÉLÉMENT 5 : INFORMATION SUR L'ÉTENDUE SPATIALE DES ZONES SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT RECHERCHÉES DANS L'AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON CHINOOK.....	47

2.5.1. Répartition de l'habitat en eau douce.....	47
2.5.1.1 UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne	48
2.5.1.2 UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (Maria).....	49
2.5.1.3 UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été.....	50
2.5.1.4 UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps	51
2.5.2. Répartition en mer.....	52
2.6. ÉLÉMENT 6 : PRÉSENCE ET ÉTENDUE DES CONTRAINTES DE CONFIGURATION SPATIALE.....	55
2.6.1. Barrages.....	55
2.6.2. Obstacles naturels	56
2.6.3. Connectivité des plaines d'inondation.....	56
2.6.4. Faibles niveaux d'eau	57
2.6.5. Obstacles prévus	58
2.7. ÉLÉMENT 7 : ÉVALUATION DE LA NOTION DE RÉSIDENCE ET DESCRIPTION POUR LE SAUMON CHINOOK.....	58
3. MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DU SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE	59
3.1. ÉLÉMENT 8 : MENACES PESANT SUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT	59
3.1.1. Développement résidentiel et commercial	61
3.1.1.1 Zones résidentielles et urbaines	61
3.1.1.2 Zones commerciales et industrielles	62
3.1.1.3 Tourisme et loisirs	63
3.1.2. Agriculture et aquaculture	67
3.1.2.1 Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	67
3.1.2.2 Élevage et élevage à grande échelle	68
3.1.2.3 Aquaculture en mer et en eau douce	68
3.1.3. Production d'énergie et exploitation minière	75
3.1.3.1 Exploitation de mines et de carrières	75
3.1.4. Corridors de transport et de service.....	78
3.1.4.1 Routes et chemins de fer	78
3.1.4.2 Lignes de services publics	79
3.1.4.3 Transport par eau.....	80
3.1.5. Utilisation des ressources biologiques.....	84
3.1.5.1 Exploitation forestière et coupe du bois	84
3.1.5.2 Pêche et récolte de ressources aquatiques	85
3.1.6. Intrusions et perturbations humaines.....	94
3.1.6.1 Activités récréatives	94

3.1.6.2 Guerre, troubles civils et exercices militaires	95
3.1.6.3 Travail et autres activités	95
3.1.7. Modifications des systèmes naturels	98
3.1.7.1 Incendies et lutte contre les incendies	98
3.1.7.2 Barrages et gestion de l'eau	98
3.1.7.3 Autres modifications de l'écosystème	102
3.1.8. Espèces et gènes envahissants ou problématiques	110
3.1.8.1 Espèces exotiques/non indigènes envahissantes	110
3.1.8.2 Espèces indigènes problématiques	116
3.1.8.3 Matériel génétique introduit	124
3.1.9. Pollution et contaminants	129
3.1.9.1 Eaux usées domestiques et urbaines	131
3.1.9.2 Effluents industriels et militaires	133
3.1.9.3 Effluents agricoles et sylvicoles	135
3.1.9.4 Déchets solides et ordures	139
3.1.9.5 Polluants atmosphériques	140
3.1.9.6 Apports excessifs d'énergie	141
3.1.10. Phénomènes géologiques	145
3.1.10.1 Volcans	145
3.1.10.2 Tremblements de terre et tsunamis	145
3.1.10.3 Avalanches et glissements de terrain	145
3.1.11. Changements climatiques	149
3.1.11.1 Déplacement et altération de l'habitat	149
3.1.11.2 Sécheresses	151
3.1.11.3 Températures extrêmes	153
3.1.11.4 Tempêtes et inondations	154
3.1.12. Sommaire	158
3.2. ÉLÉMENT 9 : ACTIVITÉS LES PLUS SUSCEPTIBLES DE MENACER LES CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT DÉTERMINÉES DANS LES ÉLÉMENTS 4 ET 5...	161
3.3. ÉLÉMENT 10 : FACTEURS NATURELS QUI LIMITERONT LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT	161
3.3.1. Limites biologiques et physiologiques	161
3.3.2. Prédation	162
3.3.3. Concurrence	166
3.4. ÉLÉMENT 11 : DISCUSSION concernant LES IMPACTS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS DES MENACES DE L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES AUTRES ESPÈCES	

COOCCURRENTES, LES EFFORTS DE SURVEILLANCE ACTUELS ET LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES	167
4. ÉLÉMENTS 12 À 15 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT	169
4.1. ÉLÉMENT 12 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT	169
4.2. ÉLÉMENT 13 : TRAJECTOIRES DE LA POPULATION SELON LES VALEURS RÉCENTES DE LA PRODUCTIVITÉ ET DE LA MORTALITÉ	175
4.2.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site	178
4.2.2. Origine des géniteurs	179
4.2.3. Taux d'exploitation selon la cohorte, l'âge, l'origine et le site	179
4.2.4. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations	180
4.2.5. Sommaire.....	182
4.2.6. Évaluations qualitatives.....	182
4.3. ÉLÉMENT 14 : HABITATS CONVENABLES DISPONIBLES.....	185
4.4. ÉLÉMENT 15 : CAPACITÉ À ATTEINDRE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT DANS DES CONDITIONS CHANGEANTES.....	187
5. ÉLÉMENTS 16 À 20 : ÉVALUATION DES OPTIONS D'ATTÉNUATION POTENTIELLES	188
5.1. ÉLÉMENT 16 : LISTE DES MESURES D'ATTÉNUATION ET DES ACTIVITÉS DE RECHANGE.....	188
5.1.1. Stratégies d'atténuation	189
5.1.1.1 Élaboration	189
5.1.1.2 Agriculture et aquaculture	190
5.1.1.3 Effets de la pêche	191
5.1.1.4 Foresterie et gestion des feux de forêt.....	192
5.1.1.5 Espèces envahissantes et problématiques	194
5.1.1.6 Mise en valeur des stocks par des écloséries.....	195
5.1.1.7 Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	196
5.1.1.8 Pollution	197
5.1.1.9 Changements climatiques.....	199
5.1.1.10 Remise en état des habitats estuariens, intertidaux et riverains.....	199
5.1.1.11 Conclusion	201
5.1.2. Résultats du sondage sur l'atténuation	206
5.2. ÉLÉMENT 17 : INVENTAIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'AMÉLIORER LA PRODUCTIVITÉ OU LA SURVIE	211
5.3. ÉLÉMENT 18 : AVIS SUR LA FAISABILITÉ DE LA RESTAURATION DES HABITATS LIMITATIFS.....	211
5.4. ÉLÉMENT 19 : DIMINUTION ATTENDUE DU TAUX DE MORTALITÉ DÉCOULANT DE CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION ET AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE AUX MESURES DE L'ÉLÉMENT 17	212
5.5. ÉLÉMENT 20 : TRAJECTOIRE ATTENDUE PROJETÉE DES POPULATIONS EN FONCTION DES TAUX DE MORTALITÉ ET DES TAUX DE PRODUCTIVITÉ EN RAPPORT	

AVEC LES MESURES PARTICULIÈRES AUX FINS D'EXAMEN ÉNONCÉES DANS L'ÉLÉMENT 19	212
5.6. ÉLÉMENT 21 : VALEURS DE PARAMÈTRES RECOMMANDÉES POUR LES FUTURES ÉVALUATIONS	213
5.7. ÉLÉMENT 22 : ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES.....	213
6. RÉFÉRENCES CITÉES	214
ANNEXE A. RÉPARTITIONS EN MER DU SAUMON CHINOOK DU SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE AU DÉBUT DE LA PHASE MARINE.....	257
ANNEXE B. AGENTS INFECTIEUX DÉTECTÉS CHEZ LES CHINOOKS JUVÉNILES	261
ANNEXE C. SOMMAIRES DES DONNEES DISPONIBLES POUR CHAQUE UD.....	263
C.1. SOMMAIRE DE L'UD 1 (BAIE BOUNDARY).....	263
C.1.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site.....	263
C.1.2. Origine des géniteurs	263
C.1.3. Échantillons d'otolithes	264
C.1.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site	264
C.1.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations	265
C.2. SOMMAIRE DE L'UD 6 (MARÉCAGE MARIA, TYPE OCÉANIQUE, ÉTÉ).....	265
C.2.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site.....	265
C.2.2. Origine des géniteurs	265
C.2.3. Marquage des otolithes et marquage fondé sur la parenté	266
C.2.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site	266
C.2.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations	266
C.3. SOMMAIRE DE L'UD 13 (THOMPSON SUD, TYPE FLUVIAL, ÉTÉ)	266
C.3.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site.....	266
C.3.2. Origine des géniteurs	267
C.3.3. Échantillons des otolithes et du marquage fondé sur la parenté.....	267
C.3.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site	268
C.3.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations	268
C.4. SOMMAIRE DE L'UD 15 (BASSE THOMSON, PRINTEMPS 1.2)	268
C.4.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site.....	268
C.4.2. Origine des géniteurs	269
C.4.3. Échantillons des otolithes et du marquage fondé sur la parenté.....	270
C.4.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site	270
C.4.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations	270
ANNEXE D. OPTIONS ET RESULTATS DU SONDAGE SUR L'ATTENUATION.....	291
ANNEXE E. CALCULATEURS DE MENACES	295
ANNEXE F. BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE	320
F.1. HABITAT D'EAU DOUCE	320
F.2. UTILISATION DE L'HABITAT MARIN	321
F.3. PARAMETRES DE L'ABONDANCE ET DU CYCLE VITAL.....	321

F.4. POLLUTION.....	322
F.5. MISE EN VALEUR DES STOCKS.....	322
F.6. CHANGEMENTS DANS LES INTERACTIONS ENTRE ESPECES PREDATRICES ET PROIES.....	322
F.7. ESPÈCES ENVAHISSANTES.....	323
F.8. MALADIES.....	324
F.9. PÊCHE.....	324
F.10. MESURES D'ATTÉNUATION	325
ANNEXE G. EXTRAIT DE L'ÉVALUATION DE LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE : METHODES DE CALCUL DES POINTS DE REFERENCE	326
G.1. PARAMETRES D'ÉTAT SELON LA PSS	326
G.1.1. Abondance	326
G.2. POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LE PARAMÈTRE DE L'ABONDANCE RELATIVE.....	326

LIST OF TABLES

Tableau 1. Unités désignables (UD) de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et statut selon le COSEPAC (2020).	3
Tableau 2. Guide des noms abrégés des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les noms abrégés des UD sont utilisés dans tout le document.	4
Tableau 3. Descriptions des périodes de montaison et de migration pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement.	8
Tableau 4. Qualité des données et caractéristiques des cours d'eau pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement.	12
Tableau 5. Liste des frayères persistantes utilisées dans l'analyse des tendances pour chaque UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, avec le numéro de l'UC à titre de référence supplémentaire. Tous les sites sans astérisque ont été utilisés dans les analyses de tendance.	12
Tableau 6. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.	15
Tableau 7. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.	16
Tableau 8. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.	17
Tableau 9. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.	18
Tableau 10. Objectifs actuels de mise en valeur (2021) pour toutes les populations mises en valeur.	20
Tableau 11. Valeurs de l'INP pour les populations mises en valeur dans chaque UD. *Il convient de noter que les méthodes d'évaluation actuelles ne permettent pas de distinguer les poissons sauvages des poissons d'écloserie.	23
Tableau 12. Résumé des paramètres du cycle biologique des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, y compris la durée de génération moyenne, la fécondité moyenne et la longueur moyenne à la fourche selon l'âge. La durée de génération moyenne a été estimée comme la moyenne des reproducteurs en l'absence mortalité par pêche. Les fourchettes générales de la fécondité présentées pour les classes d'âge sont indiquées dans (Healey 1986). Les longueurs moyennes à la fourche ont été estimées pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (si les données le permettent) d'après les données tirées de la récupération des MMC dans les pêches recueillies entre 1967 et 2012 (Brown et al. 2019). 32	

Tableau 13. Résumé des tendances récentes des caractéristiques pour quatre zones de gestion de la Colombie-Britannique (tiré de MPO 2018b).	33
Tableau 14. Taux de survie (%) des saumoneaux porteurs de MMC jusqu'à l'âge 3 pour les stocks indicateurs de saumon chinook de la rivière Nicola (NIC) [BTh-1.2], de la rivière Shuswap (SHU) [Maria] et de la rivière Samish (SAM) [baie Boundary]. Aucun stock indicateur n'est disponible pour la Thompson Sud, été 1.3.....	34
Tableau 15. Aperçu des besoins en matière d'habitat du saumon chinook, par stade biologique. La plupart des valeurs des propriétés sont tirées des examens des besoins en matière d'habitat dans (Healey 1991) et Bjornn et Reiser (1991). Les adaptations propres à une population peuvent modifier la fourchette des valeurs indiquées pour les propriétés.	42
Tableau 16. Habitats utilisés par le saumon chinook dans les bassins versants où l'hydrologie est dominée par la neige. Adapté de Brown 2002.	44
Tableau 17. Sommaire des distances et des périodes de migration en eau douce pour quatre UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.	46
Tableau 18. Débits optimaux dans le cours principal de la rivière Nicola pour différents stades du cycle biologique du saumon chinook (Lewis et al. 2009).	47
Tableau 19. Définitions des niveaux d'impact, de la probabilité d'occurrence et de la certitude causale pouvant être attribués à chaque catégorie de menaces. Les définitions ont été modifiées par rapport à celles figurant dans MPO (2014b) afin de préciser que le niveau d'impact a été évalué en fonction du déclin prévu du niveau de la population au cours des trois prochaines générations si les menaces ne sont pas atténuées avec succès.	60
Tableau 20. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des zones urbaines et résidentielles pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	65
Tableau 21. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des zones commerciales et industrielles pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	65
Tableau 22. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du tourisme et des loisirs pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	66
Tableau 23. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des cultures non ligneuses annuelles ou vivaces pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	73
Tableau 24. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'élevage et de l'élevage à grande échelle pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	73

Tableau 25. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'aquaculture marine et d'eau douce pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	74
Tableau 26. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'exploitation de mines et de carrières pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	77
Tableau 27. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des routes et des voies ferrées pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	82
Tableau 28. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des lignes de services publics pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	82
Tableau 29. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du transport par eau pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	83
Tableau 30. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'exploitation forestière et la récolte de bois pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	93
Tableau 31. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de la pêche et de la récolte des ressources aquatiques pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	93
Tableau 32. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des activités récréatives pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	97
Tableau 33. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du travail et des autres activités pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	97

Tableau 34. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des incendies et de la lutte contre les incendies pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	108
Tableau 35. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des barrages et de la gestion et l'utilisation de l'eau pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	108
Tableau 36. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des autres modifications de l'écosystème pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	109
Tableau 37. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des espèces non indigènes et exotiques envahissantes pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	127
Tableau 38. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des espèces indigènes problématiques pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	127
Tableau 39. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du matériel génétique introduit pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.	128
Tableau 40. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des eaux usées domestiques et urbaines pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	142
Tableau 41. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des effluents industriels et militaires pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	142
Tableau 42. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des effluents agricoles et sylvicoles pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	143

Tableau 43. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des déchets solides et ordures pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	143
Tableau 44. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des polluants atmosphériques pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs dans le tableau.	144
Tableau 45. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des apports excessifs d'énergie pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	144
Tableau 46. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des volcans pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	147
Tableau 47. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des tremblements de terre et des tsunamis pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.....	147
Tableau 48. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des avalanches et des glissements de terrain pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.....	148
Tableau 49. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions de l'altération et du déplacement de l'habitat pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.....	156
Tableau 50. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des sécheresses pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	156
Tableau 51. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO concernant les répercussions des températures extrêmes pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.....	157

Tableau 52. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des tempêtes et des inondations pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.	157
Tableau 53. Note globale de la menace fournie d'après le calculateur de menaces du COSEPAC avec le résumé des commentaires formulés par les participants à l'atelier.	159
Tableau 54. Classement général des menaces pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évaluées. Il convient de noter que ce tableau présente le classement combiné des différentes catégories de menaces contenues dans chacune des grandes catégories de menaces globales figurant dans le tableau.	160
Tableau 55. Prédateurs probablement rencontrés par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.	166
Tableau 56. Objectifs de survie et de rétablissement pour chaque UD évaluée. L'objectif de survie est d'atteindre le statut d'espèce préoccupante du COSEPAC. L'objectif de rétablissement consiste à atteindre le statut d'espèce rétablie ou d'espèce non en péril. Pour atteindre l'objectif, chaque population doit atteindre à la fois l'objectif en matière d'abondance et la variation en pourcentage requise. L'abondance est fondée sur $G_{\text{gén}}$ ou 85 % de G_{RMD} pour les objectifs de survie ou de rétablissement respectivement, sauf indication contraire, et est mesurée par rapport à une moyenne générationnelle.	173
Tableau 57. L'équation et les valeurs des paramètres pour estimer les points de référence S-R en fonction de la superficie du bassin versant élaborés dans Parken et al. 2006. Les estimations de ces paramètres sont des valeurs actualisées par rapport au rapport initial et représentent les valeurs les plus récentes pour le modèle d'habitat. Les paramètres sont fournis pour les populations de type océanique et fluvial (b).....	173
Tableau 58. Superficies accessibles des bassins versants, par affluent principal, utilisées dans le modèle d'habitat pour estimer les points de référence S-R pour chaque UD.	174
Tableau 59. Lignes directrices possibles pour l'inclusion des populations d'écloserie intégrées dans les évaluations de la Politique concernant le saumon sauvage en fonction de leur désignation biologique d'après Withler et al. (2018).	175
Tableau 60. Récapitulatif de la disponibilité des données dans les quatre UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.	185
Tableau 61. Stratégies générales d'atténuation des menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.	202
Tableau 62. Agents infectieux détectés chez >1 % des chinooks juvéniles pendant au moins une saison. Les points chauds indiquent les agents détectés à une prévalence plus élevée que par hasard dans la région où des individus de ces UD mises en valeur ont été capturés au cours de chacune des périodes printemps-été et automne-hiver. Les indices restants dénotent les preuves qu'un agent donné possède un potentiel pathogène chez le saumon chinook, tirées d'études de provocation en laboratoire (établies), d'enquêtes pathologiques dans le cadre de l'initiative stratégique visant la santé du saumon (ISSS), de modèles de survie du saumoneau à l'adulte fondés sur les micromarques magnétisées codées et d'écarts de masse (condition). Les agents identifiés à partir des modèles sont classés par intensité de couleur (rouge foncé à saumon clair), les numéros représentant leur ordre d'association.....	261
Tableau 63. Échappée dans l'UD 1 (baie Boundary), par rivière. « AD » signifie « Aucune donnée collectée et enregistrée dans une base de données accessible ».....	272

Tableau 64. Nombre de poissons d'écloserie relâchés dans l'UD 1 (baie Boundary), par marquage de nageoire, nom du site de lâcher et année d'éclosion (données tirées de la base de données du Regional Mark Information System [RMIS, système d'information régional sur les marques]). « ENA » signifie « Entaille de la nageoire adipeuse ».	273
Tableau 65. Nombre de poissons relâchés, par origine de stock et stade du cycle vital, dans un site de lâcher dans l'UD 1 (baie Boundary) par année d'éclosion (données du RMIS).	274
Tableau 66. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les MMC.	276
Tableau 67. Nombre de chinooks utilisés comme stock de géniteurs par site de montaison dans l'UD 1 (baie Boundary).	277
Tableau 68. Nombre de géniteurs et prélèvements de stock de géniteurs, par année de montaison, pour l'UD 6 (marécage Maria).	278
Tableau 69. Nombre d'échantillons d'écailles avec des âges lisibles provenant de l'UD 6 (marécage Maria).	279
Tableau 70. Nombre de chinooks d'écloserie relâchés, par année d'éclosion et par entaille de nageoire, pour l'UD du marécage Maria.	280
Tableau 71. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées pour l'UD 6 (marécage Maria).	281
Tableau 72. Abondance des géniteurs et prélèvements de stock de géniteurs d'écloserie pour les populations de l'UD 13 (ThS-1.3).	282
Tableau 73. Nombre d'échantillons d'écailles lisibles collectés aux sites de l'UD 13 (ThS-1.3).	283
Tableau 74. Nombre de saumons chinooks d'écloserie avec entaille de la nageoire adipeuse (ENA) et sans entaille relâchés, par année d'éclosion, dans l'UD 13 (ThS-1.3).	284
Tableau 75. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées aux sites de l'UD 13 (ThS-1.3).	285
Tableau 76. Abondance des géniteurs pour les populations de l'UD 15 (BTh-1.2).	286
Tableau 77. Prélèvements de stock de géniteurs d'écloserie pour les populations de l'UD 15 (BTh-1.2).	287
Tableau 78. Nombre d'échantillons d'écailles lisibles collectés aux sites de l'UD 15 (BTh-1.2).	288
Tableau 79. Nombre de saumons chinooks d'écloserie avec et sans entaille de la nageoire adipeuse relâchés, par année d'éclosion et par population dans l'UD 15 (BTh-1.2).	289
Tableau 80. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées aux sites de l'UD 15 (BTh-1.2).	290
Tableau 81. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 1 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.	291
Tableau 82. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 6 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.	292
Tableau 83. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 13 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.	293

Tableau 84. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 15 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.	294
Tableau 85. Liste des participants à l'atelier sur le calcul des menaces. L'atelier s'est déroulé virtuellement du 13 au 15 octobre 2021.....	295
Tableau 86. Calculateur de menaces pour l'UD 1.	296
Tableau 87. Calculateur de menaces pour l'UD 6.	301
Tableau 88. Calculateur de menaces pour l'UD 13.	307
Tableau 89. Calculateur de menaces pour l'UD 15.	313

LIST OF FIGURES

Figure 1. UD 1 Baie Boundary : série chronologique des échappées absolues de 1980 à 2020 avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : 1) taux de variation sur les trois dernières générations, basé uniquement sur les trois dernières générations de données (en noir); 2) taux de variation sur les trois dernières générations, basé sur toutes les données disponibles (en bleu).....	15
Figure 2. UD 6 BFr-Maria : série chronologique des échappées relatives de 1996 à 2020 avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : 1) taux de variation sur les trois dernières générations, basé uniquement sur les trois dernières générations de données (en noir); 2) taux de variation sur les trois dernières générations, basé sur toutes les données disponibles (en rouge).	16
Figure 3. UD 13 ThS-été 1.3 : série chronologique des échappées relatives de 1999 à 2020 avec une estimation du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps sur les trois dernières générations (en noir) et basé sur toutes les données disponibles (en rose).....	17
Figure 4. UD 15 BTh-type fluvial, printemps 1.2 : série chronologique des échappées relatives de 1995 à 2020 avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : 1) taux de variation sur les trois dernières générations, basé uniquement sur les trois dernières générations de données (en noir); 2) taux de variation sur les trois dernières générations, basé sur toutes les données disponibles (en violet).	18
Figure 5. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 1 chaque année.	25
Figure 6. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 6 chaque année.	26
Figure 7. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 13 chaque année.	26
Figure 8. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 15 chaque année.	27
Figure 9. Carte de l'UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne. Produite par Coastal Resource Mapping Ltd pour Pêches et Océans Canada. Il convient de noter que la rivière Campbell désigne la rivière Little Campbell.	48
Figure 10. Carte de l'UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (Maria). Produite par Coastal Resource Mapping Ltd pour Pêches et Océans Canada.....	49
Figure 11. Carte de l'UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été. Produite par Coastal Resource Mapping Ltd. pour Pêches et Océans Canada.	50
Figure 12. Carte de l'UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps. Carte produite par Coastal Resource Mapping Ltd pour Pêches et Océans Canada.	51
Figure 13. Récupérations de MMC dans les pêches en haute mer pour le type océanique à montaison en automne, en utilisant le saumon chinook de la rivière Samish comme substitut de celui de la baie Boundary (UD 1).	53
Figure 14. Récupérations de MMC de saumons chinooks du marécage Maria de type océanique à montaison estivale dans les pêches en haute mer (UD 6).	54
Figure 15. Récupérations de MMC de saumons chinooks de la rivière Thompson Sud de type fluvial à montaison estivale (UD 13).	54

Figure 16. Récupérations de micromarques magnétisées codées de saumons chinooks de la basse Thompson de type fluvial à montaison printanière (UD 15).	55
Figure 17. Lâchers de saumons chinooks de type océanique et fluvial d'écloserie dans le bassin du Fraser de 1980 à 2020.....	71
Figure 18. Lâchers de saumons chinooks de type océanique et fluvial d'écloserie dans la mer des Salish de 1980 à 2020.	72
Figure 19. Résumé du taux d'exploitation (TE) pour le saumon chinook de la rivière Samish, stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées de substitution pour l'UD 1 – saumon chinook d'automne de type océanique de la baie Boundary. (a) Données sur le taux d'exploitation par année d'éclosion de 1985 à 2014. (b) Données sur le taux d'exploitation par année civile de 1990 à 2019. Données fournies par le Comité technique du saumon chinook du Traité sur le saumon du Pacifique.	91
Figure 20. Résumé du taux d'exploitation (TE) pour le saumon chinook de la basse Shuswap, stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées de substitution pour l'UD 6 – saumon chinook d'été de type océanique du bas Fraser. (a) Données sur le taux d'exploitation par année d'éclosion de 1984 à 2015. (b) Données sur le taux d'exploitation par année civile de 1988 à 2020. Données fournies par le Comité technique du saumon chinook du Traité sur le saumon du Pacifique.	92
Figure 21. Résumé du taux d'exploitation (TE) pour le saumon chinook de la rivière Nicola, stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées pour l'UD 15 – saumon chinook de printemps de type fluvial de la basse Thompson. (a) Données sur le taux d'exploitation par année d'éclosion de 1985 à 2015. (b) Données sur le taux d'exploitation par année civile de 1989 à 2020. Données fournies par le Comité technique du saumon chinook du Traité sur le saumon du Pacifique.	92
Figure 22. Passe à poissons de la rivière Bonaparte qui facilite la montaison du chinook.....	101
Figure 23. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 1.	209
Figure 24. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 6.	209
Figure 25. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 13.	210
Figure 26. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 15.	211
Figure 27. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 1, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.	257
Figure 28. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 6, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.	258
Figure 29. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 13, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.	259

Figure 30. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 15, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.260

RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué quatre unités désignables (UD) de saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) du sud de la Colombie-Britannique comme étant menacées ou en voie de disparition en 2020, et leur inclusion à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) est actuellement à l'étude. La première moitié de l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) [éléments 1 à 11] fournit d'abord des descriptions et des mises à jour de l'état des populations, un aperçu de la biologie et des besoins en matière d'habitat, ainsi qu'une évaluation des menaces et des facteurs limitant le rétablissement. Les principales menaces qui pèsent sur les UD ont été évaluées lors d'un atelier avec des experts locaux, qui a déterminé qu'il s'agit des changements climatiques, des modifications du système naturel, de la pêche et de la pollution. Pour les quatre UD, le risque de menace est considéré comme extrême, en raison de la gravité et du nombre de menaces auxquelles ces UD sont confrontées. Sur la base des menaces évaluées, un déclin du niveau de la population de 71 % à 100 % est attendu pour les UD 1, 6, 13 et 15. Il sera difficile d'atténuer les menaces multiples et complexes qui pèsent sur ces UD, d'autant que nombre de ces menaces sont exacerbées par les changements climatiques. La seconde moitié (éléments 12 à 22) présente des objectifs de rétablissement potentiels, un examen des mesures d'atténuation, des projections des populations et une recommandation sur les dommages admissibles. Les objectifs de survie et de rétablissement pour chaque UD ont été proposés sur la base des points de référence de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS), avec des exigences supplémentaires concernant la variation de pourcentage observée dans les géniteurs. Les limitations des données dues à une couverture incomplète des échappées et à des influences inconnues des écloséries ont empêché de nombreuses évaluations quantitatives et aucune modélisation n'a été réalisée. Les risques imposés par les changements climatiques et la poursuite du développement anthropique ajoutent une incertitude qui n'a été décrite que qualitativement. Selon l'évaluation quantitative pour les quatre UD, d'autres dommages pourraient continuer à compromettre leur rétablissement. Par conséquent, pour favoriser la survie et le rétablissement dans ces UD, il est conseillé d'empêcher tous les dommages futurs et continus causés par les humains. Il est important de noter que certaines activités à l'appui de la survie ou du rétablissement pourraient causer des dommages, mais pourraient néanmoins avoir un effet positif net sur la population et devraient être prises en considération.

1. INTRODUCTION

Lorsque le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue une espèce aquatique comme étant *menacée, en voie de disparition* ou *disparue*, Pêches et Océans Canada (MPO) prend diverses mesures nécessaires pour appuyer l'application de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte de renseignements scientifiques sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement, et son potentiel de rétablissement. L'avis scientifique est habituellement formulé dans le cadre d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) effectuée dans un délai prescrit après l'évaluation du COSEPAC. Cette façon de procéder permet d'intégrer les analyses scientifiques qui ont fait l'objet d'un examen par les pairs aux processus prévus par la LEP, y compris la planification du rétablissement.

1.1. INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Nom scientifique – *Oncorhynchus tshawytscha*

Noms communs –

Anglais : Chinook Salmon, Spring Salmon, King Salmon (Scott et Crossman 1973)

Français : saumon chinook, saumon quinnat, saumon de printemps, saumon royal, saumon roi, saumon royal du Pacifique

Premières Nations – tyee, sac'up, kwexwe, k'utala, keke'su7, po:kw' (Ducommun 2013), ntitiyix, sk'elwis (Vedan 2002¹), t'kwinnat, quinnat (Scott et Crossman 1973)

Le saumon chinook est la plus grande des cinq espèces de saumons du Pacifique anadromes et sémelpares indigènes en Amérique du Nord. Il est présent du centre de la Californie au fleuve Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest, Canada), le long de la côte nord-américaine (Netboy 1958; McPhail et Lindsey 1970; McLeod et O'Neil 1983; Healey 1991). Il présente le cycle biologique le plus diversifié de tous les saumons du Pacifique sémelpares (Brannon *et al.* 2004), avec des variations considérables sur le plan de la taille, de l'âge à la maturité, des exigences en matière d'habitat et de la durée des étapes de croissance en eau douce et en eau de mer. Au Canada, le saumon chinook constitue une importante source de nourriture pour d'autres poissons piscivores, des mammifères et des oiseaux, et c'est aussi une espèce ciblée par les pêches récréatives et commerciales; le saumon chinook est une espèce très importante pour les Premières Nations et les Métis de la Colombie-Britannique en tant que symbole culturel et élément de leur mode de vie traditionnel axé sur la subsistance (COSEPAC 2020).

Le COSEPAC a divisé les populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en 28 unités désignables (UD) en fonction de leur répartition géographique, des variations de leur cycle biologique et de leurs données génétiques (COSEPAC 2020). Les UD du COSEPAC sont dérivées des unités de conservation (UC) de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) et suivent l'approche fondamentale pour le maintien de la variabilité génétique au niveau des espèces sauvages (COSEPAC 2020); cependant, dans certains cas, plusieurs UC peuvent constituer une UD. Pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, 25 des 28 UD sont exactement les mêmes que les UC, mais les limites de population sont différentes pour les trois autres UD. Toutes les UD examinées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement représentent une seule UC. Les descriptions détaillées des UD du

¹ Vedan, A. 2002. Traditional Okanagan Environmental Knowledge and Fisheries Management. Westbank, Colombie-Britannique.

COSEPAC et des UC de la PSS pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique se trouvent respectivement dans COSEPAC (2020) et Brown *et al.* (2019).

Dans le contexte de la présente évaluation du potentiel de rétablissement, toutes les UD sont collectivement désignées par l'expression « saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ». Celles qui frayent dans le bassin hydrographique du Fraser sont désignées par l'expression « saumon chinook du fleuve Fraser ». Ces UD sont des populations génétiquement distinctes qui ne se croisent pas facilement et se reproduisent dans différentes zones géographiques des bassins hydrographiques du Fraser et de la baie Boundary (voir la description détaillée de la génétique et de la répartition géographique du saumon chinook du fleuve Fraser dans COSEPAC 2020). Les UD évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement, ainsi que les UC de la PSS et les zones de gestion des pêches (ZGP) correspondantes, sont résumées dans le tableau 1. Les noms abrégés des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont donnés dans le tableau 2, qui sera utilisé pour faire référence aux UD tout au long du document.

Tableau 1. Unités désignables (UD) de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et statut selon le COSEPAC (2020).

Zone de gestion (ZG)	Unité de conservation (UC)	Unité désignable (UD)	Statut selon le COSEPAC	Justification du statut
Printemps 4 ₂	CK-17 Basse Thompson	UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps	En voie de disparition	Le nombre d'individus matures a fortement diminué de 2013 à 2018, et la survie en mer est faible depuis 2000. La déforestation, les feux de forêt, la déstabilisation de l'habitat, le prélèvement d'eau à des fins agricoles et la perturbation de la qualité de l'eau causée par les changements climatiques continuent de menacer cette population et sont exacerbés par une résidence relativement longue en eau douce.
Printemps 5 ₂	CK-14 Thompson Sud 1.3	UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.3	En voie de disparition	Cette UD de saumon chinook à montaison estivale a diminué et le déclin devrait continuer. Les niveaux d'eau, le ruissellement agricole, la pollution et les habitats d'eau douce modifiés continuent de menacer cette population et sont mis en évidence en raison d'une résidence relativement longue en eau douce.
Été 4 ₁	CK-07 Maria	UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (marécage Maria)	En voie de disparition	Cette UD de saumon chinook à montaison estivale, qui se reproduit à un seul site (marécage Maria), a diminué. En 2018, des structures défectueuses de régulation de l'eau et les faibles niveaux d'eau ont empêché les reproducteurs d'accéder à la frayère. Le déclin de la qualité et de la quantité de l'eau et de la qualité de l'habitat dulcicole et marin continue de menacer cette population.
-	CK-02 Baie Boundary	UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne	Menacée	Les lâchers de poissons d'écloserie, qui se poursuivent et incluent des poissons provenant d'autres populations, ont entraîné l'augmentation de l'effectif total de la population, mais menacé l'intégrité génétique des poissons sauvages restants. Cette montaison automnale de saumons chinooks frayant dans les bassins de drainage de la baie Boundary se déroule dans des habitats marins et d'eau douce très altérés. Le faible taux de survie en mer, les prises accessoires et les effets de la pisciculture constituent des menaces constantes pour cette population.

Tableau 2. Guide des noms abrégés des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les noms abrégés des UD sont utilisés dans tout le document.

UD	UC	ZG	Nom complet de l'UD	Nom abrégé de l'UD
UD 1	CK-02	Automne	Sud de la partie continentale – baie Boundary, type océanique, automne	BB
UD 6	CK-07	Été	Bas Fraser (BFr), type océanique, été (Maria)	Maria
UD 13	CK-14	Été	Thompson Sud, type fluvial, été 1.3	ThS-1.3
UD 15	CK-17	Printemps	Basse Thomson, type fluvial, printemps 1.2	BTh-1.2

1.2. CONTEXTE DE L'INSCRIPTION ET DU RÉTABLISSEMENT

De nombreuses populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ont connu des années répétées de faible abondance des géniteurs depuis les trois dernières décennies, et ces stocks ont sensiblement décliné depuis le début des années 2000 (Riddell *et al.* 2013). Les observations d'une taille plus petite selon l'âge, d'une fécondité réduite et de proportions plus faibles de femelles dans les relevés de géniteurs ont également accru l'incertitude entourant les tendances à plus long terme de l'abondance et de la productivité de toutes les populations (Brown *et al.* 2019).

En novembre 2020, le COSEPAC a évalué le statut de 12 des 28 UD de saumon chinook dans le sud de la Colombie-Britannique (COSEPAC 2020). On considérait que ces UD ont reçu de l'ensemencement artificiel au cours des trois dernières générations, alors que le MPO estimait auparavant que les données étaient insuffisantes pour pouvoir évaluer les UD. Cette dernière évaluation a conduit à attribuer le statut d'*espèce en voie de disparition* à quatre UD, d'*espèce menacée* à trois UD, d'*espèce préoccupante* à une UD et d'*espèce non en péril* à une UD; les données sur trois autres UD ont été jugées insuffisantes pour permettre de les évaluer. Avant cette évaluation du COSEPAC (COSEPAC 2020), les 16 autres UD des 28 UD du sud de la Colombie-Britannique et l'UD de l'Okanagan ont été évaluées (COSEPAC 2017). Les 16 UD considérées comme ayant reçu peu ou pas d'ensemencement artificiel au cours des trois dernières générations ont été séparées des douze autres dans cette évaluation du COSEPAC (COSEPAC 2020).

Lorsque le COSEPAC évalue une espèce aquatique comme étant *menacée*, *en voie de disparition* ou *disparue*, Pêches et Océans Canada (MPO) prend diverses mesures nécessaires pour appuyer l'application de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). Bon nombre de ces mesures nécessitent la collecte de renseignements scientifiques sur la situation actuelle de l'espèce sauvage, les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement, et son potentiel de rétablissement. Les avis scientifiques sont habituellement préparés dans le cadre d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) menée dans un délai précis après l'évaluation du COSEPAC, de façon à intégrer les analyses scientifiques ayant fait l'objet d'un examen par les pairs aux processus prévus dans la LEP, y compris à la planification du rétablissement.

La présente évaluation du potentiel de rétablissement évalue l'état de quatre UD de saumon chinook qui frayent dans le sud de la Colombie-Britannique, qui ont toutes été désignées comme étant *menacées* ou *en voie de disparition* par le COSEPAC (2020); les huit UD restantes de cette dernière évaluation du COSEPAC font l'objet d'une évaluation du potentiel de rétablissement distincte. Plus précisément, ce rapport traite des 22 éléments décrits dans le cadre de référence relatif à l'élaboration des évaluations du potentiel de rétablissement pour les espèces aquatiques en péril (MPO 2014a), notamment :

-
- des sommaires des paramètres de la biologie, de l'abondance, de l'aire de répartition et du cycle biologique du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (éléments 1 à 3);
 - une description des exigences en matière d'habitat et de résidence du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique à tous les stades biologiques (éléments 4 à 7);
 - une évaluation et le classement par ordre de priorité des menaces et des facteurs limitatifs pour la survie et le rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (éléments 8 à 11);
 - les cibles de rétablissement proposées pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (éléments 12 à 15);
 - des discussions des scénarios d'atténuation des menaces et activités de rechange (éléments 16 à 21);
 - une évaluation des dommages admissibles afin d'estimer le taux maximal de mortalité anthropique et de destruction de l'habitat que l'espèce peut subir sans risque pour sa survie ou son rétablissement (élément 22).

2. PARAMÈTRES DE LA BIOLOGIE, DE L'ABONDANCE, DE LA RÉPARTITION ET DU CYCLE BIOLOGIQUE

2.1. ÉLÉMENT 1 : SOMMAIRE DE LA BIOLOGIE DU SAUMON CHINOOK

La plupart des renseignements présentés dans cette section concernent le saumon chinook en général, en raison des études limitées sur les stocks de chinook du fleuve Fraser et de la baie Boundary. Nous donnons ici un sommaire des connaissances biologiques générales sur le saumon chinook, en indiquant et présentant les renseignements propres aux quatre UD autant que possible.

2.1.1. Morphologie

Le saumon chinook est la plus grande des cinq espèces de saumons du Pacifique anadromes et sémelpares indigènes en Amérique du Nord (Netboy 1958; Healey 1991). Le saumon chinook adulte se distingue généralement des autres espèces de saumons du Pacifique par (1) la présence de petites taches noires sur les deux lobes de la nageoire caudale; (2) des gencives noires à la base des dents de la mâchoire inférieure; (3) une mâchoire inférieure pointue; et (4) un grand nombre de cæcums pyloriques (> 100) [McPhail and Lindsey 1970; Healey 1991; McPhail 2007]. Comme chez la plupart des autres espèces du genre *Oncorhynchus*, les mâles développent une mâchoire supérieure en crochet (kype) et une bosse dorsale. Les alevins et les tacons du saumon chinook se distinguent par la présence de marques de tacon s'étendant bien en dessous de la ligne latérale (McPhail et Carveth 1994). La nageoire adipeuse est normalement bordée de noir et non pigmentée au centre (Healey 1991). La nageoire anale présente également un bord blanc, mais n'est pas compensée par une ligne pigmentée foncée comme chez le saumon coho (Healey 1991). Le saumon chinook présente une variation extrême de la coloration de sa chair, allant du rouge vif au blanc, avec des variantes intermédiaires dans tout le spectre (Lehnert *et al.* 2016).

2.1.2. Histoire de la glaciation

Candy *et al.* (2002) et Beacham *et al.* (2003) ont précédemment décrit l'importance des modèles historiques de glaciation et comment ils ont conduit à la répartition du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans l'ensemble des bassins versants du Fraser et de la

baie Boundary. La Colombie-Britannique était presque entièrement recouverte de glace il y a 15 000 ans (Fulton 1969), avant une période de réchauffement climatique (Roed 1995). Lorsque la glace s'est retirée, une grande partie du Fraser s'écoulait dans le bassin hydrographique de l'Okanagan et se jetait dans l'océan par le fleuve Columbia, le canyon du Fraser étant bloqué par la glace près de Hells Gate. Une série de lacs glaciaires s'écoulant vers l'est s'est formée à partir de la fonte des nappes glaciaires dans les bassins versants des rivières Nicola et Thompson (Mathews 1944). Un lac Nicola agrandi s'écoulait vers l'est, le long de la rivière Salmon, puis dans le bassin versant de l'Okanagan. Une masse d'eau connue sous le nom de lac Thompson s'étendait de la rivière Deadman, remontait la Thompson Nord et se prolongeait jusqu'aux vallées de la Thompson Sud où un lac Shuswap couvert de glaces détournait l'eau vers le sud (Mathews 1944). Au cours de cette période, certains saumons chinooks ont vraisemblablement colonisé le bassin hydrographique du Fraser intérieur via le fleuve Columbia, par des liaisons dans la région d'Okanagan-Nicola et par des liaisons du Fraser supérieur et du Columbia. Les poissons migraient probablement à travers les voies interlacustres postglaciaires dans les régions d'Okanagan-Nicola et à travers les zones plus basses entre les rivières Columbia et Eagle dans le réseau hydrographique de la rivière Shuswap (McPhail et Lindsey 1986; Northcote et Larkin 1989). Les basses-terres du Fraser ont une histoire complexe comportant des dépôts marins et non marins, glaciaires et non glaciaires. Son bassin des rivières Serpentine et Nicomekl est une vallée à fond plat qui était recouverte de 2 300 m de glace durant les glaciations passées, qui ont compacté le sol (Holland 1976) et formé les eaux d'amont sur une moraine de 100 m de haut du côté nord de la vallée².

Plusieurs événements de colonisation tout au long de l'histoire de la glaciation du bassin hydrographique contemporain du Fraser et des rivières qui se jettent dans la baie Boundary ont conduit à des groupes uniques de populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (organisées en UC et UD) dans le bassin hydrographique du Fraser, qui ne se croisent pas facilement. La présence de populations génétiquement distinctes de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans le bassin versant du bas Fraser (en aval de Hells Gate) et des rivières qui se jettent dans la baie Boundary laisse croire qu'il s'est produit des événements de colonisation indépendants à partir du refuge du Columbia et d'un refuge côtier du Pacifique (Teel *et al.* 2000) ou du nord de la Béringie (Utter *et al.* 1989). Même si certaines populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (c'est-à-dire des groupes isolés sur le plan de la reproduction) sont proches du point de vue géographique, il y a souvent un mélange de populations issues de différents historiques de colonisation (Healey 1991, 2001). Ces populations distinctes ont développé un éventail de stratégies de cycle biologique, avec des variations considérables en ce qui concerne l'âge auquel les juvéniles se dispersent de leur cours d'eau natal; la durée de résidence en eau douce, en estuaire et en mer; la répartition dans l'océan; et l'âge/le moment de la migration de fraie (Brown *et al.* 2013).

2.1.2.1 Variantes du type de cycle biologique

La durée du temps passé en eau douce avant de migrer vers l'océan, qui détermine la qualification du saumon chinook de type fluvial ou de type océanique, est la variation la plus générale dans le cycle biologique du saumon chinook. Ces descriptions sont toutefois de grandes généralisations d'un continuum comportemental réel entre le type fluvial et le type océanique. En général, le saumon chinook de type fluvial passe une ou plusieurs années en tant qu'alevin ou tacon en eau douce avant de migrer vers l'océan. Les individus de la variante fluviale effectuent de vastes migrations dans l'océan avant de revenir dans leur cours d'eau

² Cox, B. et McFarlane, S. 1978. Fish and wildlife resources of the Serpentine-Nicomekl watershed. Ministère de l'Environnement.

natal au printemps ou à l'été plusieurs mois avant la fraie. À l'inverse, ceux de la variante de type océanique migrent vers l'océan pendant la première année, passent la plus grande partie de leur vie dans les eaux côtières et retournent dans leur cours d'eau natal à l'automne quelques jours ou semaines avant la fraie.

Selon les données scientifiques, ces deux variantes seraient des lignées divergentes de saumon chinook provenant du refuge de Béring au nord (type fluvial) et du refuge de Cascadia-Columbia au sud (type océanique). La recherche génétique indique qu'il y a peu ou pas de flux de gènes entre les deux variantes, malgré la comigration dans de grandes zones d'habitat fluvial et océanique et, dans certains cas, la fraie dans des systèmes adjacents (Healey 1991; Waples *et al.* 2004). Il a toutefois été indiqué que le saumon chinook au sud du bassin supérieur du fleuve Columbia présente des comportements des types fluvial et océanique, même s'il partage la même lignée (Brannon *et al.* 2004; Moran *et al.* 2013). Dans les réseaux où les deux variantes sont sympatriques (c'est-à-dire qu'elles ont évolué sans séparation géographique ou temporelle), le type fluvial se trouve plus fréquemment dans les zones de fraie du cours supérieur des rivières et le type océanique dans les zones de fraie en aval (Rich 1925; Hallock *et al.* 1957; Healey and Jordan 1982).

La période où le chinook sexuellement mature amorce son retour en eau douce et sa montaison vers les frayères varie également considérablement. Il se peut que la variation du moment de la montaison du saumon témoigne d'une adaptation locale (Waples *et al.* 2004; Beacham et Murray 1990). Les migrations de retour en eau douce peuvent précéder de plusieurs semaines, voire de plusieurs mois, l'activité de fraie proprement dite dans certaines UD ou certaines populations dans les UD. On observe également une tendance latitudinale générale dans le moment du pic de la montaison. Le pic de la montaison des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique se produit généralement entre juillet et septembre, mais entre avril et septembre dans les UD du sud.

Il est important de souligner que la période de montaison des adultes n'est pas synonyme de période de frai, car elle peut précéder la fraie de plusieurs semaines, voire plusieurs mois pour certaines populations (il y a des remontes printanières qui reviennent dans le Fraser en avril, mais ne frayent pas avant août, et des remontes estivales qui reviennent en juillet, mais ne frayent pas avant octobre). Waples et ses collaborateurs (2004) ont fourni des définitions normalisées de la période de la montaison des adultes qui servent à classer le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Parken *et al.* 2008). La période de montaison des saumons chinooks adultes du sud de la Colombie-Britannique est résumée par UD dans le tableau 3. On pense que la diversité supplémentaire des stratégies fondées sur la période de frai démontre la spécificité des besoins thermiques pour l'éclosion et l'émergence des alevins ainsi que la nécessité de synchroniser ces besoins avec d'autres facteurs environnementaux tels que la disponibilité de nourriture et les conditions hydrographiques.

Tableau 3. Descriptions des périodes de montaison et de migration pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement.

Désignation de la période de montaison	Période de migration	UD de saumon chinook du Fraser
Printemps	≥ 50 % des géniteurs traversent le bas Fraser avant le 15 juillet	UD 15 – BTh, printemps
Été	≥ 50 % des géniteurs traversent le bas Fraser entre le 15 juillet et le 31 août	UD 6 – BFr, été (Maria) UD 13 – ThS, été
Automne	≥ 50 % des géniteurs traversent la barrière de Campbell River après le 31 août	UD 1 – Baie Boundary, automne

2.1.3. Cycle biologique

Les saumons chinooks d'Amérique du Nord présentent des tendances similaires dans leur cycle biologique. Les femelles construisent plusieurs nids successifs en amont, déposant dans chacun d'eux un groupe d'œufs qui sont fécondés par un ou plusieurs mâles. Le matériau enlevé lorsqu'elles creusent le nouveau site recouvre les œufs fécondés dans la dépression en aval, les protégeant ainsi de la prédation et de l'action d'affouillement du lit du cours d'eau, qui pourrait les emporter (Diewart 2007³). En un à plusieurs jours, la femelle dépose de quatre à cinq poches d'œufs formant une ligne vers l'amont, élargissant au fur et à mesure les dépressions excavées. La superficie totale excavée, y compris la couverture de gravier, est appelée un « nid » (Healey 1991). La taille et la profondeur des nids varient, selon la vitesse d'écoulement et la grossièreté du gravier des frayères, d'un réseau hydrographique à l'autre et même à l'intérieur d'un ruisseau (Vronskiy 1972; Neilson et Banford 1983; Healey 1991). Le saumon chinook de type fluvial creuse habituellement des nids de plus petite taille dans des graviers plus grossiers que le saumon chinook de type océanique de même taille (Burner 1951). Les femelles défendent leurs nids pendant des jours, voire des semaines, la durée moyenne de résidence diminuant tout au long de la période de la fraie (Healey 1991). Les mâles ne participent pas à la construction des nids et se déplacent entre les femelles pour trouver des compagnes potentielles jusqu'à ce que leur état énergétique ne le leur permette plus.

Dans un nid, les œufs de saumon chinook se développent jusqu'au stade d'alevins vésiculés. Le saumon chinook femelle est le plus fécond de toutes les espèces d'*Oncorhynchus*, et pond aussi les plus gros œufs (masse humide moyenne d'un seul œuf ≈ 300 mg). La fécondité du saumon chinook en Amérique du Nord varie considérablement, allant de moins de 2 000 à plus de 17 000 œufs (Healey et Heard 1984). Au moment de l'éclosion, les alevins vésiculés se déplacent sur des distances variables dans les espaces interstitiels du gravier selon la taille des particules qui le constituent (Diewart 2007⁴). Les alevins vésiculés de saumon chinook sont

³ Diewart, R. 2007. Habitat requirements for ten Pacific salmon life-history strategies. Données inédites. Préparé pour Pêches et Océans Canada, Direction des océans, de l'habitat et de la mise en valeur.

⁴ Diewart, R. 2007. Habitat requirements for ten Pacific salmon life-history strategies. Données inédites. Préparé pour Pêches et Océans Canada, Direction des océans, de l'habitat et de la mise en valeur.

considérablement plus grands pendant cette période que les autres espèces d'*Oncorhynchus*, et les alevins sont environ 50 % plus grands que ceux du saumon kéta et plus de 200 % plus grands que ceux du saumon rose (Groot 1995). Selon des études menées en Amérique du Nord, la survie jusqu'à l'émergence serait en moyenne d'environ 30 % (Healey 1991).

Les alevins vésiculés deviennent ensuite des alevins, qui passent un temps variable dans l'eau douce, selon leur variante de cycle biologique. À l'émergence des graviers de fraie, les alevins de saumon chinook nagent ou sont déplacés passivement vers l'aval par le débit, se répartissant entre les habitats d'alevinage appropriés (Healey 1991; Myers *et al.* 1998). Ainsi, certains alevins du saumon chinook grandissent souvent dans des cours d'eau autres que leur cours d'eau natal, ce qui met en évidence l'importance de ces cours d'eau comme habitat, même si ce ne sont pas des frayères (Scrivener *et al.* 1994). La dispersion en aval a principalement lieu pendant la nuit, généralement aux alentours de minuit, bien qu'un petit nombre d'alevins puissent se déplacer le jour (Healey 1991). La dispersion des alevins est normalement la plus intense entre février et mai, avec des variations importantes d'une année à l'autre. On ne comprend pas bien les causes de ces variations annuelles et quotidiennes de la dispersion en aval (Healey 1991), mais elles pourraient être liées au moment où surviennent les épisodes de fort débit (Mains et Smith 1964; Healey 1980; Kjelson *et al.* 1981; Irvine 1986). En plus du débit, les interactions intraspécifiques et interspécifiques peuvent stimuler la dispersion en aval des jeunes saumons chinooks (Reimers 1968; Stein *et al.* 1972; Taylor 1988; Myers *et al.* 1998), tout comme la qualité de l'habitat (Bjornn 1971; Hillman *et al.* 1987; Bradford and Taylor 1997).

Les alevins de saumon chinook subissent ensuite le processus de smoltification, un changement physiologique qui les prépare à l'environnement océanique pendant leur migration en aval. La principale différence entre les deux variantes du cycle biologique est le temps passé en eau douce avant la smoltification et la migration vers l'océan. Le saumon chinook de type océanique migre vers l'océan à n'importe quel moment entre la période suivant immédiatement l'émergence et environ 150 jours après celle-ci; cependant, la majorité se déplace vers la mer en 60-90 jours. On sait que le saumon chinook de type océanique utilise les lacs (Brown et Winchell 2004; Rosenau 2014) et les estuaires pour la croissance avant d'entrer dans l'océan au stade de saumoneau. Les individus de la variante fluviale retardent généralement la migration jusqu'au printemps suivant leur émergence et attendent parfois une année supplémentaire (Healey 1983). La plupart des variantes de type fluvial migrent vers l'océan en tant que saumoneaux d'avril à juillet de l'année suivante; cependant, on sait qu'une proportion plus faible (et actuellement inconnue) migre vers l'océan sous forme de saumoneaux de deux ans.

Pour toutes les variantes du cycle biologique, la vitesse de dévalaison semble dépendre à la fois du moment et de la taille des individus. Les saumons chinooks de plus grande taille se déplacent plus rapidement vers l'aval que les individus de plus petite taille, et la vitesse de migration augmente à mesure que la saison avance (Healey 1991). Les vitesses de déplacement vers l'aval peuvent aussi être liées positivement au débit des cours d'eau (Bell 1958; Raymond 1968), mais aucune étude systématique n'a été effectuée sur les éléments déclencheurs (Healey 1991).

Après avoir grandi dans l'océan pendant une durée variable, le saumon chinook entame sa maturation sexuelle en migrant vers son cours d'eau douce natal. Chez la plupart des saumons chinooks, la maturation sexuelle peut intervenir entre la deuxième et la sixième année, et l'âge moyen à la maturité varie entre les populations et les UD (Brown *et al.* 2019). L'âge à la maturité le plus avancé connu pour le saumon chinook est de sept ans (Healey 1986). En général, les saumons mâles (y compris le chinook) ont tendance à grandir plus vite que les femelles, à l'exception du saumon coho, et leur âge à la maturité varie davantage (Quinn 2005).

Les chinooks femelles ont généralement un âge moyen à la maturité plus avancé que les mâles (Healey 1991; Quinn 2005). Le saumon chinook entame le plus souvent sa montaison vers son cours d'eau natal après deux à quatre ans passés en mer (Myers *et al.* 1998). Cependant, la plupart des populations de saumon chinook comptent une partie de mâles qui atteignent la maturité tôt, au cours de leur deuxième année (pour le type océanique) ou de leur troisième année (pour le type fluvial), et sont appelés « jacks » (Brown *et al.* 2019). Une maturation précoce peut également se produire chez les saumons chinooks femelles (les « jills ») dans ces catégories d'âge, mais les occurrences sont généralement négligeables (Brown *et al.* 2019). On a également observé que les tacons du saumon chinook, les « jimmies », parviennent tôt à la maturité, au cours de leur première année (pour le type océanique) et de leur deuxième année (pour le type fluvial) dans certaines populations (Brown *et al.* 2019). La génétique, les facteurs environnementaux et la pression de la pêche peuvent contribuer à la variation des taux de maturation dans le temps (Quinn 2005).

2.1.4. Régime alimentaire

Les saumons chinooks juvéniles qui grandissent en eau douce se nourrissent principalement d'espèces invertébrées, qui constituent jusqu'à 95 % du régime alimentaire dulcicole en toutes saisons. Les proies sont des crustacés, des chironomidés, des corixidés, des phryganes, des acariens, des araignées, des aphidiens, des larves de *Corethra* et des fourmis, les chironomidés représentant une grande partie (58-63 %) des aliments consommés (Becker 1973; Scott and Crossman 1973; Healey 1991). Loftus et Lenon (1977) ont spéculé que l'augmentation de l'abondance des insectes résultant des conditions de crue est un facteur important influençant la consommation de la nourriture par le saumon chinook de type fluvial.

Dans les estuaires, le régime alimentaire varie considérablement et consiste en un mélange de nourriture provenant à la fois d'habitats d'eau douce et d'habitats saumâtres (Macdonald *et al.* 1987). Les proies consommées sont constituées de larves et nymphes de chironomidés, de larves de crabe, de copépodes harpacticoïdes ainsi que de *Daphnia*, d'*Eogammarus*, de *Corophium* et de *Neomysis* (Dunford 1975; Northcote *et al.* 1979; Levy *et al.* 1979). À mesure que le saumon chinook grandit, les petits poissons comme les harengs juvéniles (*Clupea pallasii*), les épinoches juvéniles (par exemple, *Gasterosteus aculeatus*) et les alevins du saumon kéta (*O. keta*) deviennent également importants dans son régime alimentaire (Goodman 1975; Healey 1980; Levings 1982).

Des rapports antérieurs affirment que les chinooks juvéniles grandissant dans l'eau de mer préfèrent les copépodes harpacticoïdes comme proies dans le détroit de Georgia, mais des études récentes indiquent que la prédation sur les copépodes est en baisse malgré leur abondance dans les prises de zooplancton (Schabetsberger *et al.* 2003; Bollens *et al.* 2010; Preikshot *et al.* 2013; Chittenden *et al.* 2018). Les types et la qualité des copépodes vivant dans la mer des Salish ont changé au fil du temps (El-Sabaawi *et al.* 2009), peut-être en raison d'activités anthropiques (aménagement du littoral, contamination de l'eau, flottage de billes) qui ont considérablement modifié leur habitat et leur environnement (Hetrick *et al.* 1998; Duffy *et al.* 2010; Chittenden *et al.* 2018). Le réchauffement des conditions océaniques produit un nombre croissant de larves de scyphozoaires et de crabe (Mackas *et al.* 2013), qui ont été observées ces dernières années en proportions élevées dans le régime alimentaire du saumon chinook (Chittenden *et al.* 2018; Weil *et al.* 2019).

À mesure qu'ils s'éloignent des eaux côtières, les chinooks juvéniles se nourrissent principalement de poissons, le reste de leur régime étant composé d'invertébrés comme des amphipodes pélagiques, des calmars, des crevettes, des euphausiacés, des larves de crabe et des insectes (Scott et Crossman 1973; Healey 1980; Hertz *et al.* 2016). Dans la région de la rivière Qualicum du détroit de Georgia, les saumons chinooks subadultes (d'une longueur

variant entre 27 et 72 cm) se nourriraient d'alevins du saumon kéta, de larves de hareng et de harengs adultes, de lançons (*Ammodytes hexapterus*) et d'euphausiacés (Robinson *et al.* 1982). Les poissons dominant dans le régime alimentaire des saumons chinooks adultes, en particulier le hareng (Reid 1961; Prakash 1962); les autres poissons consommés sont le lançon, les sardines et les épinoches (Pritchard et Tester 1944). Les taxons invertébrés forment une composante relativement petite du régime alimentaire des individus adultes dans l'océan, bien que la composition du régime alimentaire varie considérablement en fonction de la région (et de la saison) [Healey 1991]. Des données sur l'ensemble de la côte semblent indiquer que la prédominance du hareng et du lançon dans l'alimentation des adultes augmente du sud au nord, tandis que celle des sébastes (*Sebastes* sp.) et de l'anchois du Pacifique (*Engraulis mordax*) diminue (Healey 1991).

2.2. ÉLÉMENT 2 : ÉVALUATION DE LA TRAJECTOIRE DE L'ABONDANCE RÉCENTE DU SAUMON CHINOOK, DE SA RÉPARTITION ET DU NOMBRE DE POPULATIONS

2.2.1. Répartition et nombre de populations

Les quatre UD visées par le rapport sont réparties dans le Lower Mainland (UD 1 [BB] et 6 [Maria]) et dans le bassin de la rivière Thompson (UD 13 [ThS-1.3] et 15 [BTh-1.2]). Chacune de ces UD correspond à une seule UC, et il n'y a donc pas de sous-populations reconnues par le COSEPAC. L'UD 6 a une frayère unique, mais la fraie des autres UD se produit dans plusieurs réseaux hydrographiques.

Le COSEPAC (2020) a publié un indice de la zone d'occupation (IZO) pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, fondé sur la répartition des frayères selon une grille de 2x2 km; ces paramètres sont résumés dans le tableau 4. L'étendue de l'habitat de fraie du saumon chinook a été fournie par le Fisheries Information Summary System (FISS) de la Colombie-Britannique, et vise à couvrir la longueur linéaire totale de l'habitat de fraie connu du chinook dans chaque UD. Le FISS représente actuellement les meilleures données disponibles au format SIG, mais la base de données fait toujours défaut, car il n'existe actuellement aucune source complète de données sur la répartition pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Porter *et al.* 2013). Certaines erreurs sont associées aux valeurs indiquées dans le tableau 4 pour les UD 13 et 15 (ThS-1.3 et BTh-1.2) en raison de leurs vastes répartitions géographiques et plusieurs réseaux hydrographiques de chaque UD n'ont pas de programmes dédiés sur les échappées. Il n'existe pas non plus de programme dédié sur les échappées pour deux des trois réseaux hydrographiques de l'UD 1 (BB) et la superficie totale des cours d'eau pourrait être inexacte du fait des données limitées sur les frayères. L'estimation de l'indice de la zone d'occupation pour Maria ne comporte pas la même erreur car cette UD se reproduit dans une seule frayère connue. Le tableau 5 dresse la liste des cours d'eau de fraie persistants utilisés pour l'analyse des tendances dans chaque UD, et ne contient pas nécessairement tous les cours d'eau abritant des saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique dans cette UD.

Tableau 4. Qualité des données et caractéristiques des cours d'eau pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement.

UD	Qualité des données	Indice de la zone d'occupation (km ²)	Longueur du cours d'eau (km)	% de la longueur totale des cours d'eau de toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique
UD 1 Sud de la partie continentale – Baie Boundary	Abondance relative	157	78	0,76
UD 6 – BFr, été (Maria)	Abondance relative	30	15	0,15
UD 13 – ThS, été 1.3	Abondance relative	424	212	2,11
UD 15 – BTh, printemps 1.2	Abondance relative	1 330	665	6,61

Tableau 5. Liste des frayères persistantes utilisées dans l'analyse des tendances pour chaque UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, avec le numéro de l'UC à titre de référence supplémentaire. Tous les sites sans astérisque ont été utilisés dans les analyses de tendance.

UD	Nom de l'UD	UC	Nom du cours d'eau	
UD 1	Baie Boundary, type océanique, automne	CK-02	Rivière Little Campbell	
			Rivière Nicomekl*	
			Rivière Serpentine*	
UD 6	Bas Fraser, type océanique, été – Maria	CK-07	Marécage Maria	
UD 13	Thompson Sud, type fluvial, été 1.3	CK-14	Rivière Eagle	Ruisseau Scotch*
			Rivière Salmon	Rivière Seymour*
UD 15	Basse Thompson	CK-17	Rivière Bonaparte	Rivière Nicola
			Rivière Coldwater	Ruisseau Spius
			Rivière Deadman	Ruisseau Louis

2.2.2. Tendances de la productivité et de l'abondance

Les informations fournies dans cette section sont une mise à jour du rapport du COSEPAC, préparée à l'aide des données supplémentaires pour 2018, 2019 et 2020 pour l'UD 6 (Maria), et 2019 et 2020 pour les autres UD. Un bref examen du processus de traitement des données est présenté ci-après. Le rapport du COSEPAC (COSEPAC 2020) donne des détails supplémentaires sur le processus. Toutes les différences dans les méthodes de traitement des données entre celles utilisées pour le rapport du COSEPAC et celles utilisées pour l'évaluation du potentiel de rétablissement seront décrites ci-après.

Les estimations des échappées annuelles pour plusieurs populations de ces UD du chinook du sud de la Colombie-Britannique ne sont pas régulièrement évaluées; par conséquent, toutes les estimations d'échappées présentées dans ce rapport sont des abondances relatives. Trois des quatre UD évaluées dans ce rapport sont constituées de plusieurs populations; les données sur les échappées de ces populations sont de qualité variable et dans de nombreux cas, toutes les frayères d'une UD ne font pas l'objet de relevés. L'UD 6 (Maria) ne compte qu'une seule frayère, pour laquelle certaines estimations des échappées reposent sur des dénombrements aux barrières et d'autres sur des relevés visuels, qui ne fournissent pas d'estimations de

l'abondance absolue et ne sont pas réalisés chaque année. La série chronologique sur les échappées relatives est ainsi incomplète pour cette UD.

Des estimations des échappées existent dans la plupart des réseaux avant le début des séries chronologiques présentées dans ce rapport, mais elles ont été exclues en raison du processus de filtrage de qualité. Le filtrage de qualité repose sur les méthodes utilisées pour produire l'estimation de l'année en question, et garantit que seules des estimations fiables sont utilisées. Les estimations sont classées en six catégories de qualité différentes, de l'absence/présence à l'abondance absolue. Conformément au rapport du COSEPAC et aux évaluations réalisées en vertu de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS), seules des estimations de qualité moyenne à élevée sont utilisées pour l'évaluation. Les séries chronologiques utilisées pour l'évaluation commencent lorsque des estimations de qualité moyenne ou élevée sont disponibles pour les réseaux hydrographiques d'une UD. Les ensembles de données des séries chronologiques de données commencent en 1980 pour l'UD 1 (BB), en 1995 pour l'UD 15 (BTh-1.2), en 1996 pour l'UD 6 (Maria) et en 1999 pour l'UD 13 (ThS-1.3). Les longueurs des séries chronologiques diffèrent en raison des changements dans la collecte des données au fil du temps entre les UD. Par exemple, la série chronologique pour l'UD 1 commence en 1980 car la barrière de dénombrement située dans la rivière Little Campbell fonctionne et permet de calculer l'échappée depuis 1980, tandis que la série chronologique pour l'UD 15 commence en 1995 car la qualité et la cohérence des données ont augmenté à cette époque. La qualité et la cohérence des données ne se sont pas améliorées avant 1999 pour l'UD 13 et avant 1996 pour l'UD 6. Les années manquantes sont remplies pour les UD sur lesquelles on dispose d'estimations des échappées provenant de plusieurs réseaux, l'estimation remplie étant basée sur la proportion que le réseau représente au niveau de l'UD dans le temps (English *et al.* 2006).

Pour mettre à jour les informations du rapport du COSEPAC, la tendance de l'abondance des géniteurs a été calculée sur deux plages différentes :

1. Le taux de variation sur les trois dernières générations uniquement en fonction des trois dernières générations de données.
2. Le taux de variation au cours des trois dernières générations, en fonction de la tendance de l'ensemble de la série chronologique.

Ce dernier taux est illustré car les indicateurs de la variation de l'abondance fondés sur le taux de variation sur la série chronologique complète sont plus fiables que ceux fondés sur le taux de variation sur une courte série chronologique (Porszt *et al.* 2012; D'Eon-Eggertson *et al.* 2015).

Les taux de variation de l'échappée de géniteurs enregistrée dans le temps ont été calculés à l'aide d'un cadre d'estimation du maximum de vraisemblance utilisant la régression des moindres carrés généralisés avec une autocorrélation de premier ordre pour tenir compte de l'autocorrélation temporelle entre les années. On a ensuite converti les pentes de chaque régression en pourcentage de variation de l'abondance à l'aide de la pente de la ligne de régression la mieux ajustée. Les régressions ont été effectuées à l'aide du paquet nlme dans R (Pinheiro 2021; R Core Team 2021).

Les tendances à long et à court terme de l'abondance des géniteurs pour l'UD 1 (BB) sont très positives, tant pour le rapport du COSEPAC que pour la présente analyse, et deviennent encore plus positives lorsqu'on ajoute les données des deux dernières années. Cependant, le marquage externe des saumons chinooks relâchés par les écloséries dans la rivière Little Campbell a cessé depuis 2014, ce qui ne permet plus de séparer les chinooks d'éclosérie et sauvages lors du dénombrement à la barrière de cette rivière (Tyler Thibault, région du

Pacifique du MPO, Delta, C.-B., comm. pers.). L'impossibilité de séparer les poissons sauvages des poissons d'écloserie conduit probablement à une surestimation substantielle pour cette UD en raison du volume des lâchers de saumoneaux d'écloserie à cet endroit. En plus des poissons de l'écloserie de la rivière Little Campbell, des chinooks dont la nageoire adipeuse a été retirée apparaissent régulièrement à la barrière depuis 2012. On ignore leur origine, mais il s'agit de poissons errants provenant d'une autre population et, en tant que tels, ils ont été retirés de la série chronologique. La tendance à long terme pour l'UD 6 (Maria) reste positive avec l'ajout des trois années suivantes de données (2018 à 2020), mais le taux d'augmentation est plus faible avec les données actualisées. Le changement dans l'ampleur de la tendance positive est probablement dû au fait que les estimations des échappées étaient proches de zéro pour deux des trois années en raison de la baisse de productivité et des problèmes d'accès à la frayère qui seront abordés dans les sections suivantes. La tendance de l'abondance des trois dernières générations pour l'UD 6 est fortement négative, tant dans le rapport du COSEPAC que dans la présente analyse. Les tendances de l'abondance des géniteurs pour l'UD 13 (ThS-1.3) sont négatives sur toute la série de données et sur trois générations, mais l'ampleur du déclin a diminué dans la tendance récente, ce que l'on peut attribuer à plusieurs années d'échappées assez stables, entre 1 000 et 1 500 adultes, avec les années supplémentaires de données incluses dans l'analyse. La tendance récente pour l'UD 15 (BTh-1.2) est passée de positive à légèrement négative avec les années supplémentaires de données et la tendance à long terme s'affirme de plus en plus négative.

Lorsque l'on examine les tendances présentées dans ce rapport, il est impératif de se rappeler que toutes les estimations de l'abondance sont des abondances relatives et non des abondances absolues. Ainsi, la tendance représente des dénombrements partiels concernant seulement une partie des réseaux de fraie dans l'UD en question, à l'exception de l'UD 6 (Maria). Les estimations de l'abondance de l'UD 6 couvrent l'ensemble de la frayère, mais sont considérées comme des échappées relatives qui reposent sur des méthodes de relevé de qualité moyenne. Bien que des estimations précises de l'abondance des géniteurs soient disponibles pour l'UD 1 d'après la barrière de la rivière Little Campbell, elles ne représentent qu'un seul réseau hydrographique car il n'existe pas de programme de surveillance des échappées pour les rivières Nicomekl et Serpentine. Dans le cas de l'UD 13 et de l'UD 15 (ThS-1.3 et BTh-1.2), les tendances sont largement fondées sur les dénombrements de quelques réseaux hydrographiques dans une vaste zone. Il convient également de noter que les tendances présentées pour l'UD 13 dans ce rapport représentent la variation de l'abondance du saumon chinook d'élevage et sauvage, tandis que le rapport du COSEPAC présentait les tendances pour la population sauvage. Bien qu'il existe des données permettant d'ajuster l'influence des écloseries pour certaines populations de cette UD, le statut de poisson d'écloserie est déterminé par l'examen de la présence ou de l'absence de l'entaille de nageoire lors de relevés visuels à une barrière de dénombrement et il existe une composante des lâchers de poissons d'écloserie qui ne sont pas marqués. L'évolution de l'abondance des géniteurs pour ces trois UD est particulièrement incertaine en raison du manque de données, et peut ou non être représentative de l'évolution de l'UD dans son ensemble. Les tendances présentées ci-après représentent les meilleures séries chronologiques de l'abondance disponibles pour ces UD, mais il est possible que les estimations de l'abondance relative pour une année donnée diffèrent considérablement du niveau réel de la population. Ainsi, les tendances peuvent être une indication des trajectoires des populations au niveau de l'UD, mais elles s'accompagnent d'une incertitude considérable.

Pour chacune des UD ci-après, nous présentons un graphique des tendances actuelles de l'abondance de l'UD et un tableau avec le pourcentage de variation en fonction de la tendance sur les trois dernières générations et la série chronologique complète. Les calculs précédents du rapport du COSEPAC sont également inclus dans les tableaux de comparaison.

2.2.2.1 UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne

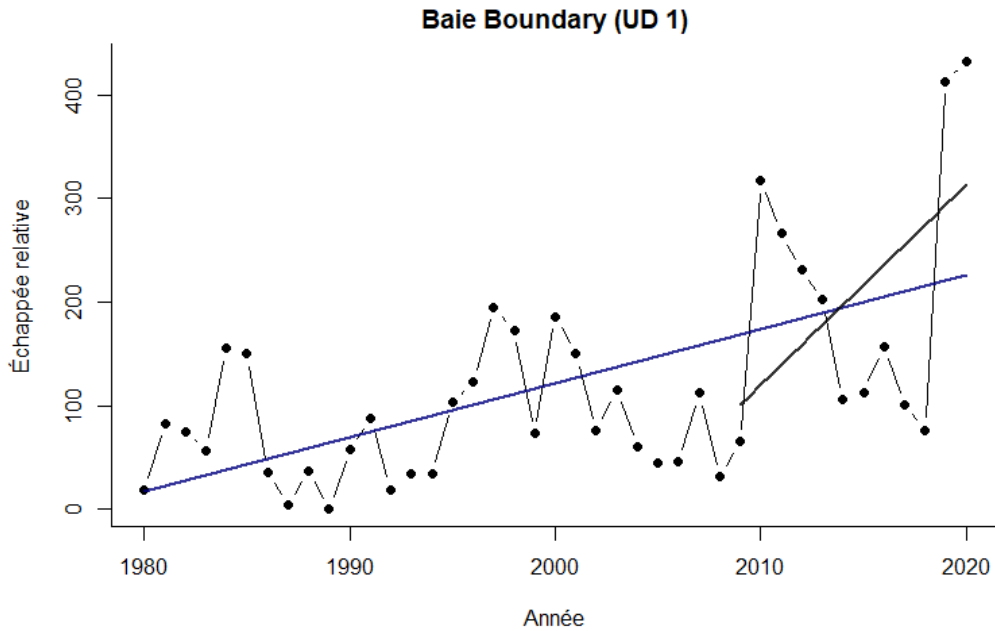


Figure 1. UD 1 Baie Boundary : série chronologique des échappées absolues de 1980 à 2020 avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : 1) taux de variation sur les trois dernières générations, basé uniquement sur les trois dernières générations de données (en noir); 2) taux de variation sur les trois dernières générations, basé sur toutes les données disponibles (en bleu).

Tableau 6. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

UD	Nom abrégé de l'UD	Écloserie, sauvage ou les deux	Rapport	Longueur de la série chronologique	Années	Variation moyenne en %	IC à 95 %
UD 1	Sud de la partie continentale-Baie Boundary	Les deux	COSEPAC	3 générations	2007-2018	121	-57, 960
				Toutes les années	1980 à 2018	387	90,1 148
		Les deux	EPR	3 générations	2009 à 2020	210	-40, 1 296
				Toutes les années	1980 à 2020	632	67, 1 187

2.2.2.2 UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (Maria)

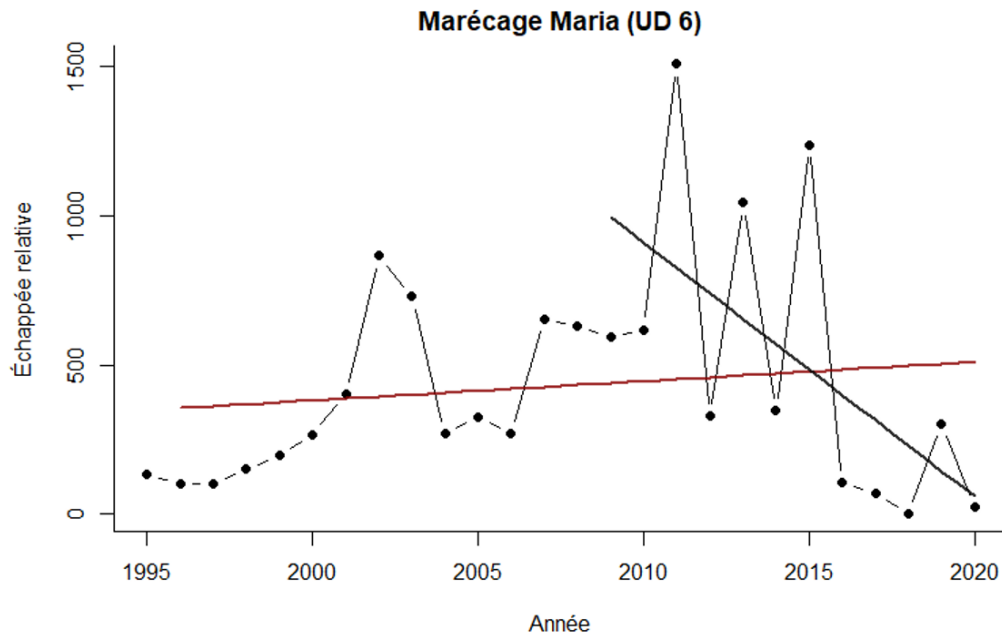


Figure 2. UD 6 BFr-Maria : série chronologique des échappées relatives de 1996 à 2020 avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : 1) taux de variation sur les trois dernières générations, basé uniquement sur les trois dernières générations de données (en noir); 2) taux de variation sur les trois dernières générations, basé sur toutes les données disponibles (en rouge).

Tableau 7. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

UD	Nom abrégé de l'UD	Nom abrégé de l'UD	Rapport	Longueur de la série chronologique	Années	Variation moyenne en %	IC à 95 %
UD 6	BFr – Maria	Les deux	COSEPAC	3 générations	2006 à 2017	-71	-95, 95
				Toutes les années	1996 à 2017	77	-56, 620
		Les deux	EPR	3 générations	2009 à 2020	-94	-117, -52
				Toutes les années	1996 à 2020	26	-73, 904

2.2.2.3 UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été

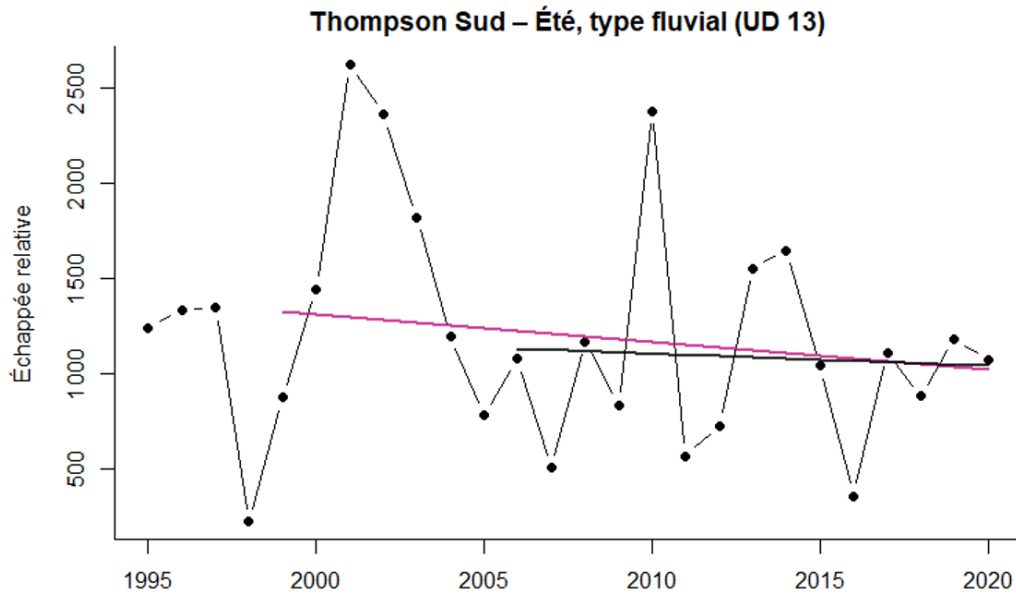


Figure 3. UD 13 ThS-été 1.3 : série chronologique des échappées relatives de 1999 à 2020 avec une estimation du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps sur les trois dernières générations (en noir) et basé sur toutes les données disponibles (en rose).

Tableau 8. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

UD	Nom abrégé de l'UD	Nom abrégé de l'UD	Rapport	Longueur de la série chronologique	Années	Variation moyenne en %	IC à 95 %
UD 13	ThS-1.3	Sauvage	COSEPAC	3 générations	2004 à 2018	-22	-67, 90
				Toutes les années	1999 à 2018	-9	-58, 93
		Les deux	EPR	3 générations	2006 à 2020	-9	-93, 1 032
				Toutes les années	1999 à 2020	-42	-79, 30

2.2.2.4 UD 15 Basse Thompson, type fluvial, printemps

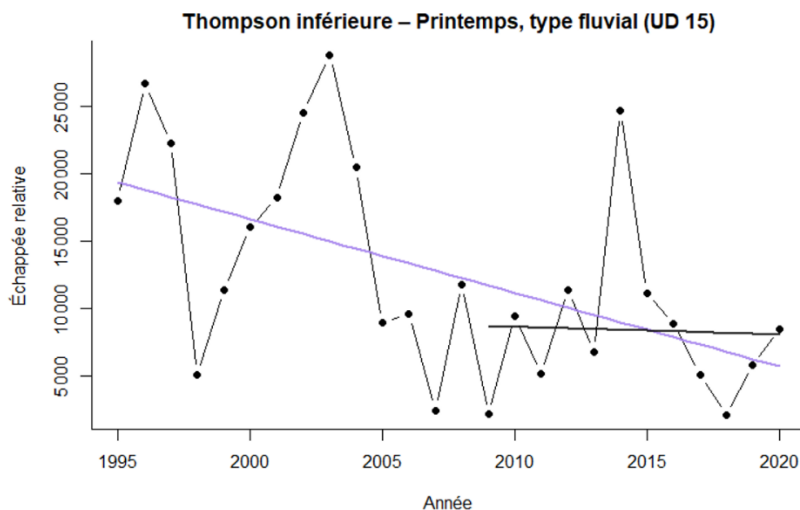


Figure 4. UD 15 BTh-type fluvial, printemps 1.2 : série chronologique des échappées relatives de 1995 à 2020 avec deux estimations du taux de variation des échappées enregistrées dans le temps : 1) taux de variation sur les trois dernières générations, basé uniquement sur les trois dernières générations de données (en noir); 2) taux de variation sur les trois dernières générations, basé sur toutes les données disponibles (en violet).

Tableau 9. Sommaire du taux de variation estimé de l'abondance des géniteurs au cours des trois dernières générations d'après le rapport du COSEPAC et les valeurs actualisées. Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

UD	Nom abrégé de l'UD	Nom abrégé de l'UD	Rapport	Longueur de la série chronologique	Années	Variation moyenne en %	IC à 95 %
UD 15	BTh-1.2	Les deux	COSEPAC	3 générations	2006 à 2018	47	-69, 585
				Toutes les années	1995 à 2018	-68	-87, -18
		Les deux	EPR	3 générations	2009 à 2020	-6	-55, 78
				Toutes les années	1995 à 2020	-70	-101, -13

2.2.3. Influence des écloséries

2.2.3.1 Méthodologie des écloséries

La production en éclosérie de saumon chinook vise généralement quatre objectifs. Le premier est la mise en valeur en vue de la conservation ou du rétablissement. La mise en valeur en vue de la conservation a lieu lorsque le COSEPAC, la PSS ou une autre évaluation officielle du statut définit une population comme étant très à risque de disparition ou d'extinction. Cependant, une mise en valeur en vue de la conservation peut être envisagée pour les populations dont les tendances des échappées sont en déclin et dont le statut « en péril » a été évalué de manière informelle, surtout si elles présentent des caractéristiques génétiques vraiment uniques. L'objectif de mise en valeur passera à un objectif de rétablissement une fois

que la population se sera stabilisée à une certaine abondance de géniteurs. On procède à une mise en valeur en vue du rétablissement lorsqu'une population est inférieure à l'échappée optimale, mais que l'ampleur du déclin ne justifie pas une mise en valeur en vue de la conservation. La mise en valeur en vue du rétablissement vise à rétablir une population sauvage et a donc une faible tolérance au risque de perte de caractères adaptatifs sauvages. Le deuxième objectif repose sur les informations relatives à l'évaluation des stocks, qui sont généralement recueillies à partir de poissons porteurs d'une micromarque magnétisée codée (MMC), qui fournissent des taux de survie des saumoneaux et des adultes, des taux d'exploitation de la pêche, un soutien à la planification de la pêche et des renseignements sur la proportion de poissons d'écloserie dans les prises et les échappées. Le troisième objectif est d'offrir des possibilités de récolte, lorsqu'une pêche dépend fortement de la production des écloseries et serait lourdement limitée sans elle. Le dernier objectif concerne l'intendance et l'éducation : les poissons sont produits en petits nombres pour accroître la participation de la communauté et la sensibiliser au saumon. Les objectifs actuels de mise en valeur sont résumés dans le tableau 10.

Tableau 10. Objectifs actuels de mise en valeur (2021) pour toutes les populations mises en valeur.

UD	Stock de géniteurs	Stade	Site de remise à l'eau	Objectif de mise en valeur
UD 1	Rivière Campbell, cours inférieur	Saumoneau 0+	Rivière Campbell, cours inférieur	Récolte
	Rivière Nicomekl	Saumoneau 0+	Rivière Nicomekl	Intendance
	Rivière Serpentine	Saumoneau 0+	Rivière Nicomekl	Intendance
	Rivière Nicomekl	Saumoneau 0+	Rivière Serpentine	Intendance
	Rivière Serpentine	Saumoneau 0+	Rivière Serpentine	Intendance
UD 6	Marécage Maria	Saumoneau 0+	Marécage Maria	Évaluation/rétablissement
UD 13	Rivière Salmon	Alevin nourri	Rivière Salmon	Rétablissement
UD 15	Rivière Bonaparte	Alevin nourri	Rivière Bonaparte	Conservation
	Rivière Coldwater	Alevin nourri	Rivière Coldwater	Rétablissement
	Rivière Coldwater	Saumoneau 1+	Rivière Coldwater	Rétablissement
	Rivière Nicola	Alevin nourri	Ruisseau Spahomin	Évaluation/rétablissement
	Rivière Nicola	Saumoneau 1+	Rivière Nicola	Évaluation/rétablissement
	Ruisseau Spius	Saumoneau 1+	Ruisseau Spius	Rétablissement

La planification de la production d'écloserie, qui fait partie du processus de planification de la gestion intégrée des pêches, combine les priorités de tous les secteurs du MPO avec les commentaires des partenaires et des intervenants afin d'élaborer un plan de production complet qui intègre les objectifs de production par espèce, stock, site de lâcher et stratégie de lâcher. Les objectifs de production générés par ce processus visent à atteindre un nombre de saumons adultes en montaison et sont calculés à l'aide des taux de survie par espèce et par stade au moment du lâcher. Bien que les saumons d'écloserie puissent être relâchés à plusieurs stades biologiques, y compris sous la forme d'œufs fécondés dans le lit naturel des cours d'eau ou de

saumoneaux dans les eaux côtières, les saumons chinooks d'écloserie dans les UD 1, 6, 13 et 15 ont tous été relâchés dans l'habitat d'eau douce de leur UD respective en tant qu'alevins ou que saumoneaux. Plusieurs facteurs, dont les caractéristiques du cycle biologique et les conditions de l'habitat, influencent le stade biologique auquel ils sont relâchés. En tant qu'alevins, les poissons peuvent être relâchés en tant qu'alevins non nourris, nourris ou tardifs, les alevins tardifs étant relâchés pendant les mois d'automne. Le début plus lent de la croissance des alevins nourris et non nourris lorsqu'ils sont relâchés dans le réseau hydrographique peut produire une structure de classes d'âge plus naturelle et permettre une plus grande sélection naturelle avec la compétition et la prédation, mais ces stades ont typiquement un taux de survie plus faible comparé aux saumoneaux. Cependant, les alevins nourris ont besoin d'un habitat de croissance et peuvent donc déplacer les alevins sauvages en présence d'un avantage compétitif. Les lâchers d'alevins tardifs réduisent les interactions avec les stocks sauvages au stade de l'alevin, mais augmentent également la domestication et peuvent donc exacerber les différences entre les poissons sauvages et les poissons d'écloserie. Les saumoneaux de moins d'un an ont les taux de survie les plus élevés pour le saumon chinook de type océanique, mais leur plus grande taille au moment du lâcher peut produire des proportions plus élevées de jacks. Les saumoneaux d'un an sont généralement relâchés dans des populations ayant un cycle biologique de type fluvial afin de réduire les impacts sur les poissons sauvages ou dans des populations de type océanique dont l'état des stocks est médiocre afin d'augmenter le taux de survie.

2.2.3.2 Mesure de l'influence des écloseries

Les programmes canadiens de mise en valeur du saumon chinook sont gérés comme des populations intégrées dans lesquelles les saumons sauvages et d'élevage frayent ensemble, dans les environnements naturels et en écloserie. En conséquence, la PSS a défini trois types de saumon dans ces populations intégrées : les saumons « d'écloserie », nés dans une écloserie, les saumons « d'origine naturelle », nés dans la nature, et les saumons « sauvages », nés dans la nature de parents entièrement sauvages. Le MPO utilise trois techniques pour distinguer les saumons chinooks d'écloserie. Premièrement, en général, on combine une entaille de la nageoire adipeuse et l'insertion d'une MMC, pratiquées sur les saumoneaux ou les alevins nourris du chinook, dont la taille plus grande se prête mieux à ces opérations. Les entailles de la nageoire adipeuse sont une marque externe évidente qui dénote l'origine d'écloserie et permet d'identifier facilement les géniteurs d'écloserie, tandis que les MMC sont insérées dans la tête du poisson et renseignent sur le stock et l'année d'éclosion. D'autres types d'entailles de nageoires, comme les entailles de la nageoire ventrale, peuvent également être pratiqués comme marque extérieure évidente. Deuxièmement, on peut manipuler les températures de l'eau des écloseries pour produire des marques thermiques sur les otolithes (Volk *et al.* 2005). Cependant, cela requiert un échantillonnage adéquat des otolithes lorsque les poissons sont récupérés dans les pêches ou dans les frayères. Selon la taille du programme d'écloserie et les ressources disponibles, il arrive que seule une partie des poissons issus de l'écloserie soit marquée. Troisièmement, le marquage fondé sur la parenté utilise des approches moléculaires pour réaliser des attributions de la parenté à grande échelle et peut identifier génétiquement des millions de descendants d'écloserie. Les génotypes parentaux sont identifiés pour tous les stocks de géniteurs, ce qui a pour effet de « marquer » toute leur progéniture par l'ADN. Un échantillon de tissu non léthal prélevé sur un descendant d'écloserie récupéré permet ainsi d'identifier ses parents, son stock d'origine et son âge. L'estimation de la contribution relative des géniteurs d'écloserie et sauvages dépend donc de programmes de marquage et de récupération bien conçus utilisant les méthodes des MMC ou du marquage fondé sur la parenté.

Le paramètre de l'influence naturelle proportionnelle (INP) est conçu pour estimer la force relative des pressions sélectives d'écloserie et naturelles résultant du flux de gènes entre les populations sauvages et d'écloserie (Withler *et al.* 2018). Il suppose que les saumons d'écloserie et les saumons sauvages ont des phénotypes optimaux différents et que l'ascendance de poissons d'écloserie n'a pas d'influence sur la sélection sexuelle ou la fécondité. Ce paramètre est présenté ci-après, où $pSON$ est la proportion de géniteurs d'origine naturelle et $pSPÉ$ est la proportion de géniteurs d'écloserie.

$$INP \approx \frac{pSON}{pSON + pSPÉ}$$

Les abondances des populations sauvages sont dérivées de l'abondance totale multipliée par $pNOS^2$, où $pNOS$ est la proportion de géniteurs d'origine naturelle (sans marque). Les estimations des géniteurs d'origine naturelle, et donc de la population sauvage, peuvent être inexactes si les programmes de marquage et de récupération des poissons d'écloserie sont incohérents ou absents, ce qui fait que les poissons d'écloserie ne sont pas discernables de leurs homologues d'origine naturelle. Si des poissons d'écloserie non marqués sont présents, la $pNOS$ peut alors être surestimée. Des séries chronologiques longues et cohérentes de la $pNOS$ ne sont pas disponibles pour la plupart des populations mises en valeur, même dans les populations ayant des programmes sur les échappées et d'écloserie établis. On a plutôt utilisé des moyennes à long terme de $pNOS$ pour compléter les estimations de géniteurs sauvages, qui ne reflètent pas les variations de la proportion de géniteurs sauvages à la production d'écloserie. L'établissement d'une moyenne de l'INP peut entraîner d'autres inexactitudes lorsque plusieurs stades biologiques sont relâchés une même année et d'une année à l'autre, en raison des taux de survie différents. En outre, il n'existe aucun moyen de marquer les géniteurs de la deuxième génération, ce qui peut se traduire par une surestimation des géniteurs sauvages si les géniteurs de la deuxième génération sont soumis à des facteurs génétiques et épigénétiques héréditaires plus prononcés dus à l'introggression que la génération de leurs parents.

Il existe trois types de populations intégrées qui diffèrent en fonction de la fourchette des valeurs de leur INP et pour lesquelles on a donc émis des lignes directrices pour gérer le risque génétique. Tout d'abord, les populations intégrées-sauvages ont une INP élevée ($\geq 0,72$), ce qui signifie que les individus sauvages constituent plus de 50 % de la population reproductrice et que près de 75 % sont d'origine naturelle. Ensuite, l'INP pour les populations intégrées-de transition varie de 0,5 à $<0,72$, c'est-à-dire qu'il existe un flux de gènes positif net des poissons d'origine naturelle vers les poissons d'écloserie. Le nombre de géniteurs sauvages varie de 25 à 50 %; cependant, ce type de population pourrait ne pas être autosuffisant sans la production en écloserie, car l'état adaptatif d'équilibre pourrait fluctuer entre les optima d'écloserie et naturels. Enfin, les populations intégrées-d'écloserie ont une INP faible ($< 0,50$) et moins de 25 % des poissons sont sauvages. Les poissons d'écloserie dominent les composantes du stock de géniteurs et des reproducteurs naturels, ce qui entraîne un flux net de gènes provenant de l'environnement d'écloserie. Il est souvent reconnu que cette ampleur de la production d'écloserie a des impacts négatifs sur la valeur adaptative et la productivité de la population intégrée (Withler *et al.* 2018).

Les valeurs disponibles de l'INP pour les populations évaluées dans cette évaluation du potentiel de rétablissement sont indiquées dans le tableau 11. Il convient de noter que, à l'exception de la rivière Nicola, toutes les estimations de l'INP sont fondées sur des évaluations visuelles de la présence ou de l'absence de la nageoire adipeuse aux barrières de dénombrement ou indirectement en utilisant $1 - pSON$ pour estimer $pSPÉ$ et calculer l'INP. Il n'existe actuellement aucune méthodologie permettant de distinguer les poissons d'écloserie de deuxième génération des poissons sauvages et on ignore l'impact total des poissons

d'écloserie. Les valeurs de l'INP présentées ci-après sont estimées d'après les meilleures données disponibles, mais elles demeurent très incertaines.

*Tableau 11. Valeurs de l'INP pour les populations mises en valeur dans chaque UD. *Il convient de noter que les méthodes d'évaluation actuelles ne permettent pas de distinguer les poissons sauvages des poissons d'écloserie.*

UD	Rivière	Période	INP minimale	INP maximale	INP moyenne
UD 1	Rivière Campbell, cours inférieur	1986 à 2018	0,31	0,95	0,58
	Rivière Nicomekl	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.
	Rivière Serpentine	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.
UD 6	Marécage Maria	2000 à 2003	0,10	0,64	0,43
UD 13	Rivière Salmon	1986 à 2018	0,56	0,94	0,76
	Rivière Eagle	1986 à 1996	0,07	0,96	0,57
UD 15	Rivière Bonaparte	1986 à 1996	0,29	0,98	0,74
	Rivière Coldwater	1987 à 2004	0,21	0,98	0,75
	Rivière Nicola	1987 à 2018	0,24	0,96	0,71
	Ruisseau Spius	1987 à 2004	0,12	1,00	0,74
	Rivière Deadman	1988 à 1995	0,56	1,00	0,87

2.2.3.3 Histoire des écloséries

L'histoire, les techniques et la gestion des écloséries de chinook varient dans les quatre UD et entre elles. Les programmes canadiens utilisent généralement des marques thermiques ou le marquage fondé sur la parenté pour réaliser un marquage de masse efficace, tandis que les MMC et les entailles de la nageoire adipeuse sont combinées pour identifier facilement les poissons issus d'un programme d'écloserie et les poissons d'écloserie, respectivement. Dans l'UD 1, des programmes d'écloséries communautaires sont en place dans la rivière Little Campbell (1983 environ), la rivière Nicomekl (1984 environ) et la rivière Serpentine (1988 environ). Les géniteurs sont prélevés aux barrières des écloséries et les poissons sont élevés

dans des écloseries situées sur leur rivière de fraie. Les procédures de prélèvement des géniteurs et d'élevage sont décidées par les écloseries communautaires avec l'aide des conseillers communautaires du MPO. Des saumons chinooks d'automne de la rivière Chilliwack et des chinooks rouges d'été de la rivière Chilliwack (un mélange transplanté des UD 4, 10, 11 et 16) ont été relâchés dans l'UD 1 de 1990 à 2003 (Brown *et al.* 2013); on ignore les différences génétiques entre les deux populations, mais on suppose qu'elles sont importantes. La plupart des saumons chinooks ont été relâchés en tant que saumoneaux de moins d'un an, le moment et la durée du lâcher variant entre mars et juillet. Des alevins nourris ont été relâchés dans l'UD 1 pendant quatre ans : des chinooks provenant de l'UD 1 en 1985 et 1990, des chinooks provenant de la rivière Chilliwack en 2000 et des chinooks provenant des rivières Chilliwack-Harrison en 2001. Les poissons d'écloserie relâchés dans la rivière Little Campbell avaient une entaille de la nageoire ventrale gauche, de la nageoire ventrale droite ou de la nageoire adipeuse entre 1984 et 2015. Depuis que l'entaille de la nageoire ventrale a cessé, il n'y a pas eu de marquage cohérent ou propre à la population pour le saumon chinook d'écloserie dans cette UD. Les poissons de l'UD 1 semblent génétiquement similaires au saumon chinook de la rivière Green plutôt qu'à d'autres populations indigènes de chinook d'automne qui sont plus proches géographiquement, comme le saumon chinook d'automne du Fraser ou celui de la rivière Skagit. Le saumon chinook de la rivière Green est la population qui a constitué le stock fondateur du chinook d'automne couramment utilisé par les programmes d'écloserie de la baie Puget. Par conséquent, on pense que les errants d'écloserie de la rivière Green ont établi une population naturelle dans la rivière Little Campbell au cours des 130 dernières années, qui a ensuite été introduite par le Programme de mise en valeur des salmonidés durant les vingt dernières années dans les rivières Serpentine et Nicomekl.

Dans l'UD 6, le saumon chinook du marécage Maria a été mis en valeur chaque année de 1988 à 2010, période pendant laquelle des alevins ont été relâchés dans le chenal Van Dyke, le passage Seymour et le chenal McNeil, et des saumoneaux de moins d'un an dans les marécages Maria, Hope et Camp. De 1998 à 2002, une MMC a été insérée dans une proportion de saumoneaux de moins d'un an de chaque cohorte. De 2019 à aujourd'hui, des saumoneaux de moins d'un an ont été relâchés dans le marécage Maria, avec des micromarques magnétisées codées (MMC) et des entailles de la nageoire adipeuse appliquées durant l'année de lâcher 2021.

Les rivières Eagle (1983 à 1994) et Salmon (1984 à aujourd'hui) sont les seuls affluents mis en valeur par des chinooks d'écloserie dans l'UD 13. Les stratégies de lâcher ont varié tout au long de l'histoire de la mise en valeur, avec des combinaisons d'alevins nourris, d'alevins d'automne, de saumoneaux de moins d'un an et de saumoneaux d'un an relâchés la même année. De 1983 à 2003, les MMC et les entailles de la nageoire adipeuse ont été appliquées relativement constamment, mais depuis 2004, elles ne l'ont été qu'au cours de deux années d'éclosion (2006 et 2008). Des alevins nourris non marqués ont été relâchés dans la rivière Salmon en mai et juin de 2010 à aujourd'hui.

La mise en valeur en écloserie a été pratiquée dans tous les affluents de l'UD 15, à l'exception du ruisseau Louis. Des alevins nourris, des alevins d'automne et des saumoneaux de moins d'un an ont été relâchés chaque année dans les rivières Deadman (de 1984 à 2001) et Bonaparte (de 1980 à 1992), et des alevins de la rivière Deadman ont été relâchés dans la rivière Bonaparte en 2018. Des MMC et des entailles de la nageoire adipeuse ont été appliquées à une partie de ces poissons, qui certaines années n'avaient aucune marque d'écloserie. Toutes les populations du bassin de la rivière Nicola ont fait l'objet d'une importante mise en valeur en écloserie. Des saumons chinooks d'écloserie non marqués ont été relâchés dans le bassin versant du ruisseau Spius (1986 environ) et dans la rivière Coldwater (1984 environ), et des cohortes annuelles d'alevins nourris et de saumoneaux d'un an ont été

relâchées depuis le début des années 2000. Ces deux populations n'ont pas été marquées, à l'exception du marquage occasionnel d'une partie des lâchers dans la rivière Coldwater de 1984 à 2001. La mise en valeur en éclosérie dans la rivière Nicola a eu lieu chaque année depuis 1982, avec un programme cohérent de marquage et de récupération des MMC. Des combinaisons de tous les stades biologiques juvéniles ont été relâchées dans la rivière Nicola jusqu'en 2002, lorsque la stratégie s'est stabilisée pour ne relâcher que des alevins nourris et des saumoneaux d'un an. Une partie des saumons chinooks du ruisseau Spius a également été marquée dans les années 1990 (1992, 1995 à 1997), tandis que le marquage fondé sur la parenté a lieu depuis 2013, sauf pour les années d'éclosion 2016 et 2017.

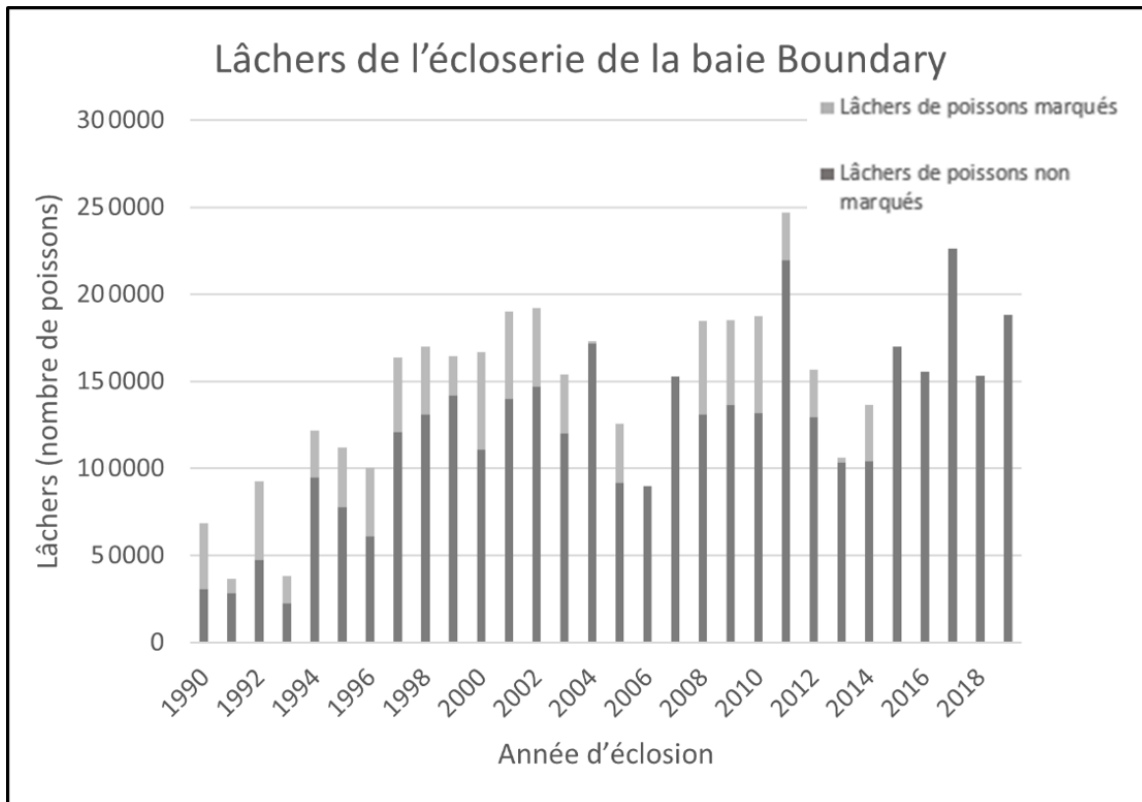


Figure 5. Nombre de saumons chinooks d'éclosérie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 1 chaque année.

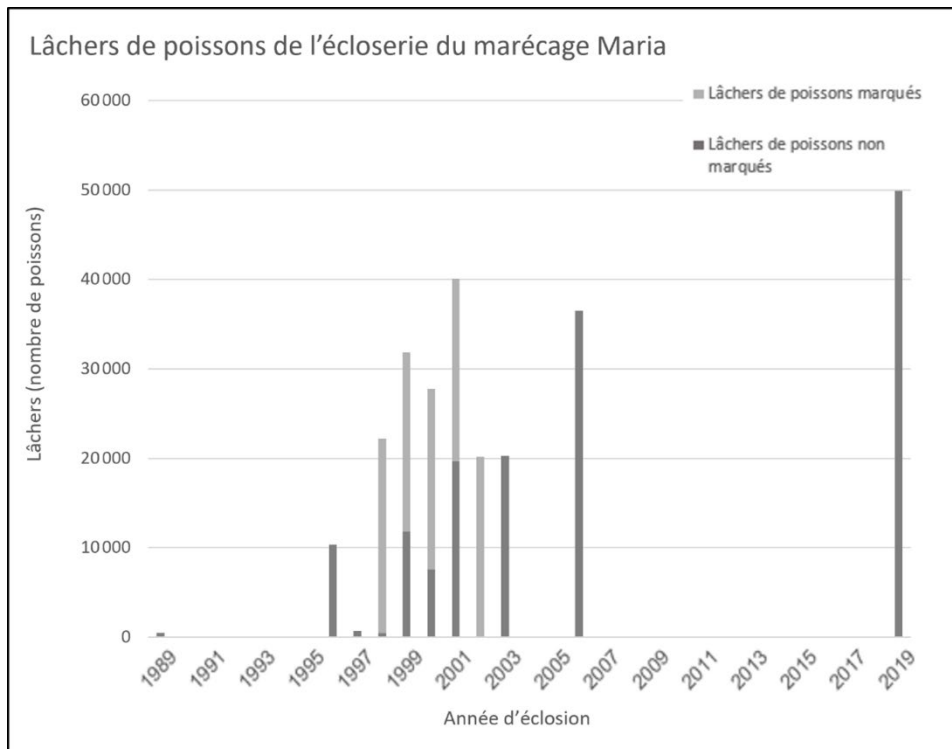


Figure 6. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 6 chaque année.

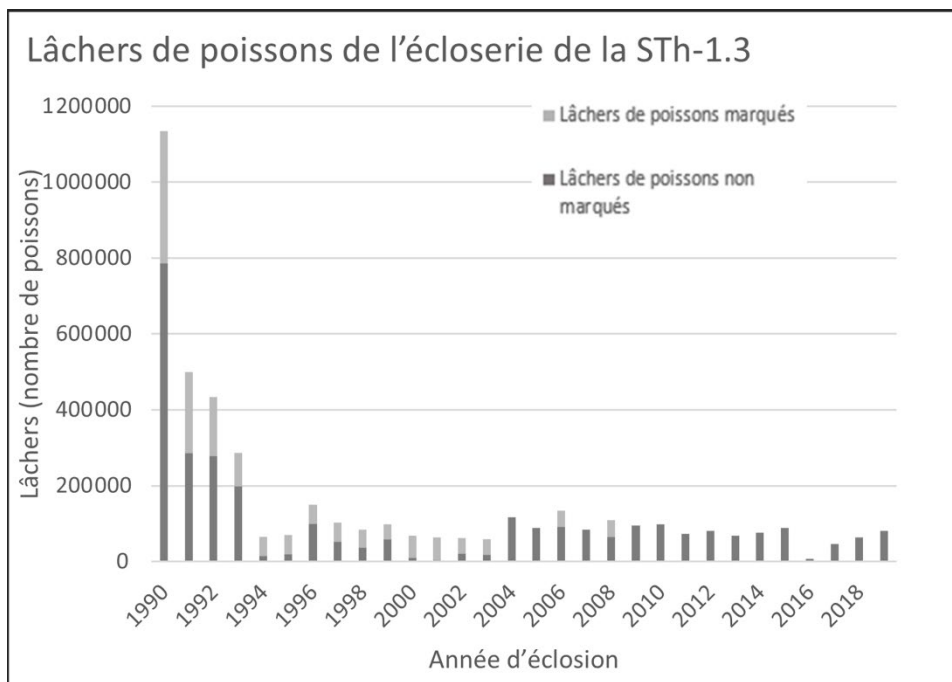


Figure 7. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 13 chaque année.

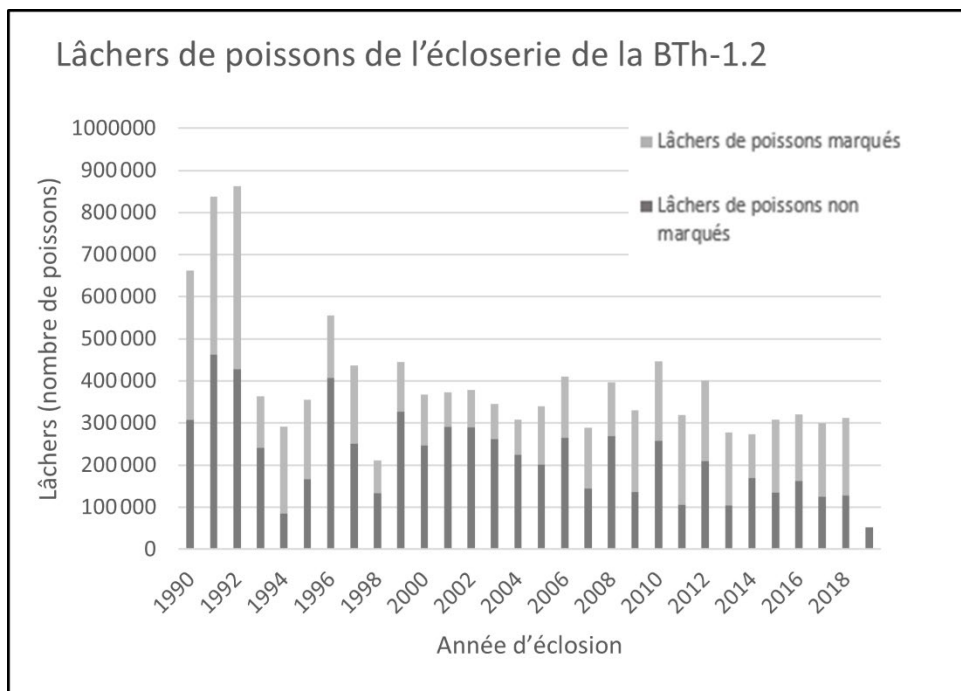


Figure 8. Nombre de saumons chinooks d'écloserie marqués et non marqués (entaille de la nageoire ou micromarque magnétisée codée) relâchés dans l'UD 15 chaque année.

2.2.3.4 Différences entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages

Il est bien établi que les poissons d'écloserie ont souvent une valeur adaptative inférieure à celle des poissons sauvages (Grant 2012). Plusieurs facteurs sont à l'origine de différences génotypiques et phénotypiques importantes entre les saumons d'écloserie et les saumons sauvages, qui peuvent avoir des effets non voulus sur les populations sauvages. Premièrement, des différences apparaissent chez les poissons d'écloserie par le biais de mécanismes génétiques et épigénétiques (Araki *et al.* 2010, Christie *et al.* 2014a). L'importance de cette différence dépend du degré de distinction génétique entre les populations sauvages et d'écloserie, de l'importance du flux de gènes entre elles et des pressions sélectives subies par chaque cohorte. Les pratiques d'écloserie réduisent souvent la diversité génétique des poissons d'écloserie en produisant des cohortes à partir de bassins génétiques plus petits et en les exposant à des pressions sélectives artificielles (Gardner *et al.* 2004). La diversité des poissons sauvages peut être sous-représentée si les géniteurs sont prélevés sur une période courte, si les stades de maturité ou la taille sont privilégiés et si des combinaisons non naturelles de gamètes se produisent. Dans l'environnement de l'écloserie, les poissons sont soumis à des pressions sélectives artificielles résultant de pratiques telles que l'accouplement sans sélection sexuelle, des programmes d'alimentation cohérents, l'absence de prédation et des conditions abiotiques contrôlées, qui peuvent modifier à la fois les phénotypes et la démographie des cohortes de poissons qui survivent jusqu'au stade du lâcher. Des différences épigénétiques peuvent également se manifester entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages en raison de différences dans leurs environnements d'incubation et de croissance, entraînant l'expression de phénotypes altérés et une possible réduction de la valeur adaptative (Le Luyer *et al.* 2017). Les connaissances sur les conséquences épigénétiques sont limitées; cependant, une réduction héréditaire de la valeur adaptative peut intervenir en une seule génération, une période plus rapide que les variations des fréquences alléliques résultant de la dérive génétique ou de la domestication (Araki *et al.* 2007; Christie *et al.* 2016).

Deuxièmement, les dissemblances entre les environnements d'élevage en écloserie et naturels entraînent des différences distinctes dans le comportement, la physiologie et la morphologie des poissons d'écloserie (Flagg et Nash 1999). Les saumons élevés dans des environnements artificiels sont susceptibles de présenter des phénotypes altérés car ils ont une propension à une grande plasticité développementale (Einum et Fleming 2001). En raison de la mortalité réduite du stade de l'œuf à celui de l'alevin chez les saumons d'écloserie, les différences peuvent être dues à l'expression de caractères dans l'écloserie qui ne seraient pas sélectionnés dans la nature. Les saumons chinooks d'écloserie peuvent avoir un corps plus allongé, une tête plus étroite, des maxillaires plus courts et un pédoncule caudal plus étroit que les poissons sauvages (Wessel *et al.* 2011); ils sont généralement plus gros et grandissent plus vite que leurs homologues sauvages de la même cohorte parce que la sélection des géniteurs peut favoriser les poissons qui arrivent tôt à maturité et que les régimes alimentaires des écloseries produisent des poissons à croissance plus rapide. Les poissons d'écloserie peuvent également être plus sensibles à la prédation car ils présentent moins de comportements d'évitement et les prédateurs préfèrent leur plus grande taille (Nelson *et al.* 2019). La plupart des études sur l'agression indiquent que les saumons élevés en écloserie et leur progéniture sont plus agressifs que leurs homologues sauvages; toutefois, ces résultats ne sont pas universels. Les poissons d'écloserie peuvent afficher des comportements plus agressifs après avoir été relâchés dans les cours d'eau, car l'environnement de l'écloserie les empêche d'établir des hiérarchies sociales; les poissons sauvages, en revanche, ont déjà acquis des hiérarchies de dominance, de sorte que les comportements agressifs visant à les maintenir sont moins fréquents (Steward et Bjornn 1990). De même, les poissons d'écloserie présentent des niveaux plus élevés d'hormone de croissance (Fleming *et al.* 2002), ce qui peut renforcer le comportement agressif des salmonidés (Einum et Fleming 1997). Les salmonidés élevés en écloserie et relâchés dans les cours d'eau ont des stratégies alimentaires moins efficaces que leurs homologues sauvages (Bachman 1984), qui peuvent être aggravées par une capacité athlétique réduite (Kitada et Kishino 2019) résultant d'anomalies cardiaques (Twardek *et al.* 2021). D'autres études sur l'agression rapportent que les poissons d'origine sauvage sont plus agressifs que les poissons d'écloserie, bien que les impacts sur la dominance compétitive soient faibles (Pearsons *et al.* 2007).

2.2.3.5 Interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages

Les caractéristiques précises qui différencient les poissons d'écloserie dépendent des pratiques d'écloserie auxquelles ils ont été exposés et des objectifs de gestion qu'ils sont censés remplir. On n'est pas parvenu à un consensus général sur les effets que les poissons d'écloserie ont sur les populations sauvages de chinook. Les interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages peuvent être regroupées en catégories génétiques (héréditaires et épigénétiques), écologiques (concurrence, prédation et santé des poissons) et halieutiques (stocks mélangés) et dépendent du moment où elles se produisent dans le cycle biologique du saumon.

Les risques génétiques constituent une préoccupation importante pour le saumon du Pacifique, dont les adaptations génétiques sont conçues pour optimiser les phénotypes dans les conditions environnementales locales (Taylor 1991). Si le degré de risque génétique peut être géré, il ne peut être évité (Waples 1999). À long terme, le flux de gènes non géré des poissons d'écloserie peut homogénéiser la structure génétique des populations sauvages (Eldridge et Naish 2007), réduisant ainsi leur capacité d'adaptation aux conditions changeantes (McGinnity *et al.* 2009). La mise en valeur du saumon peut poser des risques génétiques dus à la dépression consanguine (Wang *et al.* 2002), à la sélection par domestication (Lynch et O'Hely 2001) et à la dépression consécutive à un croisement éloigné (Flagg et Nash 1999), l'ampleur du risque augmentant généralement chez les populations dont l'INP a des valeurs plus faibles.

L'effet fondateur désigne les variations de la composition génétique d'une nouvelle population dues au fait qu'elle est issue d'un petit nombre d'individus provenant d'une population source plus importante. Cela peut se produire si les géniteurs sont prélevés dans un petit nombre d'individus qui sous-représentent la diversité de la population sauvage. La consanguinité peut se produire si des individus apparentés sont accouplés comme géniteurs, ce qui accroît les chances d'expression des gènes récessifs délétères. Cependant, le taux de consanguinité dans une population est inversement proportionnel à la taille de la population génétiquement efficace (Falconer 1981). Par conséquent, les génotypes défavorables sont plus susceptibles d'apparaître si la population d'écloserie a une faible diversité génétique ou si la population sauvage est petite. Ces facteurs peuvent se rencontrer aussi bien dans les populations d'écloserie que dans les populations sauvages, mais leurs effets cumulatifs sont plus importants dans les populations fortement mises en valeur et peuvent faire baisser gravement la taille de la population génétiquement efficace. Des effets de croisement éloigné peuvent se développer si des poissons originaires d'une autre population sont introduits, mais l'ampleur de l'effet dépend de la divergence génétique des populations. Les populations adaptées à des conditions environnementales différentes peuvent produire une progéniture qui n'est pas bien adaptée à un système différent. Inversement, on peut être en présence de vigueur hybride si les populations ont des adaptations similaires, mais des gènes récessifs délétères différents, produisant une descendance présentant une meilleure valeur adaptative qui n'est pas homozygote pour le gène récessif (Birchler *et al.* 2006). Tous les saumons chinooks d'écloserie des UD 1, 6, 13 et 15 sont gérés comme des populations intégrées et se croisent donc avec les stocks sauvages, ce qui réduit la diversité génétique et pourrait influencer la productivité, le comportement et l'adaptabilité de la population (Waples 1991). De plus en plus de données probantes permettent de penser à des déclin intergénérationnels dans la valeur adaptative des populations sauvages en présence de poissons d'écloserie (Fleming 2002, Berejikian et Ford 2003, Grant 2012).

Les interactions écologiques entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages dépendent de facteurs interdépendants dans la conception de la mise en valeur, y compris le stade biologique et la taille au moment du lâcher, le moment du lâcher et les proportions de l'écloserie. Les saumons d'écloserie peuvent faire concurrence aux saumons sauvages pour les habitats de fraie, les zones de croissance en eau douce et la nourriture lorsque les taux de survie dépendent de la densité pour les stades biologiques après les lâchers d'écloserie; ils peuvent bénéficier d'avantages concurrentiels s'ils sont plus grands (Rhodes et Quinn 1998), présentent des comportements plus agressifs (Weber et Fausch 2003) et sont relâchés avant que les poissons sauvages n'entrent dans le réseau hydrographique (Rhodes et Quinn 1998).

En eau douce, un lâcher important de poissons d'écloserie dans la zone de quête de nourriture peut compromettre la survie des juvéniles sauvages. Selon certaines données probantes, des lâchers importants de présaumoneaux d'écloserie à des moments et des tailles moins qu'optimaux peuvent intensifier la compétition avec les saumons sauvages pour la nourriture et le refuge (Brannon *et al.* 1999). Les risques associés à la capacité de charge dans l'environnement d'eau douce sont plus susceptibles de se produire lorsque le chevauchement spatio-temporel entre les saumons juvéniles d'écloserie et leurs homologues sauvages est plus long, en particulier pour les cycles biologiques de type fluvial (Flagg et Nash 1999). Certaines écloseries peuvent également produire des juvéniles plus grands pour compenser la moins bonne survie des saumoneaux d'écloserie jusqu'à l'âge adulte (Flagg et Nash 1999), ce qui donne des poissons avec un plus grand appétit et un avantage compétitif global. Les juvéniles d'écloserie plus grands peuvent repousser les juvéniles sauvages dans des habitats marginaux offrant un faible potentiel de survie si les habitats dulcicoles sont entièrement occupés (Tatara et Berejikian 2012). Pendant la phase de reproduction, les géniteurs sauvages peuvent avoir des options limitées pour la frayère, en particulier si les pratiques de collecte du stock de

générateurs sélectionnent une période précoce de migration de fraie. Dans l'environnement littoral, la concurrence pour les ressources en proies pendant la période critique pour la croissance et la survie précoces en mer peut diminuer la capacité de quête de nourriture et le potentiel de croissance du saumon sauvage (Davis *et al.* 2018). Le partage de l'habitat entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages de différentes tailles peut également réduire la concurrence entre les deux types (Chandler et Bjornn 1988); cependant, on ignore le degré de chevauchement trophique entre les saumons chinooks d'écloserie et sauvages.

La présence de saumons d'élevage peut accroître le risque de prédation intra- et interspécifique. Les saumoneaux d'écloserie peuvent consommer des juvéniles sauvages s'il existe une différence de taille importante (Gardner *et al.* 2004), si les sources de nourriture optimales ne sont pas suffisamment abondantes ou si différentes classes d'âge de juvéniles partagent la même aire de croissance. Les saumons d'écloserie peuvent attirer de plus grands groupes de prédateurs (Nickelson 2003), en raison des lâchers regroupés de poissons d'écloserie, des goulets dans la migration et des environnements où l'habitat optimal est concentré dans des parcelles. Les prédateurs peuvent préférer les saumons d'écloserie comme proies si la différence de taille est suffisante. Inversement, les saumons d'écloserie peuvent être plus sensibles à la prédation s'ils présentent moins de comportement d'évitement du fait de l'élevage dans un environnement artificiel (Olla *et al.* 1998).

Les saumons d'écloserie peuvent avoir un profil pathogène différent de celui de leurs congénères sauvages en raison des différents niveaux d'exposition dans l'environnement de croissance des éclosiers. Les maladies infectieuses peuvent perturber les comportements et les performances physiologiques, l'alimentation et la croissance, ainsi que la fonction immunologique. Dans les cas graves, elles peuvent provoquer une mortalité directe et indirecte (Miller *et al.* 2014; Costello 2006). Les densités d'élevage élevées dans les éclosiers augmentent le potentiel de transmission accrue des agents pathogènes, mais on peut prendre des mesures pour tenter de minimiser la prévalence chez les poissons d'écloserie et la transmission ultérieure aux poissons sauvages. Par exemple, les antibiotiques, les pratiques de sélection des géniteurs visant à réduire la transmission verticale et l'utilisation d'eau souterraine plutôt que d'eau de rivière peuvent tous réduire dans une certaine mesure la sensibilité aux infections par divers agents pathogènes. Il n'y a pas eu d'étude approfondie des profils infectieux entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages et entre les milieux d'eau douce et les milieux marins, et on ne connaît pas non plus les variations entre les populations et les pratiques d'écloserie. Cependant, les poissons sauvages et d'écloserie semblent présenter des profils d'agents plus divergents en eau douce, avec une diversité d'agents plus faible chez les poissons d'écloserie (Thakur *et al.* 2018).

Les interactions entre les pêches de stocks mélangés peuvent avoir des effets négatifs sur le saumon sauvage s'il fait l'objet d'une surpêche dans les stocks mélangés avec des saumons mis en valeur ou si l'abondance du saumon mis en valeur masque le déclin des stocks de saumon sauvage. Les impacts peuvent résulter de niveaux de pêche excessifs qui apparaissent en réponse à de grandes abondances de saumon (d'origines mixtes, écloserie et sauvage) qui ne sont pas proportionnelles à la production de saumon du Pacifique dans le milieu naturel. Cependant, les poissons sauvages sont probablement surexploités dans les pêches de stocks mélangés constituées en plus grande proportion de poissons d'écloserie, lorsque ce rapport peut être aggravé par une plus grande production d'écloserie ou des taux de survie améliorés pour les poissons d'écloserie. Les pêches sélectives par marquage peuvent limiter ces impacts; cependant, elles ne sont adaptées que si une grande proportion de poissons porte une marque externe évidente, comme une entaille de la nageoire adipeuse, et si le type d'engin et les conditions causent une faible mortalité accidentelle des poissons sauvages. Auparavant, la gestion des pêches s'intéressait à l'abondance totale du saumon, ce qui ne permettait pas de

distinguer la production sauvage de la production mise en valeur. Dans les eaux canadiennes, certains lâchers de poissons d'écloserie non marqués en provenance des États-Unis se sont mélangés à des saumons sauvages et ont gonflé davantage l'abondance apparente des poissons d'origine naturelle. Cette situation, conjuguée à l'absence de marquage en écloserie dans les réseaux hydrographiques au Canada, pourrait avoir retardé les réductions de la récolte visant à faciliter le rétablissement des stocks sauvages, masquant ainsi le déclin des populations sauvages.

2.3. ÉLÉMENT 3 : PARAMÈTRES RÉCENTS DU CYCLE BIOLOGIQUE

Il y a onze stocks indicateurs canadiens porteurs de MMC répartis entre les 28 UD de saumon chinook en Colombie-Britannique. Pour les UD visées par ce rapport, seule l'UD 15 (BTh-1.2) a une population comportant un stock indicateur (Nicola). Les travaux sont en cours pour faire de la rivière Chilko un indicateur pour l'UD 13 (ThS-1.3). Peu de données sont donc disponibles actuellement au niveau de l'UD pour les caractéristiques du cycle biologique telles que la survie en mer et la productivité.

La productivité est un paramètre important du cycle biologique dans le contexte du rétablissement. Chez le saumon, la productivité est souvent représentée par le nombre de recrues adultes produites par géniteur adulte. De larges tendances de déclin de la productivité du saumon chinook ont été observées de l'Alaska à l'Oregon, et il a été démontré qu'elles sont associées à l'oscillation du tourbillon nord-pacifique et au courant du Pacifique Nord (Dorner *et al.* 2008). Il a été suggéré que ce déclin de la productivité est associé à l'évolution démographique de la population, comme le rajeunissement de l'âge à la maturité, la réduction de la taille selon l'âge et la baisse de la fécondité des femelles reproductrices (Ohlberger *et al.* 2018). Une étude de 10 populations de saumon chinook de l'Alaska a révélé que la taille des individus de ces populations a diminué en moyenne au cours des 30 dernières années, probablement en raison d'une baisse de l'âge à la maturité et d'une diminution de la longueur selon l'âge (Lewis *et al.* 2015). La proportion de poissons plus âgés et plus grands d'âge 4 de type océanique était réduite dans toutes les populations et la longueur selon l'âge affichait une tendance à la baisse pour les poissons d'âge 4 de type océanique dans neuf populations sur dix; certains éléments prouvent que cela était dû aux pêches sélectives en fonction de la taille (Lewis *et al.* 2015). Il est important de noter les tendances à la baisse des poissons plus âgés et plus grands pour le rétablissement de l'espèce, car ces paramètres du cycle biologique peuvent influencer le potentiel de productivité en réduisant la fécondité et la survie des œufs (Healey 2001; Quinn *et al.* 2011).

On a estimé récemment que la productivité des stocks indicateurs de saumon chinook de la Colombie-Britannique a diminué de 25 à 40 % depuis le début des années 1980 (MPO 2018c). Outre la baisse de la productivité, il est prouvé que des paramètres précis du cycle biologique, tels que le temps de génération, la longueur selon l'âge et la survie, ont diminué dans les UD de saumon chinook du Fraser (tableau 13). Xu et ses collaborateurs (2020) ont constaté que la taille selon l'âge du chinook du Fraser a diminué depuis le début des années 2000 dans toutes les zones de gestion (par exemple, printemps 1.2, printemps 1.3, été 1.3, été 0.3, automne). La tendance à long terme pour la rivière Nicola, le stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées (MMC) pour les populations à montaison au printemps 1.2, n'a pas révélé de déclin dans la longueur d'une génération; la durée de génération pour cette zone de gestion est déjà à l'extrémité inférieure de la fourchette pour le saumon chinook. La récente étude quinquennale sur le chinook a révélé que la longueur selon l'âge à Albion a diminué pour les poissons du type 1.3, mais pas pour ceux du type 1.2 (Dobson *et al.* 2020a). On observe une réduction de la longueur selon l'âge dans les échantillons de la rivière Chilko (UD 10) depuis 2014; cependant, comme la série chronologique est courte et fragmentée, cette tendance est

statistiquement incertaine et pourrait être due à la variabilité naturelle (Dobson *et al.* 2020a). On ignore actuellement la tendance de la fécondité pour toutes les UD.

En raison de l'absence de stocks indicateurs, les données sur la survie et la productivité absolue actuelles ne sont pas disponibles au niveau de l'UD, sauf pour l'UD 15. La production de paramètres représentatifs du cycle biologique est une lacune dans les connaissances connue pour les autres UD examinées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement.

*Tableau 12. Résumé des paramètres du cycle biologique des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, y compris la durée de génération moyenne, la fécondité moyenne et la longueur moyenne à la fourche selon l'âge. La durée de génération moyenne a été estimée comme la moyenne des reproducteurs en l'absence mortalité par pêche. Les fourchettes générales de la fécondité présentées pour les classes d'âge sont indiquées dans (Healey 1986). Les longueurs moyennes à la fourche ont été estimées pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (si les données le permettent) d'après les données tirées de la récupération des MMC dans les pêches recueillies entre 1967 et 2012 (Brown *et al.* 2019).*

Unité désignable	Stock muni de MMC ou de remplacement	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Classe d'âge	Durée de génération moyenne	Fourchette de la fécondité (nombre d'œufs/femelle)	Longueur à la fourche selon l'âge (mm)			
							Âge 2	Âge 3	Âge 4	Âge 5
UD 1 Sud de la partie continentale-Baie Boundary	Samish	Océanique	Automne	4 ₁	3,8	2 648 à 4 462	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.
UD 6 – BFr - Maria	Basse Shuswap	Océanique	Été	4 ₁	3,8	2 648 à 4 462	636	777	828	S. O.
UD 13 – ThS, été	Chilko	Fluvial	Été	5 ₂	4,5	5 388 à 9 063	628	750	836	850
UD 15 – BTh, printemps	Rivière Nicola	Fluvial	Été	4 ₂	4	4 018	615	695	795	S. O.

Tableau 13. Résumé des tendances récentes des caractéristiques pour quatre zones de gestion de la Colombie-Britannique (tiré de MPO 2018b).

Zone de gestion	Population	Survie	Durée de génération	Longueur des femelles	Fécondité
		(Moyenne des années d'éclosion 2007 à 2011 par rapport à la moyenne de 1980 à 1990)	(Taux de déclin)	(Tendance)	(Tendance)
Fraser – printemps 4 ₂	Rivière Nicola	-55 %	Stable	Baisse, âge 4	Inconnue
Fraser – printemps 5 ₂	-	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Inconnue
Fraser – été 4 ₁	Basse Shuswap	-42 %	-0,020	Baisse, âge 3, 4, 5	En déclin
Fraser – été 5 ₂	Chilko	Inconnue	Inconnue	Baisse, âge 5	Inconnue

Tableau 14. Taux de survie (%) des saumoneaux porteurs de MMC jusqu'à l'âge 3 pour les stocks indicateurs de saumon chinook de la rivière Nicola (NIC) [BTh-1.2], de la rivière Shuswap (SHU) [Maria] et de la rivière Samish (SAM) [baie Boundary]. Aucun stock indicateur n'est disponible pour la Thompson Sud, été 1.3.

Année d'éclosion	NIC	SHU	SAM
1991	5,50 %	0,90 %	0,98 %
1992	0,10 %	3,23 %	0,87 %
1993	0,77 %	2,10 %	1,67 %
1994	1,07 %	3,22 %	2,38 %
1995	5,82 %	2,73 %	0,32 %
1996	4,62 %	3,17 %	0,31 %
1997	6,25 %	0,73 %	0,49 %
1998	12,51 %	6,36 %	3,91 %
1999	6,31 %	5,16 %	1,65 %
2000	0,82 %	3,78 %	0,61 %
2001	1,36 %	2,39 %	0,98 %
2002	1,27 %	4,32 %	1,18 %
2003	0,22 %	0,87 %	2,76 %
2004	1,97 %	0,85 %	1,09 %
2005	0,41 %	3,52 %	3,61 %
2006	3,87 %	2,81 %	0,69 %
2007	1,14 %	2,18 %	3,19 %
2008	1,26 %	1,05 %	1,05 %
2009	1,88 %	1,35 %	2,76 %
2010	0,49 %	5,60 %	1,55 %
2011	1,84 %	2,55 %	2,97 %
2012	1,16 %	1,69 %	0,56 %
2013	1,48 %	1,57 %	0,38 %
2014	1,38 %	2,80 %	1,96 %
2015	2,00 %	1,18 %	S. O.

2.4. ÉLÉMENT 4 : PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT DONT LE SAUMON CHINOOK A BESOIN POUR MENER À BIEN TOUTES LES ÉTAPES DE SON CYCLE BIOLOGIQUE

Le saumon chinook utilise une grande variété d'habitats tout au long de son cycle biologique. Les variantes du cycle biologique du saumon chinook de type océanique et de type fluvial utilisent généralement des habitats dulcicoles et océaniques différents et migrent à des périodes différentes. Une grande partie de la variation de l'utilisation des habitats d'eau douce peut être liée à des différences dans l'hydrologie de l'habitat de fraie et du réseau de cours

d'eau à proximité. Les saumons chinooks de type océanique qui migrent généralement vers l'océan au cours de leur première année ont tendance à naître dans les cours d'eau côtiers et les rivières dont l'hydrologie est dominée par la pluie, tandis que les individus de type fluvial qui passent l'hiver pendant un an ou plus en eau douce voient le jour dans les bassins versants intérieurs dont l'hydrologie est dominée par la neige. Les eaux d'amont de certains cours d'eau côtiers qui sont dominées par un mélange de pluie et de neige peuvent également abriter des types fluviaux. L'examen des différences d'utilisation et de conditions de l'habitat entre le saumon chinook de type océanique et de type fluvial présenté ci-après s'inspire largement des sommaires précédents de l'habitat du chinook (Healey 1991; Brown 2002; COSEPAC 2018; Brown *et al.* 2019).

2.4.1. Habitat de fraie et d'incubation des œufs

L'habitat nécessaire à la reproduction du saumon chinook comprend les habitats de fraie et d'incubation, qui se trouvent dans une série de réseaux différents allant des petits cours d'eau au cours principal des grandes rivières. Les femelles choisissent généralement des frayères offrant une bonne circulation d'eau bien oxygénée (Healey 1991). Les caractéristiques précises de l'habitat associées aux emplacements des frayères du saumon chinook sont les zones situées en amont des radiers, à la sortie des fosses, en particulier en dessous des embâcles et en amont des grandes dunes de gravier dans les grandes rivières (tableau 15). Ces habitats sont particulièrement importants car ils sont associés à des écoulements de subsurface plus élevés que les autres habitats.

Il a été démontré que les propriétés de l'habitat des nids du saumon chinook sont très variables (Healey 1991), bien que la profondeur appropriée de l'eau pour la fraie soit généralement supérieure à 30 cm et que les tailles convenables du substrat pour la construction des nids se situent entre 1,3 et 10,2 cm (tableau 15). Pour le chinook, on associe de gros graviers et de bons écoulements entre les graviers (taux de percolation supérieur à 0,03 cm-s⁻¹) à un taux de survie élevé des œufs aux alevins (87 %) [Shelton 1955]. La variabilité des tailles appropriées du substrat est en partie due à la variation de la longueur des femelles. Riebe *et al.* (2014) ont montré que la taille maximale du substrat qu'une femelle peut déplacer pour construire un nid augmente avec sa propre taille. La longueur des femelles influence également la taille des nids, qui peut varier entre 4,7 et 10,7 m² environ pour les femelles de 700 à 1 000 mm de longueur à la fourche. Pour des exemples précis de populations de chinook du sud de la Colombie-Britannique, la taille moyenne d'un nid pour le chinook de type fluvial était de 9,1 à 10 m² dans la rivière Nechako (Neilson and Banford 1983) et de 8,7 m² dans la rivière Nicola ⁵ (n=124, CV=24 %). Les températures optimales pour la fraie varient entre 3,3 et 13,9 °C pour le saumon chinook dans la rivière Nicola (Peatt et Peatt 2013).

Les conditions des habitats de fraie et d'incubation changent entre le moment où les adultes arrivent dans les frayères et celui où les alevins sortent du gravier. Des changements marqués des débits et de la température pendant la fraie et l'incubation peuvent influencer la qualité et la quantité de l'habitat. L'écoulement des cours d'eau du Fraser intérieur diminue généralement en automne et en hiver lorsque les températures descendent sous le point de congélation, ce qui crée un risque d'assèchement et de gel des nids si la fraie a lieu trop tôt. Dans de nombreux réseaux intérieurs, les femelles recherchent un mélange d'eaux souterraines et d'eaux de surface pour l'emplacement de leurs nids. Les eaux souterraines sont plus chaudes et protègent contre le gel, mais elles sont généralement anoxiques. Un mélange est donc nécessaire pour assurer une quantité suffisante d'oxygène sans risque de gel. La sélection des

⁵ Chuck Parken, MPO, Kamloops, C.-B. Données inédites.

sites des nids dans la rivière Nicola est fortement corrélée à la zone d'échange entre les eaux souterraines et les eaux de surface. Dans l'UD 6, la majorité de la fraie du saumon chinook se produit dans quatre radiers construits qui ont été créés en construisant une berme à travers le marécage et en laissant un chenal étroit sur la marge pour concentrer les écoulements. L'eau qui s'écoule dans le marécage Maria provient en grande partie des eaux souterraines, à l'exception de celle du ruisseau Hicks. Dans les réseaux côtiers, l'affouillement dû aux inondations d'automne et d'hiver est une source importante de mortalité durant l'incubation en éliminant directement les nids ou en déposant ou infiltrant des sédiments fins dans ceux-ci (Roni *et al.* 2016). De même, dans les réseaux intérieurs, on pense que l'affouillement pendant les épisodes de neige suivie de pluie est une source de mortalité pendant l'incubation (R. Bailey, MPO, Kamloops, C.-B., comm. pers. 2021).

Si la qualité de l'habitat associée à ce stade biologique a des conséquences importantes sur le recrutement, la quantité des habitats de fraie ne limite généralement pas le nombre de poissons qui quittent l'environnement dulcicole au stade de saumoneau. La rivière Serpentine (UD 1) pourrait faire exception; une évaluation préliminaire a en effet permis de conclure qu'il n'y avait pas d'habitat de fraie dans le cours supérieur de la rivière Serpentine; cette évaluation a également déterminé sept sites qui conviendraient pour un apport de gravier (Ville de Surrey 2015). La Ville de Surrey a ajouté du gravier à cinq des sites entre 2013 et 2016; cependant, le gravier de fraie n'est pas resté dans certains des tronçons concernés les années suivantes parce que l'augmentation des niveaux de débit à la suite de tempêtes modérées a provoqué l'érosion des berges et a déplacé le gravier de fraie (Yuan 2018).

Certaines études donnent des informations supplémentaires sur les habitats de fraie dans ces quatre UD. Dans l'UD 1, un projet d'inventaire et de cartographie des habitats sensibles de la rivière Little Campbell a révélé que les meilleurs habitats de fraie et de croissance se trouvent dans les tronçons inférieurs du bassin versant. Dans l'UD 13, on a mesuré la couverture aérienne de l'habitat de fraie du saumon chinook dans la rivière Eagle par catégories de densité et découvert que 13,85 % (1 064 554 m²) du cours principal de la rivière Eagle étaient utilisés pour la fraie, avec 0,02 % dans les zones à haute densité et 10,22 % dans les zones à faible densité (Hawes *et al.* 2015). Cependant, on ne connaît pas bien les variations interannuelles des différences dans les échappées de chinook et les changements d'habitat. Une évaluation de l'habitat du saumon chinook effectuée dans la rivière Salmon a révélé qu'elle abrite 61 000 m² d'habitat de fraie et que les capacités de fraie étaient estimées à environ 3 000 paires de chinooks (Burt et Wallis 1997), bien qu'un habitat de fraie considérablement plus important ait été estimé à un débit plus élevé (123 000 m²) [Whelen et Olmsted 1982]. Cependant, on ignore la pertinence de ces estimations en raison des modifications de l'habitat, telles que le déplacement des graviers et les profils des eaux souterraines, entre ces évaluations et aujourd'hui.

2.4.2. Habitat de croissance des alevins et des juvéniles

À l'éclosion, les saumons chinooks juvéniles, appelés alevins vésiculés, restent dans le gravier et continuent à se développer avant d'émerger du substrat. Les alevins vésiculés se déplacent dans les espaces interstitiels entre les particules du substrat et sont particulièrement vulnérables à la présence de sédiments fins ou aux mouvements de la charge de fond. Les alevins vésiculés finissent par remonter à travers le gravier pour émerger comme alevins après avoir complètement absorbé leur sac vitellin. L'émergence se produit généralement la nuit, ce qui contribue à réduire la prédation au minimum.

Une fois que les juvéniles émergent, l'utilisation de l'habitat d'eau douce varie beaucoup d'une population à l'autre. Les saumons chinooks juvéniles de type océanique de l'UD 6 (Maria) ont tendance à migrer vers l'océan 50 à 160 jours après l'émergence (MPO 2007); on ignore

toutefois leur répartition pendant cette période. L'habitat de croissance des juvéniles de l'UD 1 est en grande partie inconnu, mais on pense qu'ils grandissent dans l'estuaire de la baie Boundary. Les saumons chinooks juvéniles de type fluvial provenant de réseaux intérieurs dominés par la fonte des neiges grandissent généralement pendant un an (en hiver) en eau douce et migrent vers l'océan en tant que yearlings. Pour le saumon chinook qui fraie dans les zones amont des bassins versants (UD 13 et 15), l'avalaison vers les ruisseaux et rivières non nats répartis les alevins dans des habitats de croissance appropriés (Bradford and Taylor 1997). Trois stratégies sont couramment observées pour les saumons chinooks juvéniles de type fluvial du Fraser intérieur et de la rivière Thompson, dominés par la neige :

1. grandir dans le cours d'eau natal de l'émergence à la smoltification;
2. grandir dans le cours d'eau natal de l'émergence jusqu'à la fin de l'été, puis migrer vers le cours principal d'un cours d'eau plus grand, comme la rivière Thompson ou le Fraser, pour passer l'hiver et jusqu'à la smoltification au printemps suivant;
3. quitter immédiatement le cours d'eau natal après l'émergence et migrer (activement et passivement) vers l'aval pour hiverner dans le cours principal, les chenaux latéraux et les petits affluents du bas Fraser et de l'estuaire.

Quels que soient les habitats qu'ils utilisent, les alevins de saumon chinook se trouvent le plus souvent dans des habitats offrant un substrat petit, un courant relativement lent et une profondeur faible (tableau 15). On les observe le plus souvent dans les principaux chenaux des rivières et on les trouve moins souvent que les saumons cohos dans les habitats hors chenaux. Cependant, il existe beaucoup d'observations de saumons chinooks juvéniles grandissant dans de petits cours d'eau non nats dans tout le Fraser et le fleuve Yukon (Murray and Rosenau 1989; Scrivener *et al.* 1994). Brown (2002) fournit un examen approfondi de l'habitat de croissance en eau douce nécessaire au saumon chinook, dans les bassins hydrographiques côtiers et de l'intérieur de la Colombie-Britannique; cet examen est résumé ci-après (tableau 16). Il convient de noter que la limite déclarée de moins de 25 unités de turbidité néphélogométrique (uTN) dans le tableau 15 peut être déraisonnable pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car elle est dépassée dans le cours principal du fleuve et plusieurs de ses affluents, où l'on sait que les juvéniles grandissent. Cela peut être une fausse représentation de l'habitat utilisable par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans le bassin versant du Fraser, et en particulier, une sous-estimation de l'importance du cours principal du Fraser en tant qu'habitat de croissance.

Des saumons chinooks juvéniles ont été capturés dans des chenaux d'inondation isolés de grandes rivières (Bustard 1986; Brown *et al.* 1989), dans des affluents non nats pendant la crue printanière (Scrivener *et al.* 1994) et le long des rives des lacs (Graham and Russell 1979; Fedorenko and Pearce 1982; Lewis and Levings 1988). Les densités d'alevins de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (avril à juillet) étaient plus élevées dans le cours principal de la Thompson Nord que dans ses affluents (Stewart *et al.* 1983). Les densités de chinooks juvéniles (capturés en novembre par des appareils de pêche à l'électricité) ont été estimées à 0,011 poisson m⁻² pour la rivière Salmon (lac Shuswap) et à 0,245 poisson m⁻² pour la rivière Quesnel. Les densités indiquées dans ces habitats sont bien inférieures à la médiane estimée de 5 000 ha⁻¹ (0,5 m⁻²) des affluents du fleuve Columbia intérieur (Thorson *et al.* 2014). De 2001 à 2006, on a évalué les stocks d'alevins d'automne de saumon chinook dans les affluents du bassin de la basse Thompson (Decker et Hagen 2007). La densité des alevins de chinook affichait une importante variation spatio-temporelle, mais on a dégagé un profil régulier d'augmentation des densités d'alevins des tronçons amont vers l'aval, à la fois dans les différents cours d'eau et dans la zone d'étude. L'abondance des alevins était plus importante dans les habitats relativement profonds, où le courant est plus lent et dans les sections à faible

gradient des cours d'eau; elle variait davantage d'une année sur l'autre dans les habitats marginaux. Parmi les tronçons des affluents, la densité des alevins de saumon chinook dans les rapides était en moyenne 9,9 fois (fourchette=0,9 à 127,4) plus grande que dans les radiers. Dans la rivière Nicola, la plage optimale pour l'élevage et la croissance des juvéniles est estimée entre 10,0 et 15,5 °C (Peatt et Peatt 2013). De plus, Warkentin (2020) a constaté que les faibles débits d'été dans la rivière Nicola réduisent fortement la productivité et que l'on peut prédire que les cohortes de saumon chinook sont irremplaçables les années où le débit moyen en août est inférieur à 10,83 m³s⁻¹ pendant l'été de croissance.

Pendant qu'ils sont en eau douce, les chinooks juvéniles se nourrissent principalement d'insectes adultes et larvaires, en particulier ceux qui flottent à la surface de l'eau (Raleigh *et al.* 1986). Pendant leur période limitée de croissance en eau douce, les juvéniles de type océanique ont besoin d'habitats fluviaux à la température et au débit modérés et qui soutiennent des communautés d'insectes saines et productives. Les juvéniles de type fluvial ont également des exigences semblables en matière d'habitat, et ont en plus besoin d'eau en quantité et qualité suffisantes pour pouvoir y passer l'hiver. Ces critères sont satisfaits dans les systèmes naturels présentant une végétation saine sur les berges, de faibles charges en sédiments, des niveaux élevés d'oxygène dissous et des substrats variables. Des apports d'eaux souterraines sont nécessaires dans de nombreux réseaux intérieurs pour contrer la formation de glace de fond dans les habitats d'hivernage et les températures estivales chaudes et modérées.

L'accès à des habitats éphémères, qui joue un rôle important pour le chinook de type océanique et fluvial, est un élément essentiel de la croissance des alevins et des juvéniles. Des saumons chinooks juvéniles porteurs de marqueurs génétiques des stocks de la basse Thompson et de la Thompson Sud ont été capturés dans des zones inondées de façon saisonnière du bas Fraser près de Hope (Murray Manson, MPO, Delta, C.-B., comm. pers. 2021). Junk et ses collaborateurs (1989) ont proposé le concept de pulsations de crue, qui prédit que l'inondation annuelle est la force motrice de la productivité et des interactions biotiques dans les réseaux rivière - plaine d'inondation. Les habitats de plaine d'inondation sont particulièrement importants pour les saumons chinooks juvéniles car ils offrent une plus grande diversité biologique et une production accrue d'invertébrés par rapport aux chenaux des rivières adjacentes (Junk *et al.* 1989; Gladden and Smock 1990), et constituent une source saisonnière de nourriture pendant et après la crue. Bien que cela ne soit pas propre au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Jeffres et ses collaborateurs (2008) expliquent que les habitats de plaine d'inondation hors chenal dans la rivière Cosumnes fournissent un habitat de croissance nettement meilleur que le chenal intertidal, soutenant des taux de croissance plus élevés. Lorsque les saumons chinooks juvéniles quittent l'eau douce une fois parvenus à une plus grande taille, comme on le voit chez les poissons qui grandissent dans les plaines inondables, le taux de survie global à l'âge adulte est accru (Unwin 1997; Galat and Zweimüller 2001; Jeffres *et al.* 2008). La dégradation de ces habitats inondés de façon saisonnière, ou les caractéristiques qui limitent l'accès à ces habitats, peuvent donc indirectement influencer les propriétés importantes des habitats pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

La quantité d'habitat de croissance disponible pour les populations côtières et intérieures a considérablement diminué (Finn *et al.* 2021) et s'est avérée un facteur limitatif (Thorson *et al.* 2014; David *et al.* 2016). Dans une population de l'UD 13, on a estimé que 290 000 m² d'habitat de croissance dans la rivière Salmon pouvaient soutenir 73 000 saumons chinooks de moins d'un an; il est possible que cet habitat soit plus limitatif que l'habitat de fraie (Burt et Wallis 1997). Cependant, la variation interannuelle et les changements dans l'habitat entre 1997 et aujourd'hui limitent probablement la généralisation de ces estimations. Bien qu'elle ne soit pas propre au chinook du sud de la Colombie-Britannique, une forte dépendance négative de la

densité dans la survie des juvéniles a été indiquée pour les milieux de croissance dulcicoles (Thorson *et al.* 2014) et estuariens (David *et al.* 2016). La dégradation et la perte d'habitats dulcicoles et estuariens auront des impacts négatifs sur la productivité de la population et pourraient avoir des effets de densité négative sur la production en cas de perte d'habitats (David *et al.* 2016).

2.4.3. Habitat de dévalaison des juvéniles en eau douce

Le chinook de type océanique des populations du bas Fraser est confronté aux inondations provoquées par la fonte des neiges en mai, juin et juillet et peut utiliser les cycles saisonniers des inondations comme un indice du début de la dévalaison (Healey 1991). Après avoir passé un an en eau douce, les saumons chinooks juvéniles de type fluvial de l'intérieur et du bas Fraser migrent vers l'aval au printemps et au début de l'été et pénètrent dans le détroit de Georgia. Des études de marquage indiquent qu'il faut entre 3,4 et 19,2 jours (médiane) aux saumoneaux chinooks d'écloserie du bassin hydrographique de la rivière Nicola (rivières Nicola, Spius, Coldwater) pour se rendre des sites de lâcher intérieurs à l'embouchure du Fraser (Welch *et al.* 2008). On ne dispose pas de données similaires pour les saumoneaux des autres UD.

2.4.4. Habitat de croissance dans l'océan

L'habitat de croissance du saumon chinook juvénile dans l'océan s'étend des estuaires à la haute mer. Ces habitats sont essentiels car c'est là que le saumon chinook gagne la plus grande partie de sa biomasse et commence à développer ses gamètes en vue de la reproduction. Les estuaires sont importants car ils offrent de nombreuses possibilités d'alimentation et de croissance, ainsi que des refuges contre les prédateurs. Ce sont également des zones de transition environnementale qui permettent aux chinooks juvéniles de s'acclimater de l'eau douce à l'eau de mer, et entre des eaux à la température différente (Macdonald *et al.* 1988). Levings et ses collaborateurs (1986) ont constaté que les saumons chinooks qui ont passé plus longtemps dans des estuaires ont grandi plus rapidement et ont mieux survécu que les individus qui ont migré rapidement. Les estuaires offrent également des refuges contre les prédateurs (Healey 1991). La turbidité plus élevée et la végétation aquatique étendue qui fournit une couverture structurelle importante associée aux zones estuariennes limitent la capacité des prédateurs visuels à s'attaquer aux saumons juvéniles (Gregory and Levings 1996, 1998). Le principal habitat utilisé par les saumons chinooks d'un an et moins dans l'estuaire du bas Fraser était un marais (Chalifour *et al.* 2020) et les zones où les températures étaient plus élevées avaient tendance à produire des prises plus importantes de saumons chinooks juvéniles. Les captures dans les zostères et les battures de sable étaient systématiquement plus faibles que dans les marais au cours des deux années de l'étude.

En général, les saumoneaux chinooks de type océanique restent dans les estuaires pendant des périodes variables, allant de quelques semaines à plusieurs mois. L'habitat estuarien est particulièrement important pour le chinook de type océanique étant donné qu'il y réside plus longtemps (Quinn 2005). Tout en continuant de grossir, les saumoneaux de type océanique commencent à se disperser dans toutes les zones côtières voisines, préférant des eaux superficielles abritées au début de leur résidence en mer. Les saumoneaux chinooks de type fluvial semblent passer moins de temps dans l'estuaire de leur rivière natale. Lorsqu'on les observe dans les estuaires, ils sont concentrés dans les zones externes des deltas et tendent à rester relativement peu de temps dans les estuaires.

Le saumon chinook a besoin d'habitats marins littoraux productifs. Presque tous les chinooks du Fraser passent les premiers mois dans la mer des Salish (Tucker *et al.* 2011) et ont tendance à rester dans un rayon de 200 à 400 km de leur rivière natale pendant leur première

année en mer, quel que soit leur type de cycle biologique (Trudel *et al.* 2009). En général, ils grandissent dans des environnements littoraux abrités pendant des périodes variables, en fonction de facteurs tels que la disponibilité de nourriture, la compétition, la prédation et les conditions environnementales. Durant cette période, le varech et les autres plantes aquatiques du rivage constituent un refuge important contre les prédateurs et un environnement productif en insectes et plancton, deux composantes majeures du régime alimentaire des juvéniles (Healey 1991).

Après les premiers mois en mer, les profils d'utilisation de l'habitat marin, y compris le moment de la sortie de la mer des Salish et la répartition ultérieure le long de la côte de la Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska, ont tendance à diverger entre les cycles biologiques du type océanique et du type fluvial pour le saumon chinook du fleuve Fraser (Trudel *et al.* 2009; Tucker *et al.* 2011). D'après les données sur la répartition, le saumon chinook de type océanique et de type fluvial peut rencontrer des conditions océaniques différentes en raison des différences dans la période de migration. Par exemple, les relevés au chalut de surface dans les eaux côtières indiquent que les sub-yearlings de l'UD de la Thompson Sud ont tendance à quitter la mer des Salish plus tôt (premier automne et premier hiver en mer) que les sub-yearlings du bas Fraser, qui semblent en partir l'été suivant (Tucker *et al.* 2011). Il semble également que tous les chinooks de type océanique sortent de la mer des Salish par le détroit de Juan de Fuca (Tucker *et al.* 2011), tandis que les yearlings peuvent emprunter le détroit de Juan de Fuca ou le détroit de Johnstone. Les prises de saumon chinook permettent également de penser que la répartition des sub-yearlings du bas Fraser est la plus étroite pendant leurs deux premières années en mer et est limitée au sud de la côte ouest de l'île de Vancouver. La répartition marine du yearling chinook est normalement la plus grande au cours de ses deux premières années en mer et les individus se trouvent généralement plus au nord et à l'ouest que les sub-yearlings. Contrairement aux chinooks de moins d'un an, les yearlings ont tendance à se trouver dans des eaux plus profondes. Ces profils d'utilisation de l'habitat à plus petite échelle peuvent contribuer aux différences de la dynamique entre les cycles biologiques et les populations (Braun *et al.* 2016).

Les principales proies consommées au début de la phase marine changent dans le temps et en fonction de l'emplacement, mais les poissons (surtout le hareng et le lançon) dominent le régime alimentaire, suivis des larves de crabe, des calmars et des gros zooplanctons. Au début de sa résidence en mer dans la baie Puget, le chinook se nourrit d'euphausiacés, de larves de crabes, d'amphipodes hypéridés et gammaridés, de grands copépodes et de petits poissons (Daly *et al.* 2009, Duffy *et al.* 2010). Dans les habitats littoraux, les insectes terrestres peuvent constituer une partie importante du régime alimentaire des chinooks juvéniles (Gamble 2016, Davis *et al.* 2018). Les individus trouvés à des profondeurs de plus de 30 m dans les zones hauturières de la baie Puget consomment davantage de poissons et de larves de décapodes (Duffy *et al.* 2010) et semblent avoir un taux de croissance plus élevé que ceux des habitats estuariens ou littoraux (Gamble *et al.* 2018). Dans le détroit de Georgia, les chinooks juvéniles se nourrissent de zooplancton plus gros, comme des amphipodes, de décapodes larvaires, d'euphausiacés et de poissons juvéniles (Neville et Beamish 1999, Daly *et al.* 2010). La survie en mer de certains stocks de chinooks est fortement corrélée à la biomasse de certaines proies, mais une série chronologique plus longue est nécessaire pour établir la persistance de ces relations (Keister et Herrmann 2019). Le hareng semble moins important dans le régime alimentaire du saumon chinook juvénile de la mer des Salish ces dernières années que dans les années 1970 (Healey 1980, Duguid *et al.* 2021), bien que cela semble fortement lié à la taille des juvéniles (Chamberlin *et al.* 2021, Duguid *et al.* 2021). Les chinooks juvéniles dépendent beaucoup des invertébrés dans la baie Puget, où ils se nourrissent de larves de crabe au printemps, d'amphipodes gammaridés ou hypéridés pendant l'été et de hareng et de lançon à l'automne (Beauchamp *et al.* 2020).

Le saumon chinook de type océanique reste dans les eaux côtières pendant la plupart de sa vie en mer. Des données indiquent qu'en général, il ne se disperse pas à plus de 1 000 km durant toute sa vie (Healey 1991). En général, on pense que le saumon chinook de type fluvial se disperse largement dans le Pacifique Nord et qu'il constitue la majorité des saumons chinooks pêchés en haute mer. Il se nourrit principalement de petits poissons (surtout du hareng et du lançon), les larves de crabe, les calmars et le grand zooplancton contribuant également à son régime alimentaire (Healey 1991). Les répartitions marines déduites des MMC récupérées sont présentées pour chaque UD dans l'élément 5.

Les facteurs qui influent sur la productivité des régions côtières ont également une incidence sur le chinook. Par exemple, des corrélations ont été établies entre les températures de la surface de la mer et les remontées d'eau côtières durant la première année en mer et la survie des populations de chinooks d'écloserie du Fraser, bien que ces analyses doivent être considérées comme exploratoires (Braun *et al.* 2016). Ces corrélations ont suggéré différentes réactions aux conditions marines côtières selon le type de cycle biologique. Cette diversité de réactions indique que les changements du milieu marin peuvent influencer différemment les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et peuvent être complexes.

2.4.5. Habitat de migration dulcicole des adultes

La période de la montaison des adultes en eau douce est l'une des caractéristiques les plus variables du cycle biologique du saumon chinook. Chaque UD connaît une combinaison unique de températures et de débits, ainsi que des distances de déplacement et des taux de migration différents durant la montaison vers les frayères. Les taux de montaison dépendent fortement des conditions abiotiques telles que le débit, la température, l'oxygène dissous et les sédiments. Dans le Fraser, on sait que les adultes en montaison se tiennent près de l'embouchure des affluents plus propres en quête d'eau plus fraîche et pour nettoyer les sédiments de leurs branchies en attendant des conditions de débit plus faibles.

Nous avons repris les seuils environnementaux décrits dans Hague et Patterson (2009) pour évaluer les taux de rencontre de conditions de montaison défavorables pour les populations de chinook du Fraser. Ces seuils environnementaux avaient été tirés d'autres réseaux hydrographiques, principalement le bassin du fleuve Columbia, où des études sur la montaison indiquent que les températures optimales pour la nage sont de 16,3 °C et les températures létales supérieures à 21 °C. Hague et Patterson (2009) ont reconstitué les historiques thermiques et de débit des rivières empruntées par cinq populations de saumon chinook du Fraser et ont évalué les températures et les débits historiques rencontrés, ainsi que la probabilité de dépasser les seuils de température et de débit.

Les saumons migrants peuvent rencontrer des conditions chaudes pendant les mois d'été dans le Fraser. On sait que des températures de l'eau supérieures à 18 °C entravent la migration ou entraînent une mortalité en cours de route (Fenkes *et al.* 2016) et que les températures du Fraser dépassent 18 °C pendant plus longtemps depuis les 50 dernières années (Martins *et al.* 2011). Il est peu probable que le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique rencontre des températures supérieures à la limite létale présumée de 21 °C dans le Fraser lui-même; on sait cependant que les températures de l'eau dépassent cette limite dans le marécage Maria et dans les rivières Nicola et Salmon lorsque des chinooks reproducteurs s'y trouvent. Pour compenser les températures défavorables de l'eau, le chinook compte sur les zones de remontée d'eau souterraine qui créent des habitats locaux thermiquement stabilisés où la température locale de l'eau est considérablement plus fraîche que la température ambiante du cours d'eau. Par exemple, les températures maximales quotidiennes dans la rivière Nicola étaient en moyenne 11,5 °C plus fraîches dans les zones de remontée d'eau souterraine que dans les zones adjacentes (McGrath et Walsh 2012). La

disponibilité des remontées d'eau souterraine et des refuges thermiques a été cartographiée dans la rivière Nicola (Willms et Whitworth 2016), mais des études similaires n'ont pas été menées pour d'autres zones sensibles à la température. Il est peu probable que les chinooks reproducteurs rencontrent des températures d'eau défavorables dans l'UD 1, la rivière Eagle, la rivière Seymour, le ruisseau Scotch et le ruisseau Louis en raison de leur emplacement géographique et des conditions environnementales locales.

Les adultes en montaison peuvent être limités par les faibles débits le long de leur itinéraire. Dans l'UD 15, les saumons chinooks de la rivière Coldwater et du ruisseau Spius arrivent dans les zones basses de leur cours d'eau natal pendant la crue printanière pour accéder aux habitats de fraie qui seraient autrement inaccessibles lorsque les niveaux d'eau sont plus bas. La frayère du ruisseau Maka, un affluent du ruisseau Spius, n'est utilisée que de manière opportuniste lorsque les niveaux d'eau permettent le passage en amont. Durant la montaison dans ces réseaux, les poissons restent dans des habitats de retenue profonds pendant une période prolongée et n'en sortent que pour frayer deux à trois mois plus tard (R. Bailey, MPO, Kamloops, C.-B., comm. pers.). Le saumon chinook de la rivière Nicola, qui arrive plus tard, se tient au confluent de la rivière Nicola et de la rivière Thompson si son retour coïncide avec les faibles débits d'été. La productivité du chinook de la rivière Nicola est réduite pendant les faibles débits (Warkentin 2020). Les débits optimaux dans le cours d'eau varient selon les tronçons de la rivière Nicola (Lewis *et al.* 2009) et sont résumés dans le tableau 18. De même, les chinooks adultes qui remontent dans le marécage Maria et la rivière Salmon peuvent rester dans le Fraser et le lac Shuswap, respectivement, jusqu'à ce que les niveaux d'eau permettent le passage.

Tableau 15. Aperçu des besoins en matière d'habitat du saumon chinook, par stade biologique. La plupart des valeurs des propriétés sont tirées des examens des besoins en matière d'habitat dans (Healey 1991) et Bjornn et Reiser (1991). Les adaptations propres à une population peuvent modifier la fourchette des valeurs indiquées pour les propriétés.

Stade biologique	Fonction	Caractéristique(s)	Propriétés
Fraie et incubation des œufs	Fraie, incubation	Les nids sont souvent construits à la tête des radiers, dans les fosses et en amont des dunes de gravier dans les grandes rivières, où le gravier a un diamètre inférieur à 15 cm et où l'eau bien oxygénée circule bien.	Taille des particules : 1,3-10,2 mm Profondeur des eaux de fraie du chinook d'automne \geq 24 cm Profondeur des eaux de fraie du chinook d'été \geq 24 cm Profondeur des eaux de fraie du chinook de printemps \geq 30 cm Vitesse : 0,3 -1,09 m·s ⁻¹ OD ₂ : 7-12 mg·L ⁻¹ Température : 5,0-14,4 °C Superficie moyenne d'un nid : 9,1 -10,0 m ²
Croissance des alevins et des juvéniles	Alimentation, couvert	Habitats dans le cours principal	Plage de températures : 12-14 °C OD ₂ : 7-12 mg·L ⁻¹ Turbidité : < 25 uTN ⁶

⁶ Remarque : La valeur déclarée de < 25 uTN pour le saumon chinook n'est peut-être pas appropriée pour le saumon chinook du Fraser, car elle est dépassée dans le cours principal du Fraser et plusieurs de ses affluents.

Stade biologique	Fonction	Caractéristique(s)	Propriétés
		Habitats dans les plaines d'inondation Habitats hors chenal Chenaux latéraux, petits cours d'eau Avec couvert Cours d'eau non natals et chenaux latéraux Habitat complexe En grandissant, les juvéniles passent d'habitats peu profonds tels que les bords des cours d'eau, les chenaux latéraux et les eaux dormantes à des habitats plus profonds dans des fosses	Couvert : quantité importante de végétation en surplomb et de berges sapées Gradient : < 3 % Plage de superficie des fosses : 50-250 m ² Densité des fosses : > 1 500 sm ² -km ⁻¹ Densité des grands débris ligneux : >100 pièces-km ⁻¹
Dévalaison des juvéniles en eau douce	Dévalaison, alimentation	Grandes rivières, affluents non natals	-
Juvéniles – Croissance en mer	Alimentation.	Estuaires, eaux côtières et hauturières	Estuaires (p. ex. marais, zostère) : végétation aquatique abondante, forte turbidité. Eaux côtières : habitats abrités près du rivage, abondance de varech et d'autres plantes aquatiques du rivage. Profondeur des eaux côtières : type océanique ~40-60 m, type fluvial : ~60-80 m
Adultes – Migration en eau douce	Montaison	Grandes rivières	Plage de températures pour le chinook d'automne : 10,6-19,4 °C Plage de températures pour le chinook d'été : 13,9-20,0 °C Plage de températures pour le chinook de printemps : 3,3-13,3 °C Toutes les populations – température de nage optimale : 16,3 °C Toutes les populations – température létale : 21 °C Profondeur de l'eau : > 24 cm Vitesse : < 2,44 m-s -1

Tableau 16. Habitats utilisés par le saumon chinook dans les bassins versants où l'hydrologie est dominée par la neige. Adapté de Brown 2002.

Type d'habitat	Niveau d'eau et emplacement	Substrat et végétation	Exemples d'utilisation possible par le poisson
Cours d'eau permanent	Eaux courantes ou stagnantes ouvertes toute l'année (rivières, étangs, lacs, affluents dans les terrasses fluviales et ruisseaux canalisés).	Substrats et végétation variables, en fonction de la vitesse de l'eau	Le saumon chinook peut utiliser ces habitats toute l'année et passe généralement l'hiver dans des habitats à gravier grossier (Swales <i>et al.</i> 1986; Levings and Lauzier 1991).
Fossés	Les niveaux d'eau sont variables (de sec à courant). Les fossés sont utilisés pour le drainage et l'irrigation.	Le substrat peut être de la vase ou de l'argile. La végétation aquatique peut recoloniser les fossés abandonnés.	Peut piéger les alevins de chinook au printemps. L'utilisation et la survie dépendent de l'accès et de la qualité de l'eau (Fleming <i>et al.</i> 1987).
Chenaux latéraux des rivières	La vitesse et le niveau de l'eau sont variables. Des fosses isolées peuvent se former lorsque le niveau d'eau baisse. Chenaux latéraux anastomosés, recouverts, chenaux de percolation et de débordement.	Le substrat peut être du sable, du gravier ou des galets. Pas de végétation dans le cours d'eau, végétation riveraine composée de saules et de peupliers.	Les chinooks dominent (Brown <i>et al.</i> 1989).
Affluent de ruissellement et affluents des plaines d'inondation	Petits affluents, parfois abrupts, qui se jettent dans les grandes rivières.	Le substrat peut être du sable, du gravier ou de gros galets. En général, pas de végétation dans le cours d'eau. La végétation riveraine est importante.	Utilisé par le chinook pendant l'avalaison (Scrivener <i>et al.</i> 1994). Les affluents du bas Fraser fournissent un habitat important pour le chinook (Murray and Rosenau 1989).
Bassins hydrographiques des estuaires, marécages et marais	Il peut s'agir d'habitats éphémères, mais généralement inondés en été. L'accès peut dépendre des cycles des marées. Ce type d'habitat est présent dans le bas Fraser.	Le substrat est variable, mais il est généralement constitué d'un pourcentage élevé de fines. La végétation aquatique est variable et peut se composer de <i>Carex Lyngbyei</i> , de <i>Scripus spp.</i> et de <i>Typha spp.</i> Des arbustes riverains sont également présents.	Utilisé par les alevins de chinook au printemps (Birtwell <i>et al.</i> 1987). L'accès peut être limité par les portes d'écluse.

Type d'habitat	Niveau d'eau et emplacement	Substrat et végétation	Exemples d'utilisation possible par le poisson
Étangs et marécages fluviaux	Cours d'eau permanent. Le niveau d'eau doit être suffisant pour permettre aux poissons de passer l'hiver. Souvent situé dans des chenaux latéraux abandonnés et peut être associé aux castors.	La surface est constituée d'une couverture de matières organiques. La végétation aquatique est souvent présente dans les étangs et les marécages.	On a observé de faibles densités de chinooks dans les chenaux latéraux de la rivière Nicola (Swales <i>et al.</i> 1986).
Bords des lacs.	Inondé à la fin du printemps et pendant tout l'été et sec en hiver.	Substrat variable et dépendant de la pente et de l'action des vagues. Peut inonder la végétation riveraine et les alcôves marécageuses.	Fortement utilisé par les alevins de chinook lorsqu'il est inondé et la nuit (Graham and Russell 1979; Russell <i>et al.</i> 1980; Brown and Winchell 2002).
Bords des rivières	Inondé à la fin du printemps et pendant tout l'été et sec en hiver.	Le substrat peut être du sable ou du gravier. La rivière peut inonder la végétation riveraine.	Les poissons peuvent se déplacer latéralement sur les bords de la rivière pendant les hautes eaux, mais cette utilisation est temporaire (Tutty and Yole 1978; Brown <i>et al.</i> 1994). Les juvéniles ont tendance à quitter les bords peu profonds où la vitesse est faible pour des eaux plus profondes et plus rapides dans le chenal principal au fur et à mesure de leur croissance. L'utilisation semble être nocturne.

Tableau 17. Sommaire des distances et des périodes de migration en eau douce pour quatre UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

UD	Population	Distance de migration nette en eau douce (km)	Entrée dans l'eau douce	Pic de la fraie	Entrée dans l'océan
UD 1	Rivière Serpentine	<50	Septembre à novembre	Octobre et novembre	Mars à juin
	Rivière Nicomekl				
	Rivière Little Campbell				
UD 6	Marécage Maria	145	Août-sept.	Mi-octobre à fin octobre	Mai et juin
UD 13	Rivière Seymour	585	Inconnue	Fin septembre	Avril et mai
	Ruisseau Scotch	510		Mi-octobre	
	Rivière Salmon	670		Début septembre à mi-septembre	
	Rivière Eagle	605		Mi-septembre à fin septembre	
UD 15	Rivière Bonaparte	450	Avril à juin	Début septembre à mi-septembre	Avril à juin
	Rivière Deadman	420			
	Ruisseau Louis	530		Fin août	
	Ruisseau Spius	380		Avril à juillet	
	Rivière Coldwater	405		Mi-août à fin août	
	Rivière Nicola	375		Mai à juillet	

Tableau 18. Débits optimaux dans le cours principal de la rivière Nicola pour différents stades du cycle biologique du saumon chinook (Lewis et al. 2009).

Stade du cycle biologique	Du confluent de la rivière Thompson au confluent du ruisseau Spius	Du confluent du ruisseau Spius au confluent de la rivière Coldwater	Du confluent de la rivière Coldwater au barrage du lac Nicola
Montaison et fraie	Optimal : 10,9 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009)	Optimal : 11,0 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009) pour août-sept. et 3,12 m ³ s ⁻¹ pour oct.-déc.	Optimal : 3,4 m ³ s ⁻¹ (Bruce et Hatfield 2003)
		Optimal : 6,8 m ³ s ⁻¹ (Bruce et Hatfield 2003)	Optimal : 1,7 m ³ s ⁻¹ (Kosakoski et Hamilton 1982)
		Optimal : 4,25 m ³ s ⁻¹ (Kosakoski et Hamilton 1982)	-
Incubation (œufs)	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Émergence	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Croissance (0+), jeunes de l'année (alevins)	Optimal : 2,8 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009)	Optimal : 1,1 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009)	Inconnu
		Optimal : 3,5 m ³ s ⁻¹ (Bruce et Hatfield 2003)	
		Optimal : 1,42 m ³ s ⁻¹ (Kosakoski et Hamilton 1982)	
Croissance (1+) [tacons]	Optimal : 6,4 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009)	Optimal : 3,5 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009)	Optimal : 1,4 m ³ s ⁻¹ (Lewis et al. 2009)

2.5. ÉLÉMENT 5 : INFORMATION SUR L'ÉTENDUE SPATIALE DES ZONES SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT RECHERCHÉES DANS L'AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON CHINOOK

2.5.1. Répartition de l'habitat en eau douce

Le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique est répandu dans tout le Fraser et nombre de ses affluents, tandis que celui de l'UD 1 est réparti dans trois bassins versants se jetant dans la baie Boundary, au sud de Vancouver. La répartition connue de chaque UD est présentée sur les cartes suivantes et décrite de manière plus détaillée lorsqu'il existe des informations supplémentaires pour les stades du cycle biologique en eau douce. La plupart des cours d'eau et des rivières cartographiés présentent les caractéristiques et les propriétés de l'habitat résumées dans l'élément 4. Les répartitions cartographiées sont fondées sur les relevés des géniteurs, qui peuvent sous-estimer l'étendue totale de la répartition du chinook dans le Fraser en raison des contraintes liées à la réalisation de relevés annuels des géniteurs sur une zone géographique aussi vaste. La répartition des alevins de saumon chinook, en particulier pour les UD de type fluvial (13 et 15), est mal connue parce que ce stade du cycle biologique n'est pas étudié de manière extensive. Cependant, les alevins du chinook présentent trois stratégies de croissance en eau douce : rester près de leur cours d'eau natal, occuper un habitat en aval dans le bassin de leurs affluents de deuxième ordre respectifs et migrer vers le bas Fraser. Les modifications suivantes ont été apportées aux cartes du COSEPAC afin de mieux refléter la répartition en eau douce des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique visées par la présente évaluation du potentiel de rétablissement :

- UD 1

- UD 6
- UD 13
- UD 15

2.5.1.1 UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne



Figure 9. Carte de l'UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne. Produite par Coastal Resource Mapping Ltd pour Pêches et Océans Canada. Il convient de noter que la rivière Campbell désigne la rivière Little Campbell.

Le saumon chinook est présent dans les rivières Serpentine, Nicomekl et Little Campbell; cependant, on connaît peu l'étendue spatiale des frayères et des zones de croissance dans ces réseaux hydrographiques. Les affluents de la rivière Little Campbell s'étendent jusqu'aux États-Unis, mais on pense que toute la fraie a lieu dans les eaux canadiennes.

2.5.1.2 UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (Maria)

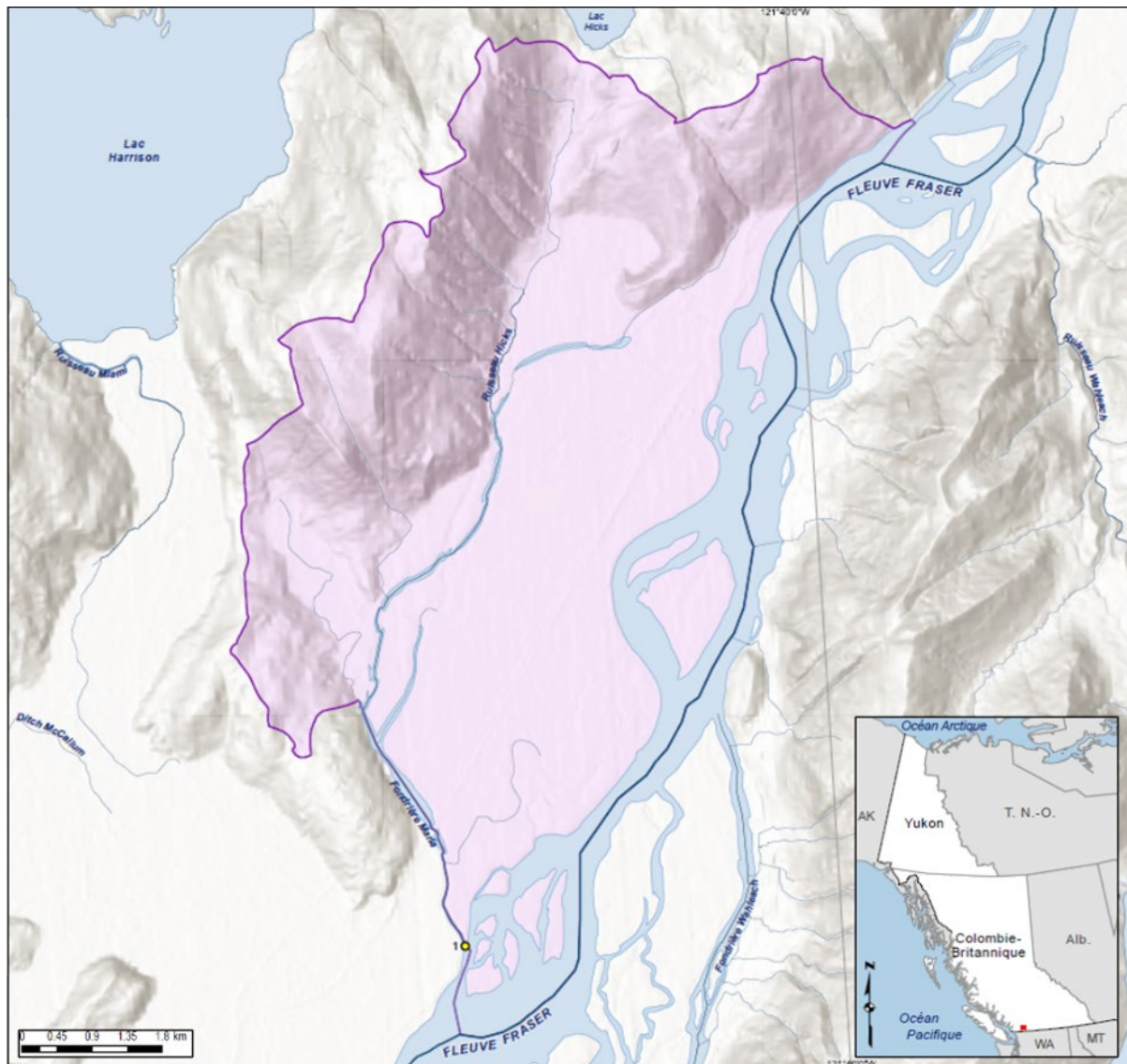


Figure 10. Carte de l'UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été (Maria). Produite par Coastal Resource Mapping Ltd pour Pêches et Océans Canada.

Le saumon chinook migre vers le marécage Maria, la seule frayère connue de l'UD 6, du 16 juillet au 31 août et fraie en octobre. Des saumons chinooks d'écloserie provenant du marécage Maria ont également été relâchés dans les marécages voisins de Camp et Hope, mais on ne sait pas si des populations se maintenant naturellement persistent dans ces zones, car on ne réalise pas de relevés sur les échappées à ces emplacements. Les années où les faibles débits ont restreint l'accès au marécage, on a observé des chinooks frayant dans le Fraser, immédiatement en aval de la confluence avec le marécage Maria. On ignore la répartition des alevins pendant les 50 à 160 jours qu'ils passent en eau douce (MPO 2007), mais ils utilisent probablement les habitats de la plaine d'inondation du bas Fraser et l'estuaire du Fraser avant de passer en milieu marin.

2.5.1.3 UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été

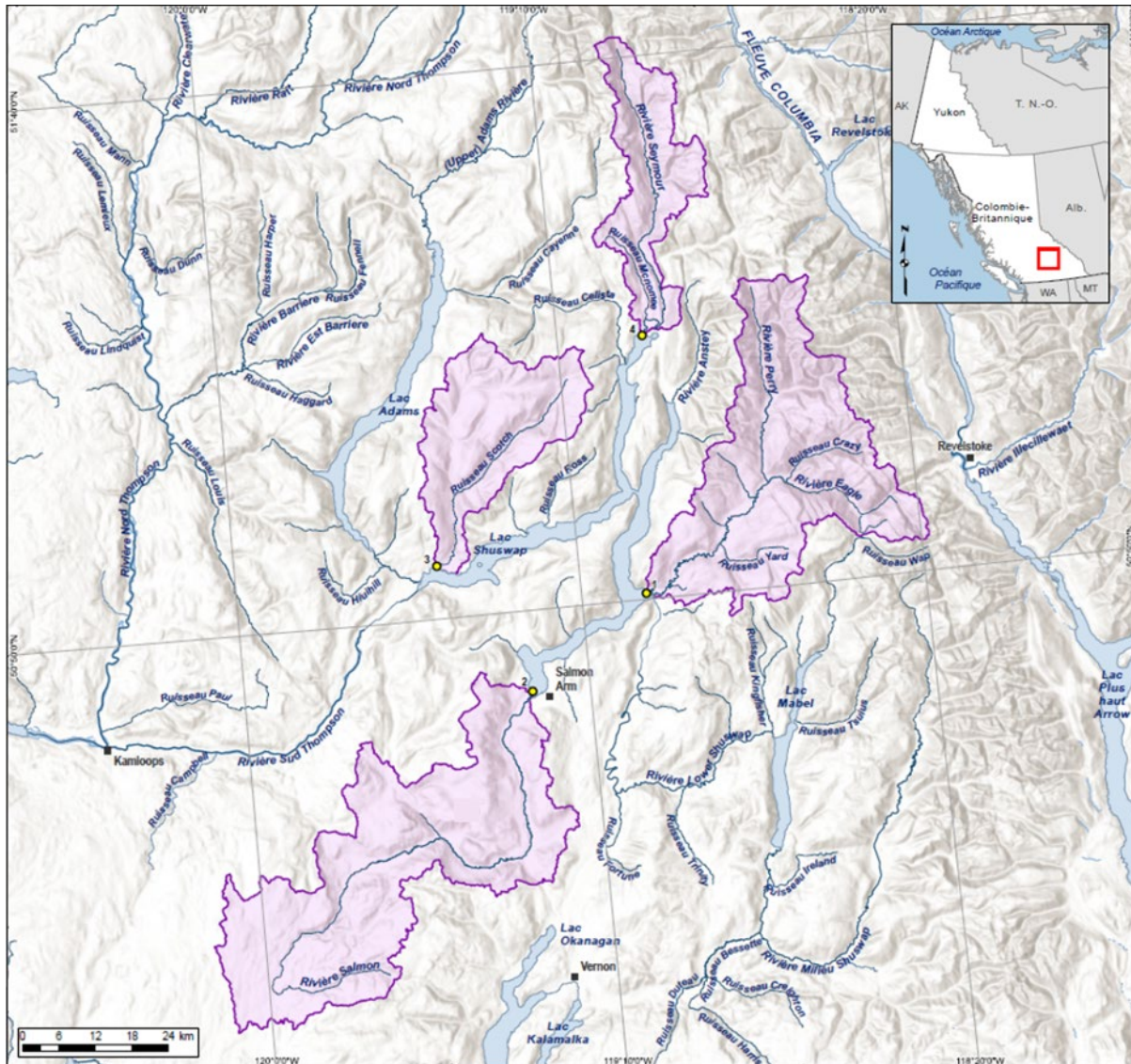


Figure 11. Carte de l'UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été. Produite par Coastal Resource Mapping Ltd. pour Pêches et Océans Canada.

On pense que la majorité des saumons chinooks de cette UD frayent dans les rivières Salmon, Eagle et Perry (la rivière Perry est un affluent de la rivière Eagle), avec une proportion plus faible dans la rivière Seymour et le ruisseau Scotch. Dans le réseau hydrographique de la rivière Eagle, les reproducteurs ont été observés depuis environ 10 km en aval de la rivière Perry, en amont du lac Griffin. La répartition des géniteurs dans la rivière Perry n'est pas documentée; cependant, on a trouvé des nids dans les deux kilomètres inférieurs de la rivière. Dans les rivières Salmon et Seymour et dans le ruisseau Scotch, la répartition des chinooks reproducteurs n'est pas bien connue, mais elle a probablement été influencée par la présence de barrières de dénombrement dans les rivières Salmon et Scotch.

La répartition des juvéniles est en grande partie inconnue; cependant, ceux qui se grandissent dans le bassin Eagle ont été observés dans le ruisseau Owlhead. Il est probable que les juvéniles de cette UD se comportent de la même manière que les autres chinooks d'un an dans

le Fraser. En général, on relève trois stratégies qui se chevauchent largement. Dans la première stratégie, les juvéniles émergent du nid et se déplacent passivement et activement vers l'aval, quittant leur rivière natale et grandissant dans le lac Shuswap et en aval dans la rivière Thompson Sud. L'hivernage a probablement lieu dans la basse Thompson et le bas Fraser avant la smoltification en avril ou en mai de leur deuxième printemps. Dans la deuxième stratégie, les juvéniles restent dans leur cours d'eau natal pendant le premier été après l'émergence, puis descendent en aval dans le lac Shuswap. L'hivernage peut avoir lieu dans le lac Shuswap, mais plus vraisemblablement dans les rivières Thompson Sud et basse Thompson, d'où ils effectueraient leur smoltification et passeraient en mer en avril et mai. Dans la troisième stratégie du cycle biologique des juvéniles, ils restent dans leur cours d'eau natal tout au long de leur première année après l'émergence et le quittent au printemps suivant.

2.5.1.4 UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps

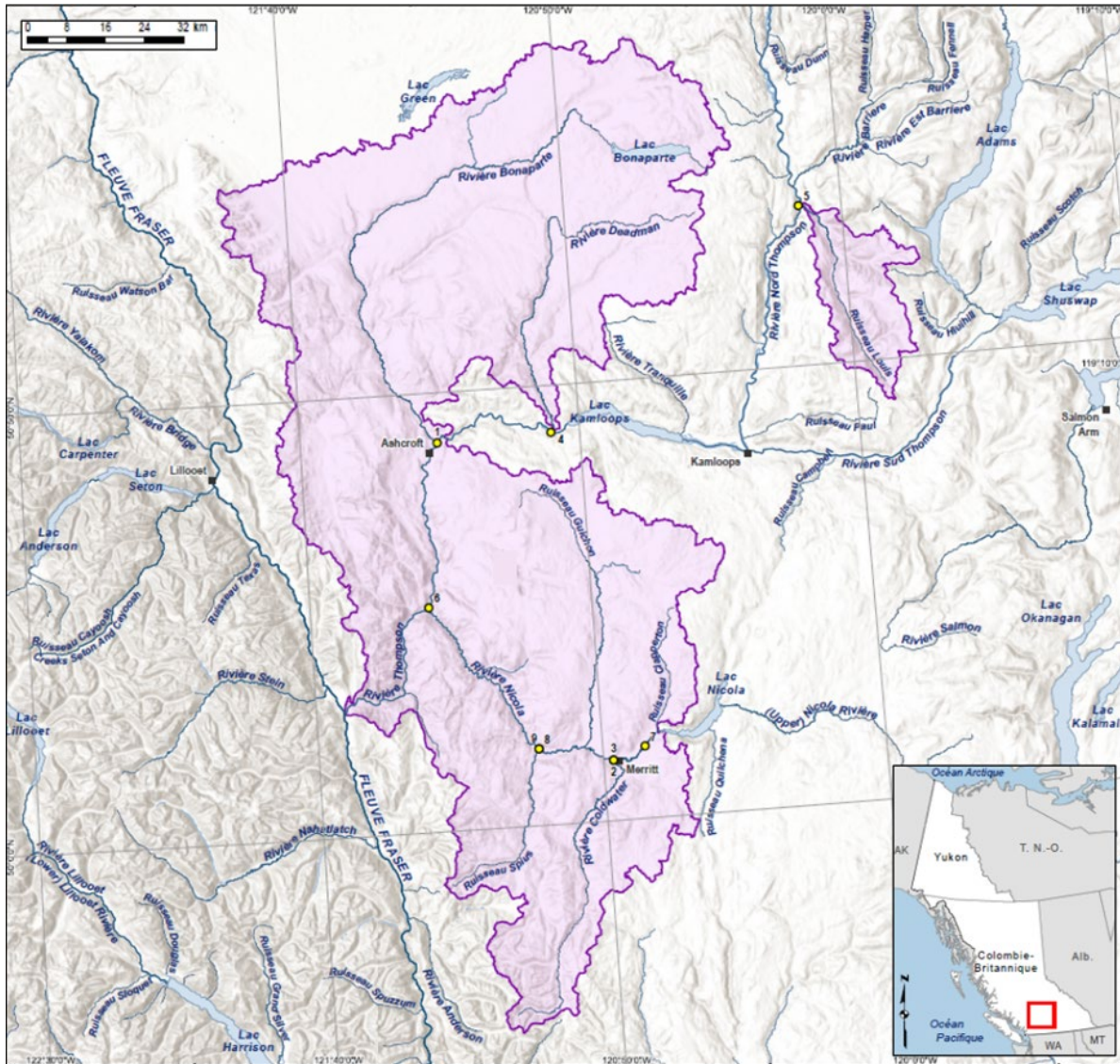


Figure 12. Carte de l'UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps. Carte produite par Coastal Resource Mapping Ltd pour Pêches et Océans Canada.

Le saumon chinook est présent dans la rivière Deadman et le ruisseau Criss, la rivière Bonaparte et le ruisseau Louis, et quatre stocks se trouvent dans le bassin de la rivière Nicola. Les saumons chinooks qui arrivent les premiers frayent dans la rivière Coldwater et dans le ruisseau Spius; ils occuperont également le ruisseau Maka si les niveaux d'eau permettent le passage. La majorité des chinooks de la rivière Nicola frayent entre les confluences de la rivière Coldwater et du ruisseau Spius. Une population relique pourrait exister dans le cours supérieur de la rivière Nicola et dans le ruisseau Spahomin. On a trouvé dans les ruisseaux Clapperton et Guichon des juvéniles qui grandissent dans le bassin de la rivière Nicola. Dans la rivière Bonaparte, le chinook fraye à la fois en aval et en amont de la passe à poissons jusqu'à la sortie du lac Youngs. Dans la rivière Deadman, la fraie a lieu dans le cours principal et dans le ruisseau Criss, le principal affluent de la rivière. Dans le ruisseau Louis, les poissons frayent en amont, au moins jusqu'à Whitecroft.

Comme dans l'UD 13, on observe trois stratégies de croissance des juvéniles qui se chevauchent largement. Dans la première stratégie, les juvéniles émergent du nid et se déplacent passivement et activement vers l'aval, quittant leur rivière natale et grandissant dans la basse Thompson et en aval dans le bas Fraser. Ce groupe passe probablement l'hiver surtout dans le bas Fraser avant la smoltification en avril ou en mai de leur deuxième printemps. Dans la deuxième stratégie, les juvéniles restent dans leur cours d'eau natal pendant le premier été après l'émergence, puis descendent en aval dans la basse Thompson. L'hivernage a probablement lieu dans la basse Thompson, d'où les saumoneaux effectueraient leur smoltification et passeraient en mer en avril et en mai. Dans la troisième stratégie du cycle biologique des juvéniles, ils restent dans leur cours d'eau natal tout au long de leur première année après l'émergence et le quittent au printemps suivant. L'exception serait le ruisseau Louis, dont les migrants vers l'aval peuvent s'installer dans la rivière Thompson Nord et traverser le lac Kamloops en aval jusqu'à la basse Thompson.

2.5.2. Répartition en mer

Comme indiqué dans l'élément 4, la répartition marine du saumon chinook diffère selon que le saumon est de type océanique ou de type fluvial. Le saumon chinook de type océanique a tendance à rester la plupart du temps dans le milieu marin sur le plateau côtier entre la Colombie-Britannique et l'Alaska, passant généralement son premier été dans la mer des Salish avant de migrer hors du détroit de Juan de Fuca et de se disperser le long du plateau continental (Healey 1991). En fin de compte, les juvéniles de l'UD 6 migrent vers le nord et grandissent sur le plateau continental, essentiellement entre la pointe nord de l'île de Vancouver et le détroit du Prince William, comme d'autres types océaniques qui migrent loin au nord. Le saumon chinook de type fluvial des UD 13 et 15 semble également passer son premier été dans le milieu marin de la mer de Salish, mais il migre ensuite vers le nord le long du plateau continental, traversant le golfe d'Alaska vers les îles Aléoutiennes. Sa répartition initiale est différente de celle du saumon chinook de type océanique car il quitte la mer des Salish par les détroits de Juan de Fuca et de Johnstone.

Bien que l'on ignore l'étendue complète de la répartition marine du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique au niveau de l'UD en raison d'un échantillonnage insuffisant pour caractériser de manière adéquate tous leurs lieux de croissance dans le Pacifique Nord, on peut inférer à partir de certaines données probantes découlant des MMC (des années 1970 à aujourd'hui). Des données tirées des MMC récupérées dans la pêche en haute mer sont illustrées sur les figures 9 à 13. On a utilisé les données tirées de la récupération des MMC du saumon chinook de la rivière Samish pour déduire la répartition marine des poissons de l'UD 1, pour laquelle on ne dispose ni d'un programme de MMC, ni d'une base de référence génétique. On pense que la rivière Samish est la comparaison la plus appropriée parce que les périodes

de montaison et les durées de génération moyennes sont similaires, et qu'elle a des ancêtres glaciaires communs. La majorité des MMC récupérées sur des saumons chinooks de la rivière Samish provenaient de poissons pêchés autour de Haida Gwaii, dans la mer des Salish et sur la côte de l'État de Washington, ce qui laisse supposer que l'UD 1 a une répartition relativement locale sur le plateau côtier. Les récupérations de MMC pour l'UD 6, le marécage Maria, dénotent une résidence marine sur la côte centrale et nord de la Colombie-Britannique et dans le golfe d'Alaska, la majorité des récupérations ayant lieu dans ces zones. Quelques MMC ont été récupérées sur des poissons en cours de maturation dans le détroit de Juan de Fuca et autour des îles San Juan, ainsi que dans le détroit de Georgia et le détroit de Johnstone, ce qui indique que la montaison dans le Fraser peut se faire par les entrées nord et sud. Il existe des données tirées de la récupération des MMC pour la plupart des populations des UD 13 et 15, à l'exception de la rivière Seymour et du ruisseau Scotch dans l'UD 13 et du ruisseau Louis dans l'UD 15. Comme mentionné précédemment, les juvéniles des UD 13 et 15 migrent vers le nord en longeant le plateau continental jusqu'au golfe d'Alaska, puis se dirigent vers l'île Kodiak et les îles Aléoutiennes. Des MMC ont été récupérées sur des adultes de l'UD 15 dans la pêche de la goberge dans la mer de Béring, ce qui indique que certains chinooks de l'UD 15 entrent dans la mer de Béring pendant l'été. On pense que les voies de migration pour la montaison des UD 13 et 15 traversent directement l'océan Pacifique depuis les îles Aléoutiennes jusqu'à la marge du plateau continental, à proximité du détroit de Juan de Fuca. Les récupérations de MMC pour l'UD 13 et l'UD 15 proviennent principalement des pêches pratiquées près des entrées de la mer des Salish et des pêches en eau douce qui ont lieu pendant les montaisons.

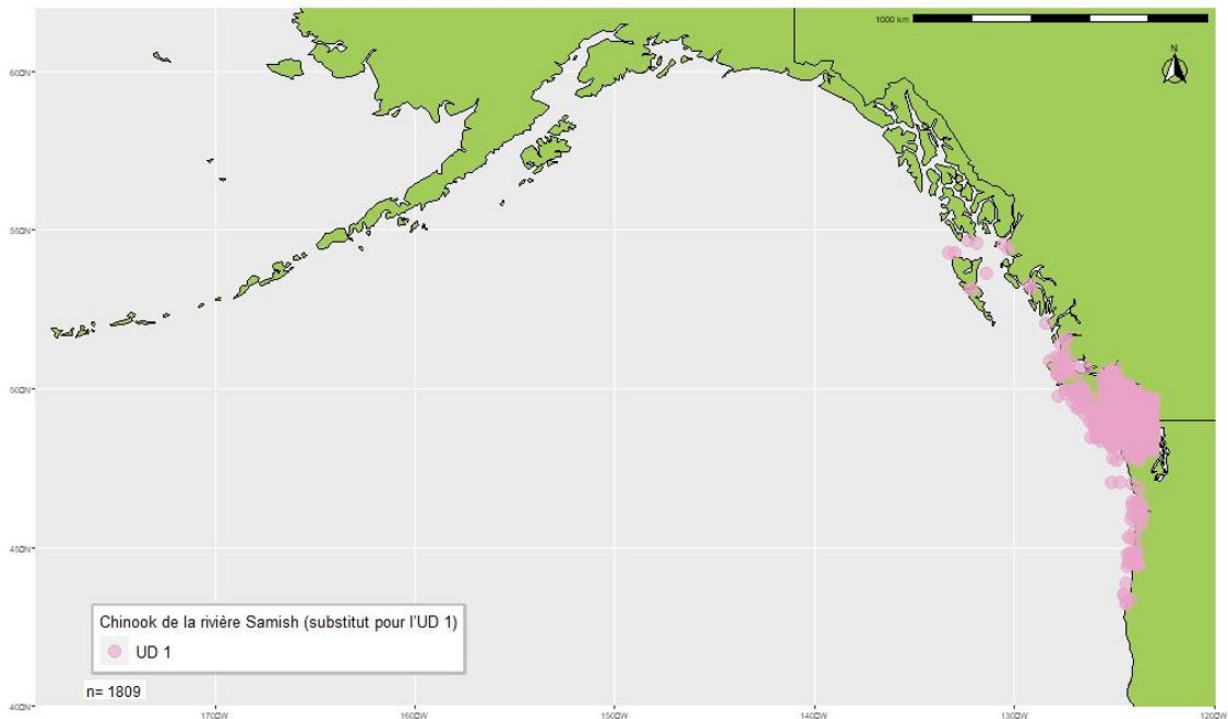


Figure 13. Récupérations de MMC dans les pêches en haute mer pour le type océanique à montaison en automne, en utilisant le saumon chinook de la rivière Samish comme substitut de celui de la baie Boundary (UD 1).

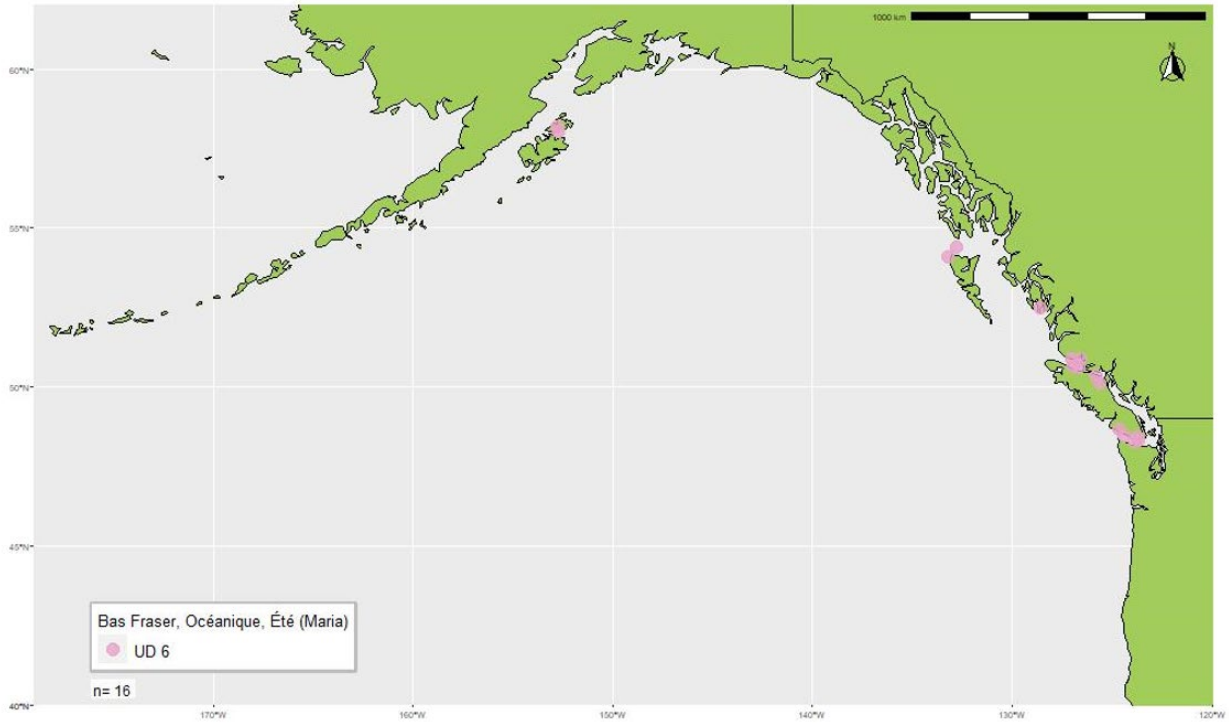


Figure 14. Récupérations de MMC de saumons chinooks du marécage Maria de type océanique à montaison estivale dans les pêches en haute mer (UD 6).

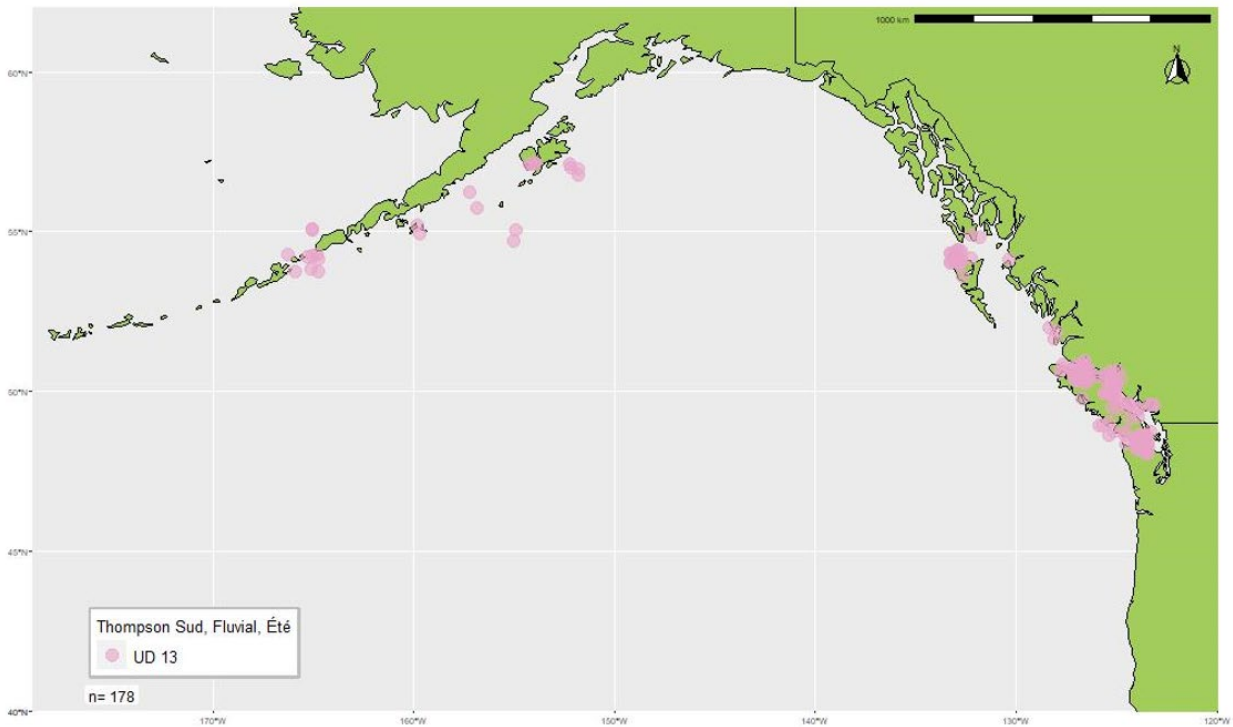


Figure 15. Récupérations de MMC de saumons chinooks de la rivière Thompson Sud de type fluvial à montaison estivale (UD 13).

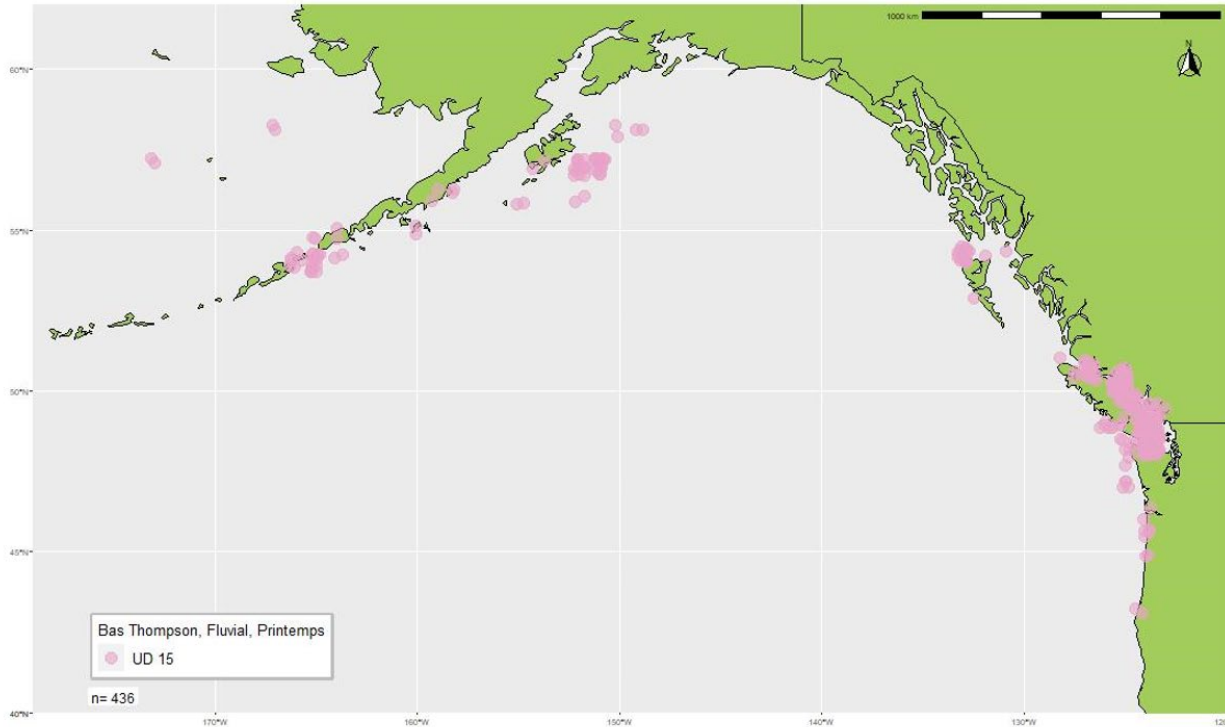


Figure 16. Récupérations de micromarques magnétisées codées de saumons chinooks de la basse Thompson de type fluvial à montaison printanière (UD 15).

2.6. ÉLÉMENT 6 : PRÉSENCE ET ÉTENDUE DES CONTRAINTES DE CONFIGURATION SPATIALE

2.6.1. Barrages

Dans ces quatre UD, les barrages imposent un degré de restriction variable pour le saumon chinook. Dans l'UD 1, des barrages marins existent le long du boulevard King George, près des embouchures des rivières Serpentine et Nicomekl. Ils ont été construits pour empêcher l'eau salée de pénétrer dans les champs agricoles et pour fournir de l'eau douce pour l'irrigation. Ce sont des vannes à commande hydraulique qui s'ouvrent passivement lorsque la pression venant de l'amont est supérieure à la pression opposée du côté aval (marée basse ou épisodes de pluie); à l'inverse, les vannes se ferment à marée haute, lorsque la pression est plus grande du côté aval. Le passage des poissons anadromes est limité aux périodes de débit sortant à marée basse, ce qui peut poser problème à la fin de l'été et au début de l'automne quand le niveau de l'eau de marée reste supérieur à celui de la rivière pendant de longues périodes, coïncidant avec la montaison des chinooks reproducteurs. De plus, ces périodes de fermeture peuvent également créer des problèmes d'osmorégulation qui risquent de toucher davantage les juvéniles de moins d'un an. On n'a pas quantifié la mesure dans laquelle les barrages marins sur les rivières Serpentine et Nicomekl influent sur la montaison des reproducteurs et la dévalaison des saumoneaux. Au début de 2020, on a annoncé que les deux barrages marins allaient être remplacés afin d'atténuer les inondations côtières à Surrey, dans la Première Nation de Semiahmoo et dans les collectivités du Delta. Ces nouvelles conceptions ont pour but d'alléger les problèmes de passage du poisson en installant des fentes de taille adéquate pour permettre le passage des chinooks adultes (Ville de Surrey 2019). Le remplacement du barrage marin de la rivière Serpentine devrait être achevé à l'automne 2022.

De petits barrages de retenue ont été construits sur des propriétés agricoles pour l'irrigation ou l'abreuvement du bétail. L'une de ces structures est située près de la 192^e rue et de l'avenue 3a sur le ruisseau Jenkins, un affluent de la rivière Little Campbell. On sait qu'elle empêche la montaison du coho vers les frayères en amont. Bien que ce barrage se trouve très probablement au-dessus de la limite amont de la migration du chinook de l'UD 1, on en ignore l'impact potentiel.

Il n'y a pas eu d'aménagement hydroélectrique sur le cours principal du Fraser, mais des barrages ont été construits dans ses affluents à des fins d'irrigation. Dans l'UD 15, il y a des barrages aux sorties des lacs Nicola, Mowich et Mamit. Le barrage du lac Nicola est muni d'une passe à poissons qui permet le passage des chinooks reproducteurs. Cependant, le barrage a été reconstruit à plusieurs reprises et l'accès à la passe à poissons n'a peut-être pas été constant d'une année à l'autre (Chuck Parken, MPO, Kamloops, C.-B., comm. pers. 2021). Le barrage a été utilisé pour rejeter stratégiquement de l'eau pendant les périodes de faible débit et de températures chaudes afin d'atténuer le stress thermique des poissons et de maintenir des débits d'alevinage appropriés. Le barrage du lac Mowich a été construit en vue de stocker l'eau pour l'irrigation et de fournir des débits d'entretien pour les poissons; il est considéré comme un obstacle complet pour le saumon chinook adulte. Aucun barrage connu n'existe dans les UD 6 et 13.

2.6.2. Obstacles naturels

Les glissements de terrain qui ont créé des rapides ou des chutes d'eau infranchissables ont entravé la migration du chinook dans les UD 13 et 15. Depuis 1914, Hells Gate a continué à retarder la migration du chinook pendant les débits élevés, en particulier pour les individus plus petits. Des passes à poissons ont été installées pour atténuer les problèmes de passage, mais on ignore dans quelle mesure le saumon chinook les utilise. Cependant, on ne pense pas que la relation entre le retard de la migration à Hells Gate et le succès de la reproduction pour ces UD soit problématique. Dans l'UD 13, les poissons anadromes sont limités aux 14,6 km inférieurs de la rivière Seymour en raison d'une chute d'eau de 6 m totalement infranchissable. Les ruisseaux South Pass et Crazy, des affluents de la rivière Eagle, ont tous deux des chutes d'eau infranchissables pour les chinooks adultes. Dans l'UD 15, une chute d'eau de 7 m sur la rivière Bonaparte a historiquement limité l'habitat du saumon aux 2,6 km inférieurs de la rivière. Une échelle à poissons a été construite en 1988 pour permettre aux poissons anadromes d'accéder à 140 km d'habitat approprié en amont. Pendant la montaison du chinook à l'automne 2020, on a utilisé un réseau de transpondeurs passifs intégrés (TPI) et un compteur de résistivité pour quantifier la proportion de saumons chinook qui traversait la passe migratoire. Sur les 141 poissons dont les profils de déplacement ont été analysés, 105 sont remontés vers l'amont et six d'entre eux ont traversé la passe à poissons (Michael Arbeider, MPO, Kamloops, C.-B., communication personnelle 2021). En outre, il existe des chutes infranchissables pour les chinooks adultes dans les ruisseaux Chasm et Clinton, deux affluents de la rivière Bonaparte, ainsi que dans le ruisseau Mow, un affluent de la rivière Deadman.

2.6.3. Connectivité des plaines d'inondation

La lutte contre les inondations et le développement agricole, en particulier dans le bas Fraser, ont entraîné une perte d'habitat hors chenal et fluvial. La perte de connectivité des plaines d'inondation a probablement réduit la capacité de charge de l'eau douce pour les UD de chinook du Fraser dont le cycle biologique dépend de ces zones non natales pour la croissance (Murray et Rosenau 1989). Le développement agricole et résidentiel à grande échelle dans la plaine d'inondation du bas Fraser ainsi que la construction de digues ont entraîné le drainage des zones humides, la dégradation des zones riveraines et la pollution des systèmes

aquatiques. La plupart des cours d'eau de la vallée du bas Fraser sont classés comme menacés ou en voie de disparition (Fraser River Action Plan (FRAP) 1998; Langer *et al.* 2000; Brown 2002; Rosenau et Angelo 2005). L'endiguement pour lutter contre les inondations a conduit à déconnecter la majorité des habitats humides de la plaine d'inondation du bas Fraser (Birtwell *et al.* 1988). Finn et ses collaborateurs (2021) ont quantifié la quantité d'habitat du saumon dans les cours d'eau et les plaines d'inondation perdue en raison des obstacles construits par les humains dans le bas Fraser en comparant l'étendue historique et actuelle de l'habitat. Ils ont constaté qu'il reste dans le bas Fraser environ 102 km² d'un habitat historique du poisson dans la plaine d'inondation de 659 km². Plus précisément, il reste 4,3 km² sur 91,9 km² (5 %) pour le chinook de la baie Boundary (UD 1) et 71,4 km² sur 467,4 km² (15 %) pour le chinook du marécage Maria (UD 6). On estime que les poissons de l'UD1 ont accès à 28 % de leur habitat fluviatile historique (184 km sur 660 km), dont 177 km ont été rendus inaccessibles, 116 km ont été canalisés et 182 km ont été perdus. Les poissons de l'UD 6 peuvent accéder à 38 % de leur habitat fluviatile historique (21 km sur 55 km), avec 21 km rendus inaccessibles et 13 km perdus.

2.6.4. Faibles niveaux d'eau

La migration et la reproduction du saumon chinook sont limitées lorsque les tronçons sont rendus inaccessibles en raison des faibles niveaux d'eau. De faibles niveaux d'eau se produisent naturellement de la fin de l'été à l'hiver dans les hydrogrammes alimentés par la fonte des neiges (UD 13 et 15), à une période coïncidant à celle de la fraie du chinook. Dans les hydrogrammes alimentés par la pluie (UD 1 et 6), les faibles niveaux d'eau se produisent généralement au printemps et en été, pendant la dévalaison des chinooks juvéniles. Bien que cette situation ne pose généralement pas de problèmes pour les saumons chinooks en montaison et en fraie, elle peut devenir un obstacle les années où le niveau d'eau est exceptionnellement bas, surtout lorsqu'il est associé à une pression accrue des prélèvements agricoles sur les rivières. Bien qu'il soit peu probable que les prélèvements abaissent les débits jusqu'à créer un obstacle physique, les faibles niveaux d'eau et des températures estivales élevées peuvent créer une barrière thermique. Ce problème se pose particulièrement dans les UD 13 et 15, où les étés ont tendance à être chauds et secs et où les pressions agricoles ont augmenté ces dernières années. Ce problème risque de devenir plus fréquent avec les changements climatiques.

Les faibles niveaux d'eau présentent des défis supplémentaires pour les chinooks en migration lorsqu'ils doivent franchir des ponceaux pour accéder à l'habitat. Les ponceaux mal conçus imposent une grande restriction de la hauteur d'entrée ou leur forme et leur position ne sont pas adaptées pour fournir des profondeurs de l'eau adéquates pendant les périodes de faible débit, ce qui pose des problèmes pour le passage du poisson. Le chinook de l'UD 1 est particulièrement touché par les basses eaux et les ponceaux en raison du paysage fortement urbanisé de cette UD. On a déterminé qu'un ponceau situé sur la 104^e avenue sur la rivière Serpentine (UD 1) constitue un obstacle constant au passage selon les critères établis dans le document *Field Assessment for Determining Fish Passage Status* (ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique 2011). Historiquement, on a observé des chinooks reproducteurs en amont du ponceau, mais on n'y voit pas de poissons anadromes actuellement⁷. On sait qu'un autre ponceau perché, sur le ruisseau Jacobsen (affluent de la rivière Little Campbell), restreint la montaison des cohos vers la frayère en amont. On ignore si

⁷ Backman, D.C. et Simonson, T.L. 1985. The Serpentine River watershed salmonid resource studies, 1984-85. Unpublished report prepared for the Tynehead Zoological Park.

le chinook de l'UD 1 migrerait aussi loin en amont, mais un projet est en cours en 2022 pour restaurer l'accès et permettre le franchissement de cet obstacle.

Un ponceau à dalot en béton, au km 26 du chemin de fer du Canadien Pacifique (CPR) sur la rivière Eagle (UD 13), entrave la migration des poissons pendant les périodes de faible débit et bloque un habitat de fraie et d'alevinage de grande qualité en amont. On pense que cet obstacle existe depuis des décennies, mais qu'il est passé inaperçu en raison de son éloignement. Plusieurs études ont été menées et des options d'atténuation ont été explorées après que le CP a été informé de l'obstacle en 2002; cependant, la complexité de la situation et les coûts de l'atténuation ont retardé la recherche d'une solution. Au km 25, une dérivation souterraine de la rivière Eagle à travers la voie ferrée peut entraîner l'assèchement du cours principal et des mortalités massives du poisson. De plus, une obstruction partielle au km 6 de la rivière Perry (un affluent de la rivière Eagle), une zone connue pour être une frayère du chinook, peut limiter le passage du poisson à certains niveaux d'eau. Sur la rivière Salmon (UD 13), une portion de près de 13 km du tronçon médian de la rivière s'écoule sous terre avant de refaire surface dans la communauté de Westwold pendant la majeure partie de l'année. Un déversoir d'irrigation, situé à l'ouest de Falkland près de la traversée de l'autoroute 97, peut également constituer un obstacle au passage du poisson lorsque le niveau d'eau est bas. En 1998, avant l'installation d'un ponceau perché sur le ruisseau Rumball entre la rivière Salmon et la route Foothills, on a constaté que des chinooks juvéniles utilisaient la zone en amont de ce ponceau pour la croissance.

L'habitat de fraie du marécage Maria est principalement constitué de quatre chenaux de fraie construits pour lesquels des bermes concentrent le débit dans les zones offrant un gradient et un substrat appropriés. Ces chenaux de fraie risquent d'avoir un faible débit s'ils sont bloqués par l'activité des castors ou en cas de rupture de la berme, qui pourrait faire en sorte que le débit contourne l'habitat de fraie. Un ponceau de décharge qui fuyait a été réparé en 2021, afin de maximiser le débit dans les chenaux de fraie.

2.6.5. Obstacles prévus

Dans l'UD 13, on craint une possible avulsion du chenal sur la rivière Seymour qui restreindrait les tronçons inférieurs du chenal actuel où une partie importante de la fraie du saumon chinook a lieu. Il est également possible qu'une future infrastructure de protection contre les inondations soit construite dans le marécage Maria, qui forcerait la montaison à passer par les vannes de crue et pourrait avoir un impact sur les juvéniles qui dévalent par les pompes.

2.7. ÉLÉMENT 7 : ÉVALUATION DE LA NOTION DE RÉSIDENCE ET DESCRIPTION POUR LE SAUMON CHINOOK

La LEP définit la résidence comme un « gîte – terrier, nid ou autres aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant toute ou une partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation » (MPO 2015). Les nids, c'est-à-dire les nids de fraie construits par les saumons du Pacifique et d'autres espèces de poissons, sont considérés comme des résidences car ils répondent aux critères suivants :

- des individus (et non une population) font un investissement (par exemple, énergie, temps, défense) dans le nid ou investissent dans sa protection;
- l'emplacement et les caractéristiques du nid contribuent au succès d'une fonction du cycle biologique (reproduction et croissance);

-
- le nid est un lieu central dans le domaine vital plus large d'un individu, l'espèce y revenant de manière répétée pour accomplir une fonction vitale précise; et

un aspect unique est associé au nid, de sorte que s'il était « endommagé », les individus ne seraient généralement pas en mesure de déplacer immédiatement l'achèvement des fonctions du cycle biologique à un autre endroit sans que cela entraîne une perte de la valeur adaptative (MPO 2015). Le saumon chinook est semelpare et ne peut donc pas remplacer un nid endommagé après sa mort. Les œufs fécondés sont fonctionnellement immobiles jusqu'à ce que l'œuf se développe en alevin. Les œufs doivent rester enfouis profondément dans le gravier, afin de ne pas être dévorés par d'autres poissons prédateurs, comme les cottidés (Steen et Quinn 1999; Foote et Brown 1998).

3. MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DU SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE

3.1. ÉLÉMENT 8 : MENACES PESANT SUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT

Ce rapport suit la définition des menaces donnée dans l'avis scientifique « Lignes directrices sur l'évaluation des menaces » (MPO 2014b). Dans le contexte de la présente évaluation du potentiel de rétablissement, une menace est définie comme une activité ou un processus anthropique qui a causé, cause ou peut causer des dommages au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, sa mort ou des modifications néfastes de son comportement, ou la destruction, la détérioration ou la perturbation de son habitat jusqu'au point où des effets sur la population peuvent se produire. Les facteurs limitatifs sont définis comme des facteurs naturels (abiotiques ou biotiques) qui nuisent à la productivité des populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Une activité anthropique peut exacerber un processus naturel et être considérée comme une menace, ce qui est important à prendre en compte dans le contexte de l'élément 10, Facteurs limitatifs.

Les catégories de menaces sont fondées sur le système unifié de classification des menaces du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation (Salafsky *et al.* 2008), que le COSEPAC utilise pour évaluer la situation des espèces sauvages. Le système de classification des menaces a été élaboré à l'origine pour définir les grandes catégories de menaces. L'évaluation des catégories de menaces respecte les « Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril » du MPO (MPO 2014b), dans la mesure du possible dans le contexte des données et de l'information limitées sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans les eaux canadiennes (MPO 2014b). Pour ces quatre UD, un groupe de travail composé de biologistes du MPO et de représentants du milieu universitaire et des Premières Nations a évalué les menaces selon la méthode d'évaluation des menaces du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation utilisée par le COSEPAC au cours d'un atelier de trois jours, du 12 au 14 octobre 2021, dirigé par un animateur du COSEPAC (annexe E). Le groupe a traité chaque UD individuellement et a examiné toutes les catégories de menaces avec l'aide d'un modérateur du COSEPAC pour s'assurer de noter les menaces selon les directives du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation. Pour chaque catégorie de menaces, il a procédé à un sondage afin de recueillir l'opinion des experts et, après une discussion de groupe, le classement des menaces a été déterminé par vote. Si les experts du groupe avaient des avis contradictoires, la menace était notée avec un impact inconnu. Sinon, aucune menace n'a été notée sans un consensus du groupe. Les évaluations des menaces déterminées durant l'atelier ont ensuite été converties selon la méthode d'évaluation normalisée du MPO (MPO 2014b).

Les sections suivantes représentent le raisonnement utilisé pour estimer les probabilités d'occurrence, les niveaux d'impact, les certitudes causales et les occurrences, fréquences et étendues des menaces pour les tableaux ci-après. Les définitions détaillées des niveaux des aspects susmentionnés se trouvent dans le document du MPO (MPO 2014b). L'occurrence et la fréquence de chaque menace dans les tableaux ci-après ne sont pas abordées explicitement dans les sections suivantes afin d'éviter une répétition excessive. Pour toutes les menaces, l'occurrence de la menace est historique/actuelle et anticipée, car chaque menace évaluée s'est produite, se produit et devrait se produire à l'avenir. La fréquence des menaces est soit récurrente, pour les menaces qui ne sont pas censées se produire régulièrement, soit continue, pour celles qui sont censées se produire fréquemment ou avoir des impacts continus. Dans le texte, les catégories sont organisées dans l'ordre dans lequel elles apparaissent dans la liste des menaces du COSEPAC et non selon le risque de la menace. Les résultats de l'évaluation de l'atelier pour chaque catégorie de menaces sont résumés dans les tableaux ci-après, y compris le risque de la menace par UD, et sont organisés par risque de la menace. Les tableaux complets des menaces pour chaque UD évaluée pendant l'atelier sont disponibles dans l'annexe E. Dans certains cas, une catégorie de risque de menace a été omise si elle n'était pas considérée comme une menace pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les catégories omises sont indiquées en haut de la section.

Tableau 19. Définitions des niveaux d'impact, de la probabilité d'occurrence et de la certitude causale pouvant être attribués à chaque catégorie de menaces. Les définitions ont été modifiées par rapport à celles figurant dans MPO (2014b) afin de préciser que le niveau d'impact a été évalué en fonction du déclin prévu du niveau de la population au cours des trois prochaines générations si les menaces ne sont pas atténuées avec succès.

a)

Niveau des répercussions	Définition
Extrême	Déclin important de la population (p. ex. 71 à 100 %) sur les trois prochaines générations et possibilité de disparition.
Élevé	Perte de population importante (de 31 % à 70 %) sur les trois prochaines générations ou menace compromettant la survie ou le rétablissement de la population.
Moyen	Perte modérée de population (de 11 % à 30 %) sur les trois prochaines générations ou menace susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.
Faible	Peu de changements dans la population (de 1 % à 10 %) sur les trois prochaines générations ou menace peu susceptible de compromettre la survie ou le rétablissement de la population.
Inconnu	Aucune connaissance, documentation ou donnée antérieure pour orienter l'évaluation de la gravité de la menace pour la population.
Négligeable	Variation négligeable de la population (<1 %) sur les trois prochaines générations ou menace susceptible de compromettre de manière négligeable la survie ou le rétablissement de la population.

b)

Probabilité de réalisation	Définition
Connue ou très susceptible de se réaliser	Cette menace a été signalée dans 91 % à 100 % des cas.
Susceptible de se réaliser	Il y a de 51 % à 90 % de risques que cette menace survienne actuellement ou éventuellement.
Peu probable	Il y a de 11 % à 50 % de risques que cette menace survienne actuellement ou éventuellement.
Faible	Il y a au plus de 1 à 10 % de risques que cette menace survienne actuellement ou éventuellement.
Inconnue	Il n'existe aucune donnée ni aucune connaissance préalable attestant de l'occurrence de cette menace.

c)

Certitude causale	Définition
Très élevée (1)	Des preuves très solides indiquent que la menace se réalise et l'ampleur des effets sur la population peut être quantifiée.
Élevée (2)	Des preuves concluantes établissent un lien de cause à effet entre la menace et le déclin des populations ou le danger pour la survie ou le rétablissement.
Moyenne (3)	Des preuves établissent un lien de cause à effet entre la menace et le déclin des populations ou le danger pour la survie ou le rétablissement.
Faible (4)	Des preuves limitées soutiennent un lien théorique entre la menace et le déclin des populations ou le danger pour la survie ou le rétablissement.
Très faible (5)	Un lien plausible non prouvé indique que la menace entraîne un déclin de la population ou met en danger sa survie ou son rétablissement.

3.1.1. Développement résidentiel et commercial

3.1.1.1 Zones résidentielles et urbaines

La menace posée par les zones urbaines et résidentielles comprend les nouvelles empreintes des villes, des villages et des établissements humains, y compris le développement non résidentiel généralement intégré au logement (catégorie de menaces 1.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). La pollution par les eaux usées domestiques et urbaines est examinée dans la section 3.1.9 Pollution and Contaminants (catégorie de menaces 9.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

La vallée du bas Fraser et le sud de la partie continentale sont fortement urbanisés et l'expansion devrait se poursuivre à un rythme faible; cependant, l'accroissement des populations humaines entraînera une densification accrue de ces zones et, à terme, de nouveaux développements qui pourraient empiéter sur l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. L'aménagement en amont du sud de la partie continentale se

poursuivra au fil du temps, mais des impacts importants dans l'eau, au-delà de ceux qui se produiront dans le bas Fraser et la baie Boundary, sont improbables en raison de la densité réduite dans ces zones.

L'empreinte des caravanes flottantes a été prise en compte dans cette catégorie, car elles se trouvent directement dans l'habitat aquatique. On compte actuellement environ 300 maisons flottantes dans le bas Fraser, en aval de Maple Ridge⁸. Dans le cours inférieur de la rivière Nicomekl (UD 1), il existe un mouillage d'environ 15 bateaux habités toute l'année; cependant, on ignore le type des bateaux et le nombre d'habitants. Comme le prix des terrains dans le sud de la partie continentale continue d'augmenter, il est possible que le nombre de bateaux et de caravanes flottantes dans la région augmente. Des caravanes flottantes sont présentes dans le lac Shuswap (UD 13) pendant les mois d'été; toutefois, leur impact est probablement minime en raison de leur caractère saisonnier et de leur faible densité. On ignore l'impact total des caravanes flottantes, mais il ne devrait pas être positif.

La portée de cette menace est généralisée pour les quatre UD parce que tous les saumons juvéniles et adultes traversent les rivières du sud de la partie continentale pendant leur migration, où ils rencontreront probablement les nouveaux développements et les nouvelles caravanes flottantes. L'habitat éphémère utilisé par les chinooks juvéniles dans l'UD 1 est menacé par la pression croissante pour augmenter l'offre de logements dans le sud de la partie continentale. Le chinook de type fluvial (UD 13 et 15) et de type océanique (UD 6) sont menacés par le nouveau développement urbain entre Hope et Mission, car les juvéniles de type fluvial hivernent dans ces zones et le chinook de type océanique y grandit; l'élimination de cet habitat pourrait entraîner une concurrence accrue, le surpeuplement d'autres zones et une réduction de la capacité de l'habitat pour la production de chinook. Le développement urbain futur représente probablement une certaine menace pour toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais on en ignore le niveau d'impact pour l'instant.

3.1.1.2 Zones commerciales et industrielles

Les menaces posées par les zones commerciales et industrielles comprennent les nouvelles empreintes des activités industrielles et d'autres centres commerciaux, notamment les usines de fabrication, les centres d'achats, les édifices à bureaux, les bases militaires, les centrales électriques, les chantiers navals et ferroviaires et les aéroports (catégorie de menaces 1.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Le bas Fraser et le sud de la partie continentale autour de la baie Boundary sont très développés et de multiples projets d'expansion commerciale et industrielle ont été proposés. Il existe un certain nombre de développements industriels sur les rives du Fraser et des rivières de la baie Boundary, dont certains empiètent sur l'habitat essentiel dans l'estran. Roberts Bank est l'un de ces développements, un environnement de 8 000 ha de berges situé dans la partie sud du delta du Fraser, qui a été le site de deux grands aménagements portuaires depuis 1960 : le terminal de traversiers de Tsawwassen et le terminal charbonnier de Roberts Bank (Tarbotton et Harrison 1996; Sutherland *et al.* 2013). Cette zone fournit un important habitat de croissance des juvéniles pour toutes les espèces de saumons du Pacifique, y compris le chinook du sud de la Colombie-Britannique, avant leur migration vers la mer; les développements de Roberts Bank ont entraîné des changements dans les flux des marées, les profondeurs de l'eau, le transport des sédiments et le régime des vagues, en plus de changements marqués dans l'abondance et la composition des communautés de zostère (Tarbotton et Harrison 1996) (la pollution générée par ces développements est examinée dans

⁸ Peace Arch News. 2017. [Homeless count records people living on South Surrey River. Peace Arch News](#). [Consulté le 17 novembre 2021]

la section 3.1.9 Pollution and Contaminants). Le projet de développement d'un nouveau terminal à conteneurs maritimes à Roberts Bank a suscité des inquiétudes entourant ses impacts futurs sur un habitat déjà très dégradé (voir un examen détaillé du projet d'aménagement et de ses impacts potentiels dans Raincoast Conservation Foundation [2016⁹]). L'initiative Metro 2050 Regional Growth Strategy (stratégie de croissance régionale d'ici 2050 pour Metro Vancouver) propose également une expansion urbaine dans le sud de la partie continentale, notamment le long du bas Fraser (Metro Vancouver 2021), mais on ignore les empreintes et les impacts précis. La rivière Little Campbell est le bassin hydrographique le moins développé de l'UD 1 car une grande partie de celui-ci est actuellement bordée par le réservoir des lacs Arrow. Cependant, la Ville de Surrey a approuvé en 2017 le plan d'utilisation des terres de South Campbell Heights, qui propose d'étendre la limite de sa zone urbaine de 600 acres pour soutenir le développement industriel. Coupée en deux par la rivière Little Campbell, la zone du plan comprend des zones de la plaine d'inondation associées à la rivière et recouvre l'aquifère Brookwood, un aquifère à nappe libre qui fournit le débit de base de la rivière. De plus, une aire de stationnement pour camions de 77 acres a été proposée à côté de la rivière Little Campbell¹⁰. Ce parc permettrait de garer les camions, de les laver, d'effectuer des vidanges d'huile et des changements de pneus, et d'installer des toilettes. Bien que l'on ignore actuellement si les expansions proposées susmentionnées seront réalisées, ces développements devraient entraîner des pertes nettes d'habitat et avoir un impact négatif global sur toutes les UD de chinook du sud de la Colombie-Britannique.

La portée de cette menace est généralisée car toutes les UD migrent par les rivières du sud de la partie continentale et seront également touchées par l'empiètement de nouvelles zones industrielles. Bien que les impacts du développement industriel sur le chinook du sud de la Colombie-Britannique n'aient pas été quantifiés, les experts de l'atelier sur le calcul des menaces ont convenu qu'il y a probablement un faible niveau d'impact pour les UD dans le bas Fraser (UD 6-Maria, UD 13-ThS-1.3 et UD 15-BTh-1.2) et un impact inconnu pour l'UD 1 (baie Boundary) puisqu'une partie de leur habitat est concentrée dans des zones subissant des pressions continues de développement. Il est important de noter qu'il ne s'agit que de l'impact des nouvelles activités; l'impact qui a résulté de l'empiètement passé du développement dans l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique n'a pas été pris en compte dans l'évaluation du niveau de risque de cette menace.

3.1.1.3 Tourisme et loisirs

Les menaces posées par le tourisme et les loisirs comprennent les nouveaux sites touristiques et récréatifs ayant une empreinte importante (catégorie de menaces 1.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Il y a une forte concentration de marinas, de rampes de mise à l'eau et de quais privés dans le bas Fraser et le cours inférieur de la rivière Nicomekl, et la densification urbaine croissante dans le sud de la partie continentale pourrait intensifier la pression du développement dans un habitat déjà très dégradé. On ne dispose pas actuellement d'assez d'informations pour prédire la quantité de développement du tourisme et des loisirs qui se produira dans l'une ou l'autre des UD, mais il faut s'attendre à des mises à niveau et à des expansions des marinas. Les structures immergées, telles que les marinas, limitent la lumière naturelle en dessous et à côté d'elles, ce qui entraîne une réduction de la croissance et de la densité des plantes aquatiques;

⁹ Raincoast Conservation Foundation. 2016. [Roberts Bank Terminal 2 Assessment - Sufficiency and Technical Merit Review](#). [Consulté le 14 mars 2022]

¹⁰ Peace Arch News. 2015. [Truck Park Planned near Little Campbell River](#). [Consulté le 24 novembre 2021]

dans certains cas, les phanérogames marines peuvent disparaître complètement (Burdick et Short 1999; Shafer 1999). Une étude a révélé que même certains efforts d'atténuation, comme l'installation de grilles sur les plateformes, n'atténuent pas totalement les impacts de l'ombrage (Fresh *et al.* 2006). Ces structures, bien que petites en soi, ont tendance à être regroupées dans des zones d'herbiers marins et pourraient avoir des impacts cumulatifs. Dans l'UD 13, le trafic et les infrastructures touristiques, y compris des structures immergées, sont considérables dans le lac Shuswap et tous ces facteurs peuvent augmenter.

Les impacts du développement du tourisme, en particulier des marinas, sur le saumon chinook ne sont pas connus avec certitude. La portée de cette menace est généralisée pour toutes les UD de chinook du sud de la Colombie-Britannique, car tous les juvéniles et les adultes qui migrent ou qui grandissent dans le bas Fraser ou la baie Boundary rencontreront probablement ces nouveaux développements. Les aménagements touristiques peuvent également se produire dans des milieux marins proches du rivage, très probablement près de zones peuplées comme Vancouver, la Sunshine Coast et le sud-est de l'île de Vancouver; cependant, les impacts sur le chinook du sud de la Colombie-Britannique sont probablement négligeables.

Tableau 20. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des zones urbaines et résidentielles pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Zones résidentielles et urbaines	UD 1	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 21. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des zones commerciales et industrielles pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Zones commerciales et industrielles	UD 1	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 22. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du tourisme et des loisirs pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Zones touristiques et récréatives	UD 1	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

3.1.2. Agriculture et aquaculture

La catégorie de menaces 2.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation n'a pas été incluse dans cette section car, à notre connaissance, il n'y a pas de nouveaux développements dans le domaine du bois ou de la pâte à papier qui empièteront sur l'une des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dont il est question dans ce rapport.

3.1.2.1 Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois

Les menaces posées par les cultures non ligneuses annuelles ou vivaces comprennent les nouvelles empreintes des exploitations agricoles, des plantations, des vergers, des vignobles, des systèmes d'utilisation mixte des terres agroforestières (catégorie de menaces 2.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Les menaces résultant de l'utilisation de produits agrochimiques, plutôt que de la conversion directe des terres à des fins agricoles, sont incluses dans la section 3.1.9.3 Agricultural and Forestry Effluents Agricultural and Forestry Effluents (catégorie de menaces 9.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

L'utilisation des terres adjacentes au bas Fraser et à la baie Boundary est importante, la plupart des aménagements existants se trouvant derrière des digues. Ces dernières années, les îles du Fraser près de Chilliwack (comme l'île Herrling) ont été défrichées pour permettre l'intensification de l'agriculture. Selon le ministère de l'Agriculture de la Colombie-Britannique (2016), 67 % des terres (37 669 ha) du district régional de la vallée du Fraser (Abbotsford, Chilliwack, Hope, Kent, Mission, Harrison Hot Springs) sont activement exploitées en agriculture ou soutiennent l'agriculture, et il ne reste que 18 % des terres disponibles pour un développement futur potentiel. La majeure partie des 18 % restants (9 943 ha) est constituée de zones relativement petites et offre des possibilités limitées de développement agricole, notamment la construction de serres sur les champs existants, qui peuvent réduire les zones de cours d'eau en limitant les zones riveraines et en modifiant les berges. De 2006 à 2016, la superficie des terres utilisées pour les serres dans la vallée du Fraser a augmenté de 400 000 m² (Fraser Valley Regional District 2017). L'intensification de l'exploitation ou la conversion des terres agricoles existantes dans le bas Fraser est donc une menace possible pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans les années à venir.

De vastes empreintes agricoles existent dans certaines zones des quatre UD. Cependant, cette menace n'a pas été évaluée pour les UD 1 et 15 car on ne prévoit pas de croissance des empreintes agricoles. Les rivières Serpentine, Nicomekl et Little Campbell sont en majorité actuellement bordées par l'agriculture, à l'exception du développement urbain sur la rive sud du cours inférieur de la rivière Nicomekl. Cependant, il est peu probable que l'agriculture augmente dans l'UD 1, car toutes les terres non développées devraient plutôt soutenir un développement résidentiel ou industriel. Cette menace a été évaluée comme ayant une faible portée pour les UD 6 et 13, avec des impacts légers. Dans l'UD 13, l'agriculture extensive est présente dans le cours inférieur de la rivière Eagle et devrait augmenter dans les tronçons supérieurs de la rivière Salmon. La conversion des forêts en terres agricoles peut également entraîner une perte importante des habitats d'hivernage dans tout l'habitat d'eau douce, en particulier lorsque les niveaux d'eau sont élevés. Il reste une zone riveraine limitée dans le bas Fraser pour contribuer à l'habitat d'hivernage des yearlings du saumon chinook du Fraser, et la poursuite du développement agricole empiétant sur l'habitat déjà restreint des chenaux latéraux et des bras morts pourrait avoir des impacts sur le saumon chinook du Fraser. Il est difficile de prédire l'ampleur des impacts du développement futur, mais on prévoit certains impacts négatifs pour les UD 6 et 13.

3.1.2.2 Élevage et élevage à grande échelle

La menace liée à l'élevage, à l'agriculture et à l'élevage à grande échelle est définie comme l'impact direct des animaux terrestres domestiques élevés dans un endroit sur des ressources d'élevage ou non locales, ainsi que des animaux domestiques ou semi-domestiqués autorisés à errer dans la nature et soutenus par des habitats naturels (catégorie de menaces 2.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les impacts directs du bétail touchent principalement le stade biologique des œufs du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, les animaux perturbant, altérant, endommageant ou détruisant les nids lorsqu'ils traversent les cours d'eau ou y restent debout. Bien que le bétail (principalement les bovins) puisse pénétrer dans l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans toutes les UD, les impacts de cette menace sont considérés comme négligeables ou inexistantes en raison de l'emplacement des exploitations d'élevage de bovins. Le bétail ne pénètre généralement que dans les sections à faible pente des rivières et on pense que les zones tampons riveraines et les clôtures le dissuadent d'entrer dans les cours d'eau ou de les traverser, limitant ainsi l'étendue des impacts. Il convient toutefois de noter que, malgré les réglementations relatives à l'utilisation de clôtures pour empêcher le bétail de pénétrer dans les cours d'eau, leur application est difficile et souvent inexistante et des bovins pénètrent actuellement dans les cours d'eau et les zones riveraines dans l'UD 15.

Cette menace a été jugée de faible portée pour l'UD 13, de portée restreinte pour l'UD 15 et n'a pas été évaluée pour les UD 1 et 6. On a observé des bovins dans la rivière Salmon (UD 13) et dans les rivières Nicola, Deadman et Bonaparte et le ruisseau Louis (UD 15). Le bétail pourrait éventuellement pénétrer dans les lits des cours d'eau dans les parties peu profondes du marécage Maria, de la rivière Bonaparte, de la rivière Coldwater et du ruisseau Spius. Dans le bassin de Nicola, cependant, le bétail se trouve généralement dans des zones à plus grande altitude lorsque les chinooks reproducteurs sont présents. Dans les réseaux hydrographiques où des bovins sont présents, leur impact est probablement négligeable. Cette affirmation est confirmée par une étude menée dans l'Oregon qui a révélé que le bétail entrait en contact avec les nids de salmonidés moins de 0,01 % du temps lorsqu'il se trouvait à proximité de nids actifs de chinook à montaison printanière (Ballard et Krueger 2005). En plus du piétinement direct des nids, le bétail peut avoir des impacts importants en déstabilisant les berges et en intensifiant la sédimentation dans les cours d'eau. Ces impacts sont évalués dans la section 3.1.9.3 Agricultural and Forestry Effluents.

3.1.2.3 Aquaculture en mer et en eau douce

Les menaces posées par l'aquaculture marine et d'eau douce comprennent les empreintes de l'élevage des crevettes ou des poissons à nageoires, les étangs piscicoles, les saumons d'écloserie et les lits d'algues artificiels (catégorie de menaces 2.4 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Cette catégorie de menaces comprend également les interactions entre les poissons sauvages et les poissons d'écloserie autorisés à se déplacer dans la nature. Les menaces liées à la pêche de stocks mélangés sont abordées dans la section 3.1.5.2 Fishing and Harvesting Aquatic Resources et les menaces liées à la transmission de maladies et à l'introduction de matériel génétique dans la section 3.1.8 Invasive and Other Problematic Species and Genes.

La pisciculture est généralisée dans les bassins du Fraser et de la baie Boundary, ainsi que dans les habitats de croissance proches du littoral; il est donc probable que tous les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique rencontreront l'aquaculture sous la forme de parcs en filet ouverts ou de poissons d'écloserie à un moment donné de leur cycle biologique. Les impacts de l'empreinte des parcs en filet ouverts sont probablement négligeables et n'ont pas été considérés comme une menace pour le saumon chinook du sud de la Colombie-

Britannique. Des préoccupations entourent cependant les interactions compétitives entre le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les poissons d'écloserie, qui peuvent avoir un impact sur les populations sauvages en leur faisant concurrence pour la nourriture et pour les ressources spatiales si les poissons d'écloserie occupent des zones d'alimentation de prédilection et repoussent les poissons sauvages vers des zones d'alimentation moins productives. Les poissons d'écloserie représentent environ 40 % des saumons dans l'océan (Ruggerone et Irvine 2018), et les interactions entre saumons sauvages et d'écloserie pourraient avoir des effets importants. Dans l'ensemble, les interactions écologiques entre le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les poissons d'écloserie sont largement inconnues. La concurrence interspécifique avec les autres espèces de saumons du Pacifique est généralement considérée comme faible parce que les espèces occupent des niches écologiques quelque peu différentes, tant dans l'espace que dans le temps (Hearn 1987; Quinn 2005; Tatara et Berejikian 2012). Cependant, la survie dépendante de la densité des saumons chinooks d'écloserie relâchés dans les parties centrale et méridionale de la mer des Salish était négativement associée à l'abondance des saumons roses juvéniles et au nombre de saumons chinooks d'écloserie relâchés au cours des années paires d'entrée en mer (Kendall *et al.* 2020). Les interactions écologiques entre le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et le saumon chinook d'écloserie représentent une lacune dans les connaissances pour cette évaluation.

Les interactions compétitives entre le saumon chinook sauvage du sud de la Colombie-Britannique et le saumon chinook d'écloserie constituent une menace majeure de l'aquaculture en raison de l'important chevauchement de leurs cycles biologiques et de leurs niches écologiques. Le saumon sauvage et le saumon d'écloserie sont en concurrence pour les ressources à tous les stades biologiques et dans tous les habitats associés, et ces interactions compétitives peuvent avoir des effets négatifs sur les populations sauvages lorsque les ressources sont limitées (Tatara et Berejikian 2012). Le bas Fraser, les rivières de la baie Boundary et tous les estuaires associés sont très développés et la grande majorité des habitats des marais intertidaux et des zones riveraines ont été modifiés par des enrochements ou renforcés par des tôles d'acier verticales afin de créer un littoral adapté à la navigation et à d'autres industries (Levings *et al.* 1991). Ces modifications peuvent avoir réduit la capacité biotique des chinooks juvéniles et le nombre de poissons peut dépasser cette capacité en raison des apports élevés de poissons d'écloserie dans la baie Boundary, le Fraser et les bassins hydrographiques voisins dans la baie Puget. Selon l'hypothèse de la taille et de la période critiques, la capacité du chinook à s'alimenter et à grandir dans les habitats estuariens proches du rivage et du large peut largement influencer sa survie aux premiers stades marins et l'abondance des cohortes (Beamish et Mahnken 2001). Bien qu'elle ne soit pas propre au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, la survie en mer des chinooks munis de micromarques magnétisées codées dans la baie Puget était fortement liée à leur taille moyenne en juillet, et la mortalité après cette période était fortement dépendante de la taille (Duffy et Beauchamp 2011). En bref, une mortalité naturelle précoce importante peut se produire dans les milieux marins, principalement à cause de la prédation (p. ex. les lamproies de rivière) (Beamish et Neville 1995) avant que les chinooks juvéniles atteignent une taille minimale critique en juillet (Duffy et Beauchamp 2011) ou à la fin de leur premier été en mer (Beamish *et al.* 2011). L'abondance des ressources alimentaires aquatiques dans les zones côtières et hauturières peut être influencée par les variations de la productivité des océans (p. ex. les nutriments qui régulent la production alimentaire) et la concurrence pour la nourriture (Beamish et Mahnken 2001), et les effets de la concurrence peuvent être exacerbés pendant les années de faible productivité des océans. Pour le chinook de printemps de la rivière Snake, un affluent du fleuve Columbia, on a signalé une relation négative entre la survie des saumoneaux jusqu'au stade adulte et le nombre de poissons d'écloserie relâchés, en particulier les années où les

conditions océaniques sont mauvaises, ce qui permet de penser que les programmes d'écloserie qui produisent des nombres de plus en plus élevés de poissons pourraient nuire au rétablissement des populations sauvages menacées (Levin *et al.* 2001). Compte tenu de ces effets négatifs, associés à la limitation des habitats disponibles dans le bas Fraser et dans l'estuaire, le lâcher d'un grand nombre de juvéniles d'écloserie dans ces écosystèmes pourrait diminuer la productivité sauvage et réduire la survie globale des juvéniles.

Outre l'augmentation de la production de saumon d'écloserie du Fraser, l'État de Washington a créé en 2018 le groupe de travail sur les épaulards résidents du sud (Southern Resident Orca Task Force, SROTF) pour lutter contre le déclin de cette population en voie de disparition; ce groupe de travail a pour mandat de définir, de hiérarchiser et de soutenir la mise en œuvre d'un plan d'action à long terme pour le rétablissement des épaulards résidents du sud (ERS), y compris la production de chinook en écloserie (SROTF 2018). Le groupe de travail a recommandé d'augmenter la production d'écloserie de saumon chinook pour les stocks préférés de l'épaulard résident du sud d'environ 50 millions de saumoneaux au-delà des niveaux de 2018 afin de compléter le régime alimentaire de l'épaulard résident du sud avec 30 millions de ceux proposés pour la baie Puget (Washington Department of Fish and Wildlife 2019).

Cette menace a été considérée comme généralisée pour toutes les UD, car les chinooks sauvages du sud de la Colombie-Britannique interagissent avec les poissons d'écloserie tout au long de leur cycle biologique. Cette menace a été considérée comme ayant un impact grave-moderé pour les UD 1 et 6 car toutes les populations de ces UD sont mises en valeur, malgré la grande incertitude entourant ces notes du fait des informations insuffisantes. Les populations sauvages de ces UD ont des abondances relativement faibles et des INP basses, ce qui pourrait exacerber l'impact des interactions compétitives avec les poissons d'écloserie. Le saumon chinook du marécage Maria (UD 6) et de la baie Boundary (UD 1) rencontrera probablement relativement plus de poissons issus de stocks d'écloserie pendant son temps de résidence sur le plateau côtier. La concurrence en eau douce pendant les stades biologiques juvéniles est probablement plus faible pour le saumon chinook de type océanique en raison de son cycle biologique plus court en eau douce et du fait que la plupart des poissons d'écloserie sont relâchés au stade de saumoneaux plutôt que d'alevins. On a jugé que cette menace avait un impact modéré à léger sur les UD 13 et 15, car le saumon chinook de la rivière Salmon est la seule population actuellement mise en valeur dans l'UD 13 et les populations des rivières Nicola et Coldwater et du ruisseau Spius sont les seules mises en valeur dans l'UD 15. Les salmonidés sauvages ayant un cycle biologique prolongé en eau douce peuvent être plus exposés à la concurrence avec les poissons d'écloserie car plusieurs cohortes de poissons sauvages peuvent être présentes au moment du lâcher des poissons d'écloserie (Tatara et Berejikian 2012). Toutefois, les apports des écloseries sont beaucoup moins nombreux pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique de type fluvial car les variantes de type océanique constituent la majorité des effectifs globaux dans les bassins versants du Fraser et des autres rivières du sud de la Colombie-Britannique (Figure 17). En raison de leur répartition dans l'océan, les poissons des UD de type fluvial sont plus susceptibles de subir la concurrence des écloseries qui produisent des saumons chinooks se nourrissant dans le golfe d'Alaska et la mer de Béring (par exemple, les stocks de l'Oregon et de l'État de Washington qui migrent vers le nord, en plus de la production des écloseries du nord de la Colombie-Britannique et de l'Alaska).

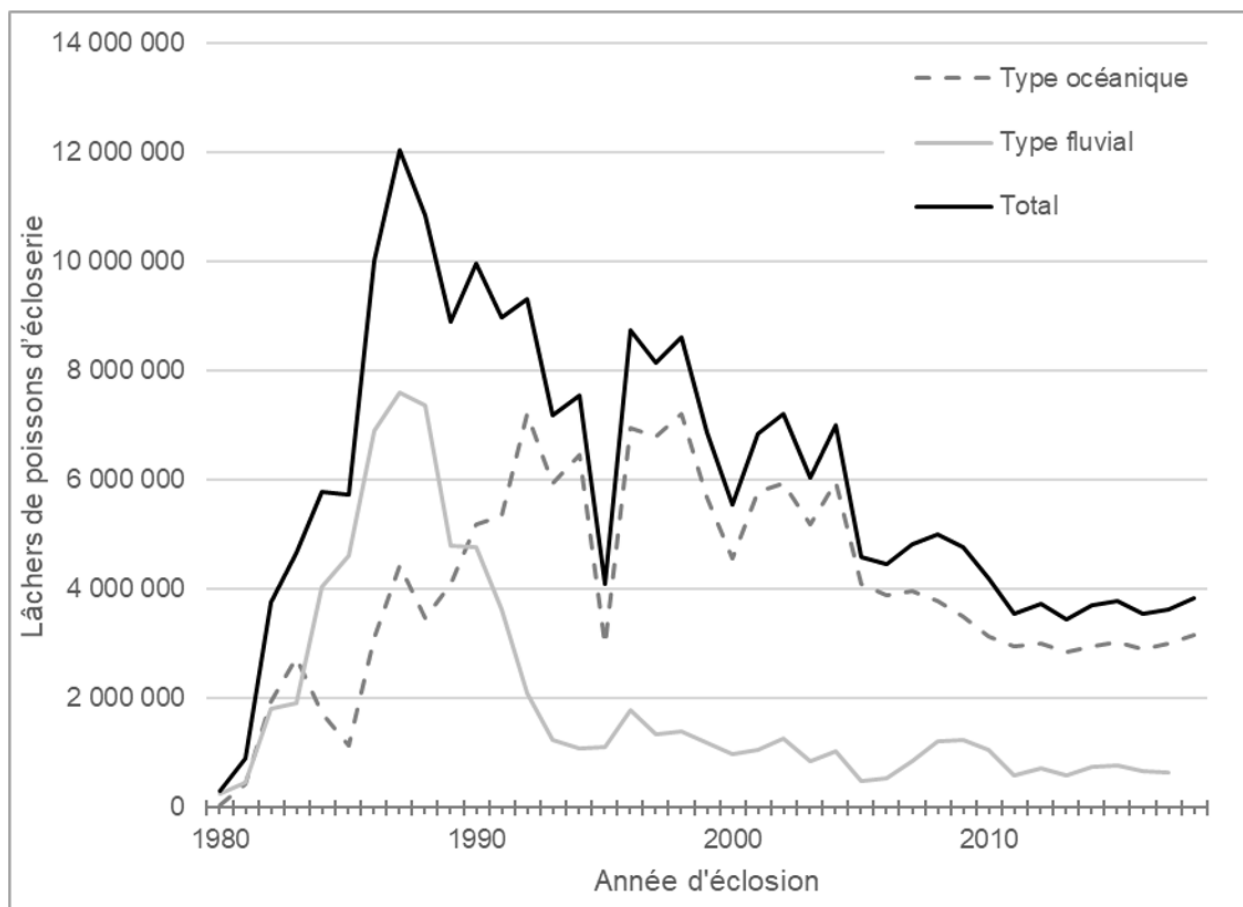


Figure 17. Lâchers de saumons chinooks de type océanique et fluvial d'écloserie dans le bassin du Fraser de 1980 à 2020.

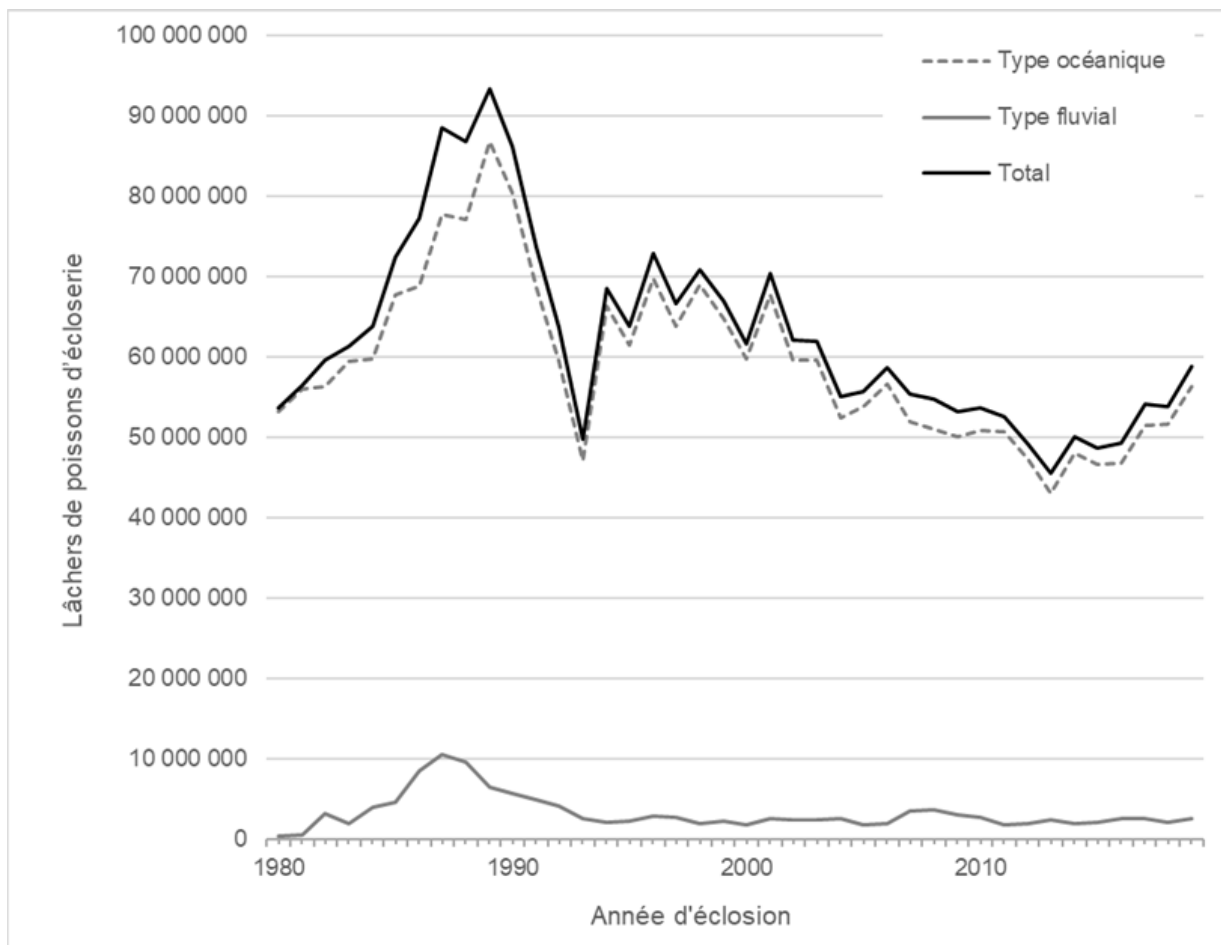


Figure 18. Lâchers de saumons chinooks de type océanique et fluvial d'éclosion dans la mer des Salish de 1980 à 2020.

Tableau 23. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des cultures non ligneuses annuelles ou vivaces pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	UD 6	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Restreinte
	UD 13	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Restreinte
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 1 et 15.								

Tableau 24. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'élevage et de l'élevage à grande échelle pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Élevage de bétail	UD 13	Connue	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Restreinte
	UD 15	Connue	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Limitée
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 1 et 6.								

Tableau 25. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'aquaculture marine et d'eau douce pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Aquaculture en mer et en eau douce	UD 1	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

3.1.3. Production d'énergie et exploitation minière

Les catégories de menaces 3.1 Forage pétrolier et gazier et 3.3 Énergies renouvelables du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation ne sont pas incluses dans cette section, car à notre connaissance, ces activités ne se déroulent pas directement dans l'habitat du saumon chinook. Les installations hydroélectriques sont prises en compte dans la section 3.1.7.2 Dams and Water Management.

3.1.3.1 Exploitation de mines et de carrières

Les menaces liées à l'exploitation des mines et des carrières comprennent les impacts dus à la production de ressources non biologiques, en particulier l'exploration, l'exploitation et la production de minéraux et de roches (catégorie de menaces 3.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Les impacts du ruissellement des produits chimiques provenant de ces activités sont examinés dans la section 3.1.9.2 Industrial and Military Effluents (catégorie de menaces 9.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Des mines et des carrières sont exploitées dans de nombreuses régions du bassin du Fraser et représentent un certain niveau de menace pour la plupart des UD dont il est question dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Ces activités consistent à exploiter des placers (principalement pour l'or), à extraire des roches dures ou à exploiter des mines à ciel ouvert (cuivre, molybdène, or, etc.) et à extraire du gravier et du sable. L'extraction de gravier dans le bas Fraser est une pratique courante et tous les chinooks qui dévalent des UD en amont traverseront de telles zones. L'extraction se fait sur des bancs de gravier secs et l'extraction proprement dite du gravier ne devrait pas avoir d'impacts directs. Toutefois, on craint que ces activités ne réduisent la quantité d'habitats en eaux peu profondes disponibles dans le bas Fraser pour les saumons chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique. Il est prouvé que les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique qui hivernent en amont utilisent les bancs de gravier et sont touchés par l'extraction de gravier (Bill Rublee, Triton Environmental, comm. pers. 2019). On considère qu'il est peu probable que les extractions aient des impacts importants car le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique pourrait utiliser d'autres habitats (mais cela s'ajoute aux impacts cumulatifs sur les habitats). Les altérations dues à l'extraction du gravier ont des impacts immédiats sur l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique; cependant, en raison de la nature dynamique du réseau, les altérations physiques peuvent se stabiliser à nouveau avec le temps et avoir des impacts minimes. La charge actuelle du lit de gravier est probablement un artefact de l'exploitation historique des placers dans le Fraser, et si l'on n'en prend pas compte dans le bilan du gravier, le prélèvement de gravier pourrait être excessif dans ces tronçons du Fraser. Il est possible que la menace soit plus importante à l'avenir, avec une demande accrue de gravier et une augmentation de la protection contre les inondations et du retrait des digues. Des impacts d'une future extraction de gravier ont été jugés probables pour l'UD 6 (marécage Maria) en raison d'un événement connu d'extraction de gravier en 2014 autour de l'île Seabird. En outre, les alevins du marécage Maria qui dévalent seraient les plus sensibles à une perte de leur habitat en eaux peu profondes.

L'exploitation des placers a les impacts directs les plus importants sur l'habitat du saumon, résultant du dragage mécanique, du tamisage, du lavage et de la redéposition des substrats fluviaux et des dépôts en bordure des cours d'eau, principalement dans le cadre de la recherche d'or (Smith 1940). Les pratiques minières historiques ont eu des effets négatifs importants à long terme sur l'habitat des poissons, l'exploitation hydraulique, le détournement de cours d'eau, le dragage par aspiration et le déversement de résidus miniers dans les cours d'eau causant une grande partie de ces dommages. La perte de la végétation riveraine, l'aménagement des plaines inondables adjacentes (utilisées de façon saisonnière par les

juvéniles lors des inondations), l'augmentation des charges sédimentaires et la déstabilisation des chenaux des cours d'eau continuent à influencer la capacité de production de nombreux cours d'eau qui ont été exposés à l'exploitation des placers. Dans le passé, l'exploitation des placers était généralisée dans le Fraser et elle a des effets durables sur les sédiments dans le bas Fraser (Nelson et Church 2012). On a jugé que l'UD 15 (BTh-1.2) était la plus exposée à cette menace, car des activités d'exploitation de placers sont pratiquées dans de nombreux cours d'eau, certains détenteurs de permis récréatifs utilisant des excavatrices pour creuser dans le lit des cours d'eau (Paul Mozin, Conseil tribal Scw'exmx, Merritt, Colombie-Britannique, comm. pers. 2021). Nelson et Church (2012) et Ferguson et ses collaborateurs (2015) ont présenté des sommaires détaillés des effets hérités des sédiments de l'exploitation des placers sur le bassin hydrographique du Fraser.

Plusieurs grandes mines à ciel ouvert existent à l'intérieur des limites de l'UD 15 (BTh-1.2), mais il n'y a pas d'empreinte dans la rivière; les éventuels impacts sont probablement dus à la pollution et seront examinés plus loin dans le document. Les activités d'exploitation des placers et des mines à ciel ouvert pourraient s'intensifier à l'avenir et on a posé l'hypothèse que les déclins de l'industrie forestière pourraient se traduire par des augmentations régionales des activités minières dans certaines zones de la Colombie-Britannique (Picketts *et al.* 2017; Owens *et al.* 2019). Les opérations minières sont réglementées par les provinces ainsi que par la *Loi sur les pêches*. Le personnel responsable de l'habitat de la province et du Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO doivent poursuivre la surveillance régulière pendant les étapes de développement et d'exploitation de la mine pour s'assurer que les impacts sur l'habitat local sont réduits au minimum ou évités.

Tableau 26. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'exploitation de mines et de carrières pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Exploitation de mines et de carrières	UD 6	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
Ne devrait pas constituer une menace pour l'UD 1.								

3.1.4. Corridors de transport et de service

La catégorie de menaces 4.4 « Trajectoires de vol » du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation n'a pas été incluse dans cette section car, à notre connaissance, aucune trajectoire de vol d'avion, d'hélicoptère ou de drone n'interfère avec les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.4.1 Routes et chemins de fer

Cette catégorie de menaces porte spécialement sur la menace du transport routier et de la construction routière (catégorie de menaces 4.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Les impacts du ruissellement sont traités dans la section 3.1.9.1 Household Sewage and Urban Waste Water (catégorie de menaces 9.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Ce classement des menaces n'inclut pas les impacts associés aux modifications générales des surfaces de captage causées par les routes et les chemins de fer; voir la section 3.1.7 Modifications des systèmes naturels.

La menace que représentent les routes et les chemins de fer pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, abordée dans cette section, se limite aux activités associées aux nouvelles empreintes, aux impacts continus des empreintes immédiates déjà existantes et à l'entretien des traversées de cours d'eau. La densité de ces infrastructures et la fréquence de leur entretien devraient augmenter avec la densité de la population humaine.

Une installation de l'ancienne ligne du CP datant de la fin des années 1800 a rempli de ballast ferroviaire l'accès en amont et en aval d'un coude de la rivière Eagle, en amont du lac Griffin. Un nouveau chenal plus raide, bordé de blocs rocheux, a été construit le long de la voie ferrée afin de permettre aux poissons adultes et juvéniles de franchir le chenal bloqué. Au fil du temps, cette solution s'est avérée inadéquate, car il existe des problèmes constants de passage et de mortalité des poissons. Le déplacement vers l'amont est entravé par les vitesses plus grandes à des niveaux d'eau plus élevés et le déplacement vers l'aval et vers l'amont peut être interrompu car cette section de la rivière Eagle devient intermittente pendant les périodes de basses eaux. L'empreinte du ballast ferroviaire constitue également un risque permanent de mortalité pour les poissons. L'eau est toujours aspirée à travers la structure rocheuse grossière dans l'ancien chenal, qui agit comme un tamis et empêche les poissons juvéniles de s'échapper. Un certain nombre d'approches d'assainissement ont été envisagées, y compris la construction d'une travée de pont, mais à ce jour, aucune mesure n'a été prise.

On utilise généralement des ponts pour enjamber les réseaux de fraie du chinook en raison de leur plus grande taille; cependant, les considérations de coût conduisent souvent à installer des ponceaux moins coûteux sur des cours d'eau plus petits potentiellement occupés par les stades biologiques juvéniles du chinook. Il est souvent nécessaire de bloquer ou de détourner le cours d'eau pendant la construction de ponceaux et de ponts sur les petits affluents, ce qui peut temporairement influencer le comportement et l'accès des poissons. La fréquence relativement faible et la petite empreinte de la construction et de l'entretien des traversées de cours d'eau, ainsi que le respect du calendrier et des mesures d'atténuation, devraient limiter ces impacts.

Cependant, des problèmes à plus long terme peuvent apparaître lorsque les ponceaux et les ponts ne sont pas correctement dimensionnés. En effet, les ponceaux peuvent devenir infranchissables et couper de grandes sections de l'habitat en amont (Mount *et al.* 2011) et les deux peuvent être emportés par les eaux lors des crues. Il est probable que le ravinement augmentera en raison des impacts des changements climatiques sur les hydrogrammes. Les ponceaux peuvent également interrompre les processus naturels de recrutement dans le gravier et les gros débris ligneux en aval, essentiels à l'alevinage (House et Boehne 1986). Bien qu'il soit peu probable que les ponceaux aient des effets sur les adultes reproducteurs, l'accès à

l'habitat de croissance des juvéniles peut être entravé. Ce n'est cependant pas toujours le cas, car un ponton mal conçu dans l'UD 6 (marécage Maria) a presque bloqué le passage vers les frayères pendant plusieurs années, ce qui a entraîné des échappées extrêmement faibles (proches de 0).

Des travaux sont en cours en Colombie-Britannique pour remplacer les vieux pontons par des traversées construites selon des normes plus élevées, mais ils sont largement dépassés par les nouvelles installations de pontons et on ne sait pas si les pontons existants dans l'aire de répartition du saumon dans les UD étudiées ici sont visés. Les travaux de mise à niveau des traversées de cours d'eau peuvent avoir un impact temporaire sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais l'effet net devrait être positif. L'ampleur des impacts éventuels des routes et des chemins de fer sur le chinook varie selon l'UD et la géomorphologie locale. La proportion des UD exposées aux routes et aux chemins de fer sera plus importante dans les UD situées dans des vallées étroites ou dans celles où l'exploitation est intense près des ruisseaux abritant des chinooks.

On sait que la construction, l'entretien et l'empreinte permanente des routes et des voies ferrées ont des effets négatifs sur les salmonidés à tous les stades biologiques lorsque les impacts ne sont pas correctement atténués. Les UD dans lesquelles les routes et les chemins de fer pourraient constituer des menaces ont obtenu une note de modérée à faible étant donné l'incertitude qui entoure l'efficacité des mesures d'atténuation de la construction et de l'entretien des corridors de transport. Le doublement de l'autoroute TransCanada entre la frontière de l'Alberta et Chase, en Colombie-Britannique, pourrait nuire à l'UD 13 (ThS-1.3), car l'autoroute traverse l'embouchure de la rivière Salmon et longe la rivière Eagle. En outre, on craint une augmentation des coupes de récupération en raison des vastes incendies de forêt dans l'UD 15, qui se traduira par un plus grand nombre de routes forestières dans la région. Cette menace a été jugée négligeable dans l'UD 1 (baie Boundary) car le réseau routier et ferroviaire est déjà extrêmement dense dans cet emplacement géographique du sud de la partie continentale. Même s'il est probable que la densité augmentera encore avec l'approbation par la Ville de Surrey de la construction d'une nouvelle route qui traversera le ruisseau Bear¹¹, elle ne devrait pas entraîner de nouveaux déclinés dans cette UD.

3.1.4.2 Lignes de services publics

Cette menace concerne plus particulièrement le transport de l'énergie et des ressources (catégorie de menaces 4.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Les impacts des déversements de pétrole à partir des oléoducs et de la contamination des eaux souterraines sont traités dans la section 3.1.9.2 Industrial and Military Effluents (catégorie de menaces 9.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

L'agrandissement du pipeline Transmontain (TMX) est la plus grande ligne de transport d'énergie près des habitats d'eau douce utilisés par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Ce pipeline traverse environ 1 000 cours d'eau poissonneux entre Edmonton et Burnaby¹². Il traverse la rivière Thompson Sud (un couloir de migration de l'UD 13) et la rivière Coldwater (utilisée pour tous les stades en eau douce de l'UD 15) et longe le bas Fraser (un couloir de migration et une zone d'alevinage potentielle pour toutes les UD en amont et particulièrement l'UD 6). On est en train de doubler le pipeline TransMountain. On s'efforcera de réduire les impacts pour les traversées de cours d'eau sur la rivière Thompson Sud et la rivière

¹¹ CBC News, 2021. [Surrey approves construction contracts for controversial road through Bear Creek Park](#) [Consulté le 14 mars 2022]

¹² TransMountain. 2018. [Watercourse Crossings in Burnaby](#). [Consulté le 14 mars 2022]

Coldwater grâce au forage directionnel horizontal; cependant, l'agrandissement aura des impacts sur la rivière Coldwater en particulier, car l'eau devra être temporairement dérivée.

Un nouveau quartier est en cours de construction dans le marécage Maria (UD 6), pour lequel on va construire des conduites d'eau et des canalisations de services publics, qu'il faudra entretenir à l'avenir. Ces travaux auront lieu à proximité de l'habitat de fraie et pourraient être nuisibles s'ils ne sont pas correctement atténués.

3.1.4.3 Transport par eau

Cette catégorie de menaces comprend les impacts associés au transport sur et dans les voies navigables intérieures et océaniques (catégorie de menaces 4.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Elle inclut les activités de dragage, l'empreinte physique des estacades flottantes et des barges, et le déplacement créé par le sillage.

On ignore les impacts directs du trafic maritime sur le saumon, mais l'entretien des voies de navigation par le dragage pourrait avoir des effets sur les populations de saumon. Le dragage pour permettre le trafic dans les voies de navigation est courant dans le bas Fraser, un couloir de migration pour toutes les UD examinées dans ce rapport à l'exception de l'UD 1 (baie Boundary), mais les activités de dragage ne doivent pas avoir lieu pendant les périodes critiques, ni dans la zone littorale du fleuve. Les changements de la turbidité modifient les capacités de quête de nourriture et d'évitement des prédateurs des chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique, ce qui peut influencer leur survie (Gregory 1993; Gregory et Northcote 1993). On ignore la proportion de chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique qui grandissent et hivernent dans le bas Fraser; il y aura donc probablement un impact sur une proportion inconnue de chacune des UD. Étant donné que les poissons de la plupart des UD longent d'éventuelles activités de dragage et de transport maritime durant leur migration, l'ampleur de la menace est considérée comme vaste.

Le bas Fraser est un chenal très actif pour le transport de grumes; les estacades flottantes et les barges y sont très concentrées. Le stockage des grumes dans le bas Fraser est courant car les eaux saumâtres protègent les grumes contre les foreurs et les zones de stockage sont situées à proximité de nombreuses usines de transformation (Sedell *et al.* 1991). Le transport, le stockage et le déversement de grumes dans les habitats aquatiques peuvent entraîner toute une série d'effets physiques, chimiques et biologiques néfastes pour le milieu environnant (Power et Northcote 1991). Les estacades flottantes peuvent compacter, affouiller et ombrager les habitats proches du rivage, ce qui peut réduire ensuite le couvert végétal et la disponibilité de la nourriture pour les saumons juvéniles (Nelitz *et al.* 2012). Une grande partie de l'habitat des marais de marée a été utilisée comme lieu d'amarrage pour les estacades flottantes et les barges, et certaines estacades flottantes s'échouent et ont un impact sur un habitat important. En outre, les débris de bois et d'écorce peuvent également s'accumuler sous les zones de stockage et modifier la composition des sources alimentaires, étouffer la végétation émergente, accroître la demande biologique en oxygène et relever les concentrations de lixiviats de bois potentiellement toxiques (Nelitz *et al.* 2012). Les estacades flottantes peuvent également fournir une couverture et attirer les saumons chinooks qui migrent vers l'intérieur en quête d'un refuge; cependant, elles peuvent aussi attirer des prédateurs tels que les épaulards et les phoques communs, ces derniers les utilisant comme des sites d'échouerie et de mise bas (Baird 2001; Brown *et al.* 2019).

Le déplacement créé par les sillages des navires est également considéré comme une menace dans cette catégorie. L'activité des bateaux commerciaux et de plaisance est intense dans le bas Fraser et, de ce fait, la menace potentielle liée au déplacement créé par le sillage et à l'échouement est généralisée et on sait qu'elle se concrétise parfois. Le souffle des hélices ou des propulseurs des navires commerciaux peut également jouer un rôle important dans la

remise en suspension des sédiments marins, ce qui peut entraîner une érosion, une charge interne en nutriments ou des niveaux élevés de turbidité et de métaux lourds dans la colonne d'eau (Hill *et al.* 2002). On ignore cependant les impacts du niveau de l'UD; cette menace n'a donc pas été notée.

Tableau 27. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des routes et des voies ferrées pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Routes et voies ferrées	UD 1	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Vaste
	UD 13	Connue	Faible-Moyen	Faible	Faible-Moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Faible	Faible-Moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
Ne devrait pas constituer une menace pour l'UD 6.								

Tableau 28. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des lignes de services publics pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Lignes de services publics	UD 1	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste
	UD 6	Probable	Faible-Moyen	Faible	Faible-Moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Limitée
	UD 13	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable
	UD 15	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable

Tableau 29. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du transport par eau pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Voies de transport par eau	UD 6	Connue	Faible-Moyen	Faible	Faible-Moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-Moyen	Faible	Faible-Moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Faible	Faible-Moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
Ne devrait pas constituer une menace pour l'UD 1.								

3.1.5. Utilisation des ressources biologiques

Les catégories de menaces 5.1 Chasse et collecte d'animaux terrestres et 5.2 Cueillette de plantes terrestres du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation n'ont pas été incluses dans cette section car ces activités n'ont probablement aucun impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.5.1 Exploitation forestière et coupe du bois

Cette catégorie de menaces comprend les impacts associés aux activités physiques directes de récolte d'arbres et d'autres végétaux ligneux pour l'exploitation du bois ou des fibres ou pour la production de carburant (catégorie de menaces 5.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). La pollution résultant de ces activités est notée dans la section 3.1.9 Pollution and Contaminants. Les effets de la réduction du couvert forestier sont examinés dans la section 3.1.7 Modifications des systèmes naturels.

L'exploitation forestière et la récolte de bois ont été très importantes dans tout le bassin du Fraser. Lorsque les règlements sont respectés, les impacts physiques directs des activités d'exploitation forestière dans le cours d'eau devraient être minimisés par les exigences relatives aux zones tampons riveraines. Toutefois, le Forest Planning and Practices Regulations de la Colombie-Britannique (BC Reg 14/04) prévoit une exemption à l'article 51(1)(g) :

« Felling or modifying a tree that has been windthrown or has been damaged by fire, insects, disease or other causes, if the felling or modifying will not have a material adverse impact on the riparian reserve zone » (l'abattage ou la modification d'un arbre déraciné par le vent ou endommagé par le feu, les insectes, la maladie ou d'autres causes, si l'abattage ou la modification n'a pas d'effet matériel défavorable sur la zone de réserve riveraine);»

Les effets défavorables sont déterminés à l'aide d'un modèle de fiabilité professionnelle qui a été critiqué pour son incapacité à protéger de manière adéquate les valeurs autres que la récolte du bois¹³. Des modifications de la *BC Forest and Range Practices Act* sont en cours, ainsi qu'une meilleure orientation des associations professionnelles pour renforcer la protection des cycles hydrologiques naturels des bassins versants, ce qui pourrait commencer à combler ces lacunes.

Les forêts de la Colombie-Britannique ont subi une épidémie massive de dendroctone du pin ponderosa et de nombreux feux de forêt catastrophiques. Dans un passé récent, ces événements ont donné lieu à des coupes de récupération agressives pour rétablir le plus de potentiel économique possible (BC Ministry of Forestry 2004; BC Ministry of Forests and Range 2005; Schnorbus *et al.* 2010). Cependant, les pratiques actuelles des coupes de récupération commencent à se conformer aux valeurs de la Déclaration des Nations Unies sur les droits des peuples autochtones (DNUDPA) et les principes autochtones ont été davantage adoptés dans la planification de la récolte et de la récupération après un feu de forêt. Ces principes sont généralement plus holistiques dans leurs orientations et considèrent les forêts dans le contexte des bassins versants et de plusieurs valeurs, en mettant l'accent sur le maintien d'hydrogrammes sains et la rétention des zones riveraines. Lorsque la coupe de récupération est encore pratiquée juste à côté des cours d'eau, il y a probablement une certaine intrusion dans l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, par des engins ou par des arbres abattus.

¹³ Government of BC. [Professional Reliance Review](#). [Consulté le 14 mars 2022]

Les perturbations forestières sous forme de feux, de parasites et de maladies vont probablement augmenter en Colombie-Britannique sous l'effet des changements climatiques (Woods *et al.* 2010; Haughian *et al.* 2012) et, à moins que les réglementations et les pratiques forestières ne changent, la coupe de récupération est donc probable à l'avenir. De futures coupes de récupération sont particulièrement probables dans l'UD 15 (BTh-1.2) après les grands feux de forêt des dernières années et se produiront probablement dans l'UD 13 (ThS-1.3) si d'autres incendies de forêt se déclarent à l'avenir.

En plus des coupes de récupération, l'activité physique consistant à déverser les grumes dans les rivières ou les lacs pour les stocker ou les transporter affouille la zone et retire la végétation, ce qui a un impact sur l'habitat et le rendrait moins utilisable. Cela s'est produit dans le bras Salmon du lac Shuswap, et pourrait avoir un impact sur le saumon chinook de l'UD 13 (ThS-1.3); toutefois, les effets ne touchent probablement que les chinooks en migration à l'endroit actuel. Le stockage de grumes dans les lacs peut réduire l'oxygène dissous et entraîner une diminution de la présence de saumons juvéniles dans les zones touchées (Levy *et al.* 1990). Bien que la menace de ces activités n'ait pas d'impact sur toute l'UD et que le niveau d'impact soit probablement faible, il est relativement certain qu'il y aura des effets au niveau de l'UD sous la forme de perte d'habitat.

3.1.5.2 Pêche et récolte de ressources aquatiques

Cette menace est définie comme la récolte d'animaux ou de plantes aquatiques sauvages à des fins commerciales, récréatives, de subsistance, de recherche ou culturelles; elle comprend la mortalité accidentelle et les prises accessoires (catégorie de menaces 5.4 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les pêches pratiquées au Canada et aux États-Unis interceptent les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique sur une grande partie de leur couloir de migration. Au Canada, elles comprennent : les pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) des Premières Nations; les pêches récréatives; les pêches commerciales (y compris les possibilités économiques des Premières Nations); et les pêches expérimentales. On sait également que certaines activités de pêche illégale ont lieu dans les zones marines et dans le Fraser, mais on ignore l'ampleur de l'impact sur ces UD. Les pêches américaines précises qui interceptent le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ne sont pas abordées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement car les scénarios d'atténuation ne peuvent actuellement être mis en œuvre qu'au Canada. Les impacts à grande échelle des États-Unis sont pris en compte pour déterminer si les taux d'exploitation durables sont atteints.

Les pêches commerciales qui ont un impact sur les stocks de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont les pêches à la traîne ciblant le chinook sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) et dans le nord de la Colombie-Britannique (NC.-B.). Il y a également eu des pêches de démonstration à la senne et au filet maillant (considérées comme des pêches commerciales) dans le lac Kamloops, mais elles ont été réduites ces dernières années. Les pêches de démonstration ciblent le chinook de type été 4₁ de la rivière Thompson et tentent d'éviter le chinook de l'UD 16 (ThN-Printemps) et de l'UD 17 (ThN-Été), mais ce dernier est parfois capturé comme prises accessoires. Les stocks de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont touchés par les pêches récréatives à la ligne et à l'hameçon ciblant le chinook dans le nord de la Colombie-Britannique, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, dans le détroit de Johnstone, dans le détroit de Georgie, dans le détroit de Juan de Fuca et dans le Fraser. L'UD 1 (baie Boundary) n'est pas touchée par la plupart des pêches récréatives dans les régions d'eau douce 2, 3, 5, 7 et 8, car cette UD ne migre pas dans le Fraser. Cependant, les pêches récréatives de la région 2 dans les rivières Serpentine, Nicomekl et Little Campbell ont des effets sur cette UD. L'UD 6 (BFr-Maria) est touché par les pêches récréatives

dans la région d'eau douce 2, mais pas par les pêches récréatives dans les régions 3, 5, 7 et 8, qui se trouvent en amont des frayères de cette UD. L'UD 13 (ThS-1.3) est touchée par la pêche récréative dans les régions d'eau douce 2 et 3, tandis que l'UD 15 (BTh-1.2) est influencée par la pêche récréative dans les régions 2 et 5.

Les pêches ASR dans les eaux marines de la côte sud ciblent souvent les stocks locaux de la côte sud près de l'embouchure des rivières, mais il y a probablement aussi des impacts sur d'autres stocks qui migrent en même temps, y compris les stocks du Fraser, en particulier pour les pêches dans la mer des Salish et sur la côte ouest de l'île de Vancouver. Les pêches ASR ciblant le saumon chinook dans le bas Fraser, de l'embouchure du fleuve au confluent avec le ruisseau Sawmill, ont des effets sur tous les stocks de chinook du Fraser, à l'exception de l'UD 1, qui ne migre probablement pas souvent dans le Fraser. Plus en amont, les pêches ASR ciblant le chinook qui sont pratiquées entre le confluent avec le ruisseau Sawmill et celui avec la rivière Thompson ont un impact sur les UD 13 et 15. La migration de l'UD 6 (BFr-Maria) chevauche la montaison des stocks plus abondants de chinooks de moins d'un an de la Thompson Sud et d'autres espèces de saumons, et les impacts pourraient ainsi être plus élevés que pour les autres UD. Les pêches ASR dans le fleuve Fraser en amont du confluent avec la rivière Thompson peuvent avoir des effets sur les stocks de la BTh-1.2, d'après les récupérations de micromarques magnétisées codées dans la rivière Nicola jusqu'au confluent avec la rivière Stein, mais on ne pense pas que les pêches en amont, plus éloignées, en aient sur les UD incluses dans cette évaluation du potentiel de rétablissement.

Plusieurs pêches expérimentales canadiennes sont menées le long du couloir de migration du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les seules pêches expérimentales qui ciblent actuellement le chinook sont la pêche expérimentale à la traîne, à la péninsule Brooks, et la pêche expérimentale au filet maillant, à Albion, qui se déroule dans le Fraser. Il est peu probable que de nombreux saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique soient interceptés dans la pêche expérimentale à la péninsule de Brooks, car le nombre d'échantillons est plafonné à 1 000 chinooks; en 2017, sur 943 chinooks capturés, 115 (12 %) ont été identifiés comme provenant du Fraser (Luedke *et al.* 2019). La pêche expérimentale à Albion a un impact sur toutes les UD du chinook du Fraser évaluées ici, à l'exception de l'UD 1, qui n'entre pas dans le Fraser. Les prises à Albion sont proportionnelles à l'abondance en rivière et ont été en moyenne de 1 547 chinooks au cours des 10 dernières années (2012 à 2021). Elles représentent généralement de 0,5 à 1,3 % de l'abondance totale du saumon chinook du Fraser. Plusieurs autres pêches expérimentales interceptent le saumon chinook à titre de prise accessoire, notamment les pêches expérimentales de saumon rouge de la Commission du saumon du Pacifique dans le bas Fraser, le détroit de Juan de Fuca et le détroit de Johnstone, et les pêches expérimentales de saumon kéta de Pêches et Océans Canada dans le détroit de Johnstone et le détroit de Juan de Fuca.

Le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique peut également être capturé accidentellement dans les pêches de tous les secteurs qui ciblent d'autres poissons, y compris le saumon (senne et filet maillant pour le saumon kéta, le saumon rouge et le saumon rose, traîne pour le saumon rouge), le chalut et la palangre pour les poissons de fond, le chalut pour la morue-lingue, la traîne pour le thon, la senne pour la sardine, la senne pour le hareng et le chalut pour les crevettes. La rétention du saumon chinook n'est généralement pas autorisée dans ces pêches, à quelques exceptions près. Les impacts ne sont normalement qu'estimés pour les pêches du saumon; les données disponibles actuellement ne sont pas suffisantes pour évaluer l'impact des pêches autres que celles du saumon sur le saumon chinook du Fraser. Pendant les hivers 2019-2020 et 2020-2021, les micromarques magnétisées codées (MMC) récupérées sur les échantillons prélevés dans la pêche au chalut du poisson de fond (merluche) du sud de la Colombie-Britannique, provenaient des UD 15 (BTh-1.2) (rivière Nicola) et 1 (baie

Boundary) (rivière Samish; Will Duguid et Pat Zetterberg comm. pers. 2019). Des études sont en cours d'élaboration pour quantifier les impacts de ces pêches sur les UD.

On ne connaît pas bien l'impact au niveau de l'UD de toutes les pêches sur les différentes UD de chinook évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement, en particulier lorsque les effets touchent principalement les chinooks en tant que prises accessoires. Au niveau de la zone de gestion, les impacts ont été estimés à l'aide de différents outils, en fonction de la disponibilité des données. Une méthode mise au point par le Comité technique du chinook du Traité sur le saumon du Pacifique (TSP) estime le taux d'exploitation par année civile (TEAC) de 20 stocks indicateurs en Colombie-Britannique, y compris les stocks indicateurs de trois des cinq zones de gestion du saumon chinook du Fraser, à partir des données des micromarques magnétisées codées (MMC), sur les prises et sur les échappées. La rivière Nicola est le stock indicateur pour la zone de gestion de printemps 4₂ (UD 15), la rivière Harrison pour la zone de gestion d'automne (UD 2, non évaluée ici) et la basse Shuswap pour la zone de gestion d'été 4₁ (l'UD 6 est un élément de cette zone de gestion). Il n'y a actuellement aucun stock indicateur pour les zones de gestion de printemps 5₂ et d'été 5₂. Il y avait un stock indicateur pour la zone de gestion de printemps 5₂ dans le ruisseau Dome, mais le programme de micromarques magnétisées codées y a été interrompu après l'année d'éclosion 2002 en raison de la défaillance du système d'eau de l'écloserie et de contraintes financières pour effectuer les réparations. Des travaux sont en cours pour développer la rivière Chilko afin d'en faire un stock indicateur pour la zone de gestion d'été 5₂ et le cours inférieur de la rivière Chilcotin pour qu'il devienne un stock indicateur pour la zone de gestion de printemps 5₂.

Une deuxième méthode d'estimation des impacts est le modèle de reconstitution de la montaison dans le Fraser. Ce modèle produit des estimations annuelles propres au stock du nombre total de saumons chinooks revenant à l'embouchure du Fraser et des estimations des taux de récolte en rivière, par secteur de pêche (English *et al.* 2007). Des estimations des taux d'exploitation sont établies pour les cinq zones de gestion du saumon chinook du Fraser; toutefois, elles ne tiennent pas compte actuellement de la mortalité accidentelle par pêche, de l'exploitation du saumon chinook du Fraser dans les zones marines, des pêches sélectives en fonction de la taille ou de la mortalité naturelle.

Les estimations générées selon ces deux méthodes sont assorties d'une incertitude, ce qui entraîne une incertitude dans de la détermination du risque de menace lié aux activités de pêche. Ces incertitudes sont décrites en détail dans le document MPO (2019) et sont largement dues à des données limitées ou insuffisantes. Les auteurs ont souligné que les incertitudes liées à la méthode basée sur les micromarques magnétisées codées sont associées à de faibles taux de récupération des MMC et d'échantillonnage pour plusieurs raisons; par exemple, certaines pêches ne sont pas échantillonnées directement (biais potentiel), ont de faibles taux d'échantillonnage (imprécision) et ne représentent pas l'impact des pêches sélectives avec un degré de fiabilité élevé en raison de plusieurs hypothèses. De même, le marquage en masse des poissons d'écloserie a contribué à la diminution des taux de soumission des micromarques magnétisées codées pour les pêches récréatives. Les estimations du taux de survie du stade de saumoneaux jusqu'à l'âge 2 sont également incertaines car elles reposent sur les micromarques magnétisées codées, sur des estimations incertaines des prises et des rejets dans la pêche et sur un échantillonnage incomplet. Plusieurs incertitudes sont également liées à la méthode de reconstitution de la montaison. Il y a souvent des cas de données d'entrée incorrectes ou manquantes (échappées, prises conservées et remises à l'eau, identification génétique des stocks), qui nécessitent parfois un remplissage pour compléter une analyse ou introduisent un biais. Le programme d'échantillonnage de l'identification génétique des stocks pose des problèmes d'échantillonnage non représentatif pour les catégories de rencontres de

pêche qui se rapportent aux règlements de pêche, et il n'y a pas de corrections du biais pour les erreurs d'identification génétique des stocks. Enfin, les estimations du modèle peuvent être moins fiables si des hypothèses critiques du modèle sont enfreintes, comme la vulnérabilité aux pêches, l'effort de pêche variable selon les années et les zones, les taux de mortalité après la remise à l'eau, la période du pic de la montaison et la composition du stock. Malgré la grande incertitude entourant les estimations dans les deux méthodes, le manque de mesure de tous les impacts de la pêche et l'incapacité à mesurer quantitativement les estimations au niveau de l'UD, on a utilisé la méthode fondée sur les micromarques magnétisées codées pour étayer les notes de la menace pour toutes les UD à l'exception de l'UD 13, qui n'a pas actuellement de stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées. Pour cette UD, on a utilisé des connaissances spécialisées sur la gestion passée et actuelle des pêches qui ont un impact sur elle (d'après la période de migration connue de l'UD et l'échantillonnage de l'ADN dans les pêches) pour estimer la gravité de l'activité de pêche future. Il est important de noter que la gravité fait référence au pourcentage de déclin de la population; pour cette menace, la gravité n'est donc pas directement mesurée par le taux d'exploitation. Une façon de déterminer si l'on peut s'attendre à un pourcentage de déclin à partir de certaines valeurs du taux d'exploitation consiste à comparer ces valeurs à un taux d'exploitation durable calculé pour cette population. Malheureusement, ce paramètre n'a pas été déterminé pour les populations examinées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement, de sorte que des déductions ont été établies à partir d'un jugement expert de la productivité du stock et des tendances du taux d'exploitation au cours des dernières années. Les taux d'exploitation des stocks porteurs de micromarques magnétisées codées décrits ci-après sont exprimés en taux d'exploitation par année d'éclosion (TEAE) et en taux d'exploitation par année civile (calendaire) (TEAC). Le taux d'exploitation par année d'éclosion (TEAE) est fondé sur des années d'éclosion complètes et serait comparable aux taux d'exploitation durables s'ils sont calculés à l'avenir. Le taux d'exploitation par année civile (TEAC) peut être estimé pour les années d'éclosion incomplètes et peut fournir une première indication des évolutions récentes de l'exploitation s'il est différent du taux d'exploitation par année d'éclosion; il n'est pas directement comparable aux taux d'exploitation par année civile ou au taux d'exploitation durable.

Il n'existe pas de stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées pour l'UD 1; on a utilisé celui de la rivière Samish dans l'État de Washington, aux États-Unis, comme substitut, mais des incertitudes existent quant aux similitudes dans la répartition marine et l'exposition aux pêches. Les séries chronologiques des estimations du taux d'exploitation par année d'éclosion (TEAE) et du taux d'exploitation par année civile (TEAC) pour le stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées de la rivière Samish sont présentées sur la Figure 19. Le TEAE total moyen sur cette série chronologique est de 44,5 % (26,4 % dans les pêches canadiennes, 18,1 % dans les pêches américaines). Le TEAC total moyen sur cette série chronologique est de 42,2 % (24,6 % dans les pêches canadiennes, 17,7 % dans les pêches américaines). D'après le stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées de la rivière Samish, les impacts devraient se produire principalement dans les pêches récréatives du sud de la Colombie-Britannique (côte ouest de l'île de Vancouver [COIV], détroit de Georgie [DG], détroit de Juan de Fuca [DJdF]) et aux États-Unis. Des impacts moins importants ont lieu dans les pêches à la traîne pratiquées dans l'État de Washington, le nord de la Colombie-Britannique, la côte ouest de l'île de Vancouver et le sud-est de l'Alaska (SEAK). Il peut également y avoir une mortalité non comptabilisée due à des prises accidentelles dans la pêche du poisson de fond. Comme il est indiqué ci-après pour les autres UD, on prévoit que les taux d'exploitation n'augmenteront probablement pas, car les mesures de gestion ne devraient pas devenir moins restrictives tant que l'abondance des populations en péril ne s'améliore pas nettement au Canada. Dans les cours d'eau de fraie de l'UD 1, un nombre relativement élevé de poissons est prélevé pour le stock de géniteurs d'écloserie, ce qui, selon les experts de

l'atelier sur les menaces, pourrait causer des impacts au niveau de la population sur la composante sauvage; ces impacts sont inclus dans cette catégorie. Un risque de menace de moyen à élevé avec une certitude causale moyenne a été attribué à cette UD.

Les données quantitatives pour l'UD 6 (BFr-Maria) sont limitées, mais les données des micromarques magnétisées codées pour un groupe de stocks productifs comigrateurs (saumon chinook de moins d'un an de la Thompson Sud) donnent à penser qu'une activité de pêche significative a pu avoir lieu dans l'UD 6. Les séries chronologiques des estimations du taux d'exploitation par année d'éclosion (TEAE) et du taux d'exploitation par année civile (TEAC) sont fondées sur le stock indicateur de la basse Shuswap (Figure 20). Le TEAE total moyen sur cette série chronologique est de 51,2 % (34,0 % dans les pêches canadiennes, 17,2 % dans les pêches américaines). Le TEAC total moyen sur cette série chronologique est de 48,0 % (31,9 % dans les pêches canadiennes, 16,1 % dans les pêches américaines). Le saumon chinook de l'UD 6 reste probablement dans le cours principal du Fraser jusqu'à ce que les conditions d'écoulement soient favorables dans le marécage Maria, ce qui peut également accroître son exposition aux pêches qui se produisent dans le cours principal. Dans les eaux marines, la pêche à la traîne dans la zone F pose une menace moins grande ces dernières années, car elle a été reportée jusqu'à la mi-août. Compte tenu de la possibilité d'une exposition importante aux pêches récréatives, aux pêches ASR et aux pêches non surveillées, ainsi que de la grande incertitude entourant l'impact direct sur l'UD 6, un risque de menace élevé avec une certitude causale moyenne a été attribué à cette UD.

L'UD 13 ne dispose pas actuellement d'un stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées permettant d'estimer le taux d'exploitation par année d'éclosion (TEAE) et le taux d'exploitation par année civile (TEAC); cependant, on peut utiliser certaines informations quantitatives provenant d'un examen récent des mesures de gestion mises en œuvre pour protéger trois zones de gestion du chinook (printemps 4₂, printemps 5₂, été 5₂) pour estimer le risque de menace. En 2012, le Ministère a fixé un objectif visant à réduire le taux de récolte global du chinook de printemps 4₂, de printemps 5₂ et d'été 5₂ d'au moins 50 % par rapport à un taux de récolte de la période de base allant de 50 % à 60 % à moins de 30 %. Une approche de gestion en trois zones a été adoptée pour atteindre cet objectif (MPO 2018b). L'examen récent de cette approche de gestion a permis d'estimer que la réduction globale de l'indice du taux d'exploitation était de 39,6 % pour la zone de gestion du chinook de printemps 4₂, de 24,0 % pour celle du chinook de printemps 5₂ et de 11,4 % pour celle du chinook d'été 5₂ (MPO 2019). L'analyse a indiqué qu'il était possible que le taux d'exploitation total pour le chinook de printemps et d'été 5₂ soit inférieure à 30 % en moyenne les années (faible abondance) de la zone 1, ce qui suggère que les objectifs de réduction globale pour le chinook de printemps et d'été 5₂ ont peut-être été atteints, mais des incertitudes considérables ont rendu l'analyse peu concluante. Des mesures supplémentaires ont été mises en place en 2018 pour appliquer une réduction préventive de 25 à 35 % par rapport au taux d'exploitation moyen entre 2013 et 2016 pour les stocks de saumon chinook du Fraser afin de soutenir la conservation et de favoriser le rétablissement. En 2019, l'objectif de gestion a été affiné pour réduire les mortalités globales par pêche canadienne sur ces populations de type fluvial (printemps 4₂, printemps 5₂, été 5₂) à près de 5 %; selon une analyse de l'efficacité des mesures de gestion, cet objectif a probablement été atteint pour 2019 et 2020 (MPO 2021a). Ces saumons chinooks migrent avant la principale population de moins d'un an de la Thompson Sud et sont donc protégés de la majorité des activités de pêche qui visent les poissons de moins d'un an de la Thompson Sud. Les pêches ASR des Premières Nations du bas Fraser sont limitées en effort et en durée jusqu'à la mi-août, bien après que l'UD 13 ait normalement traversé cette zone durant sa migration. Un risque de menace faible avec une certitude causale moyenne a été attribué à cette UD en partant de l'hypothèse que ces mesures de gestion resteront en place dans un avenir prévisible jusqu'à ce que l'abondance s'améliore.

Des séries chronologiques uniformes des estimations du taux d'exploitation par année d'éclosion (TEAE) et du taux d'exploitation par année civile (TEAC), fondées sur le stock indicateur de la rivière Nicola, sont disponibles pour l'UD 15 (Figure 21). Le TEAE total moyen sur cette série chronologique est de 26,5 % (23,7 % dans les pêches canadiennes, 2,7 % dans les pêches américaines). Le TEAC total moyen sur cette série chronologique est de 26,2 % (23,0 % dans les pêches canadiennes, 3,1 % dans les pêches américaines). Les TEAC ont diminué ces dernières années, car les pêches canadiennes ont été planifiées de manière à éviter les impacts élevés sur ce groupe de stocks, comme indiqué précédemment. La pêche ASR à la canne et au moulinet peut être pratiquée dans les zones amont du Fraser, notamment au confluent de la basse Thompson et de la rivière Nicola, et peut avoir des impacts importants. Les années où les niveaux d'eau sont bas pendant des périodes prolongées, le chinook se regroupe à l'embouchure de la rivière Nicola et peut rester dans toute la basse Thompson et dans le Fraser près de son confluent. Ce comportement consistant à rester au même endroit accroît son exposition aux pêches, ce qui a probablement contribué à l'estimation élevée du TEAC total en 2020 (des TEAC très faibles ont été estimés dans toutes les autres pêches canadiennes). Dans la rivière Deadman, il existe un règlement communautaire des Premières Nations interdisant la pêche. Dans la rivière Bonaparte, la pêche au filet maillant et à la canne et au moulinet est pratiquée près du confluent avec le Fraser et, plus en amont, à l'aide d'épuisettes à la passe migratoire. La pêche récréative ciblant le saumon chinook dans la basse Thompson commence à la fin du mois d'août pour éviter les impacts sur ce groupe de stocks. Si l'on prévoit que les mesures de gestion destinées à entraîner un TEAC faible persisteront à l'avenir, étant donné les incertitudes dans les estimations du taux d'exploitation et les erreurs de mise en œuvre de la gestion, un risque de menace de faible à moyen avec une certitude causale élevée a été attribué à cette UD.

La dynamique de la pêche dans les zones de stocks mélangés pourrait changer à l'avenir avec les changements dans la production d'écloserie. On a déterminé dès les années 1970 que les effets de la production des écloseries de saumon et des pêches de stocks mélangés constituaient un risque grave (see Gardner *et al.* 2004 for an in-depth review of hatchery impacts). En résumé, des niveaux élevés d'apports des écloseries par rapport à la production de juvéniles sauvages peuvent contribuer à des taux de récolte trop élevés pour que les poissons sauvages puissent les soutenir, et la présence d'un grand nombre de poissons d'écloserie peut masquer le déclin des stocks de saumons sauvages. Dans les zones où les poissons d'écloserie se mélangent aux stocks sauvages, une production accrue peut entraîner des taux de mortalité par pêche non durables pour le saumon sauvage, lorsque les taux de récolte sont fixés à des niveaux qui tiennent compte de l'abondance totale des poissons qui est accrue en raison de la présence de poissons d'écloserie (c'est-à-dire des stratégies de gestion axées sur l'abondance). Les stocks améliorés peuvent résister à la pression de l'exploitation ou même être sous-exploités, tandis que les stocks sauvages moins productifs qui migrent au même moment sont surexploités. Par exemple, Barnett-Johnson et ses collaborateurs (2007) ont indiqué que 90 % des chinooks de la vallée du centre de la Californie capturés en automne dans le cadre de la pêche en mer étaient issus d'écloseries, et reconnaissent une contribution supplémentaire inconnue, mais potentiellement importante, des juvéniles descendant d'adultes d'écloserie et frayant dans les rivières. Ces résultats sont particulièrement alarmants, car les estimations précédentes prenaient en compte une contribution d'environ 30 % des écloseries à la pêche (Carlson et Satterthwaite 2011). Bien que cela ne soit pas propre au chinook du sud de la Colombie-Britannique, la surexploitation des stocks plus faibles ou plus petits dans les pêches de stocks mélangés a entraîné l'élimination complète de certaines populations de saumons du Pacifique, comme le saumon coho sauvage dans le bas Columbia (Policansky et Magnuson 1998), et le déclin de nombreuses autres populations, notamment le saumon rouge du fleuve Fraser (Collie *et al.* 1990) et diverses populations de saumon kéta en Colombie-

Britannique (Beacham *et al.* 1987). Des objectifs et des protocoles appropriés peuvent être élaborés pour harmoniser les activités de mise en valeur des stocks avec le rétablissement de ces UD.

La menace de déclin de la population résultant de l'activité de pêche a été évaluée comme étant supérieure à zéro lorsque l'on prévoit que les taux d'exploitation dépasseront les niveaux durables, qui sont très incertains car on ignore essentiellement les niveaux durables pour ces UD et ils varient chaque année en fonction de la productivité. Bien que l'on ne dispose pas d'estimations précises des taux d'exploitation pour la plupart des UD, des changements notables sont intervenus récemment dans l'activité de pêche dans tous les secteurs, et ont probablement entraîné des réductions globales des taux d'exploitation au cours des 10 à 20 dernières années. Les taux d'exploitation actuels pour les UD 1, 6 et peut-être 15 devraient être plus élevés que les taux que ces populations peuvent soutenir aux niveaux de productivité actuels. L'activité de pêche n'est probablement pas le principal facteur à l'origine des récentes baisses de ces UD, bien qu'elle y contribue lorsque les taux d'exploitation sont supérieurs aux niveaux durables. L'activité de pêche devrait se poursuivre, mais l'ampleur de la menace est très incertaine.

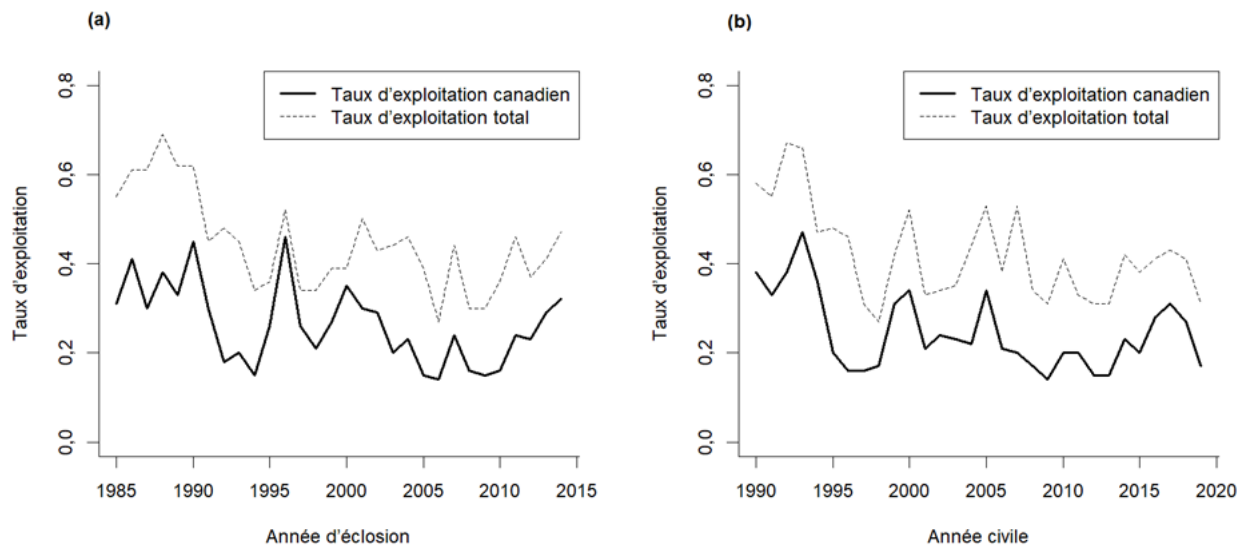


Figure 19. Résumé du taux d'exploitation (TE) pour le saumon chinook de la rivière Samish, stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées de substitution pour l'UD 1 – saumon chinook d'automne de type océanique de la baie Boundary. (a) Données sur le taux d'exploitation par année d'éclosion de 1985 à 2014. (b) Données sur le taux d'exploitation par année civile de 1990 à 2019. Données fournies par le Comité technique du saumon chinook du Traité sur le saumon du Pacifique.

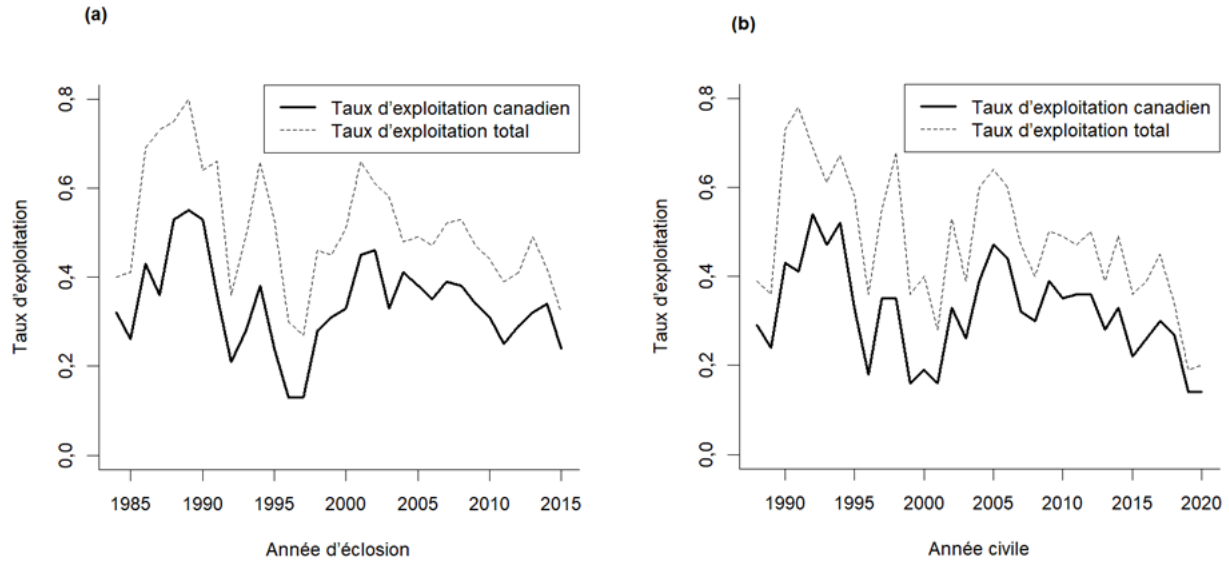


Figure 20. Résumé du taux d'exploitation (TE) pour le saumon chinook de la basse Shuswap, stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées de substitution pour l'UD 6 – saumon chinook d'été de type océanique du bas Fraser. (a) Données sur le taux d'exploitation par année d'éclosion de 1984 à 2015. (b) Données sur le taux d'exploitation par année civile de 1988 à 2020. Données fournies par le Comité technique du saumon chinook du Traité sur le saumon du Pacifique.

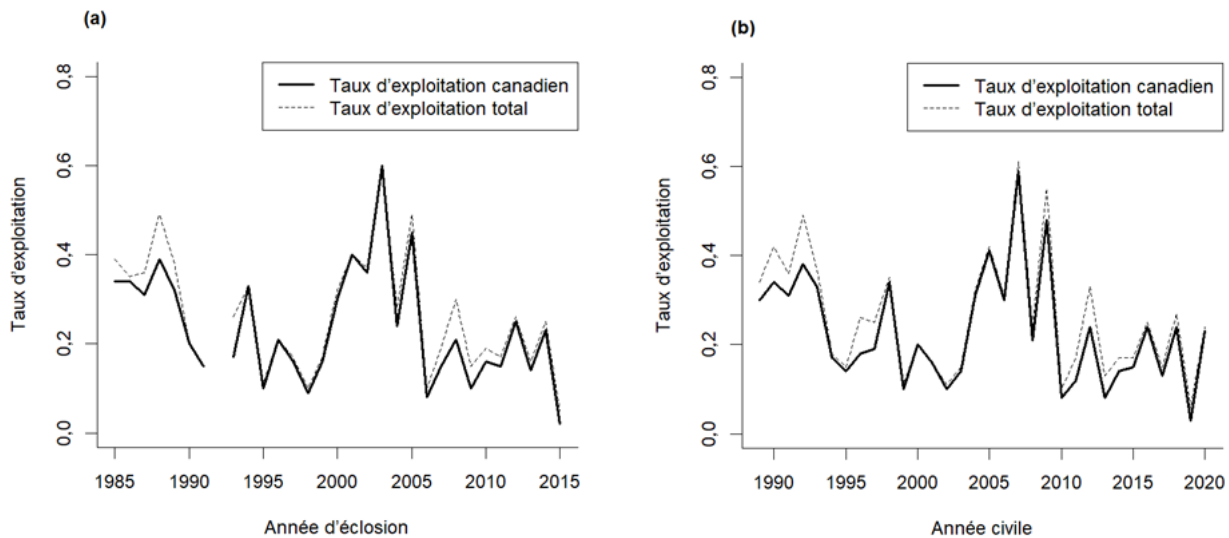


Figure 21. Résumé du taux d'exploitation (TE) pour le saumon chinook de la rivière Nicola, stock indicateur porteur de micromarques magnétisées codées pour l'UD 15 – saumon chinook de printemps de type fluvial de la basse Thompson. (a) Données sur le taux d'exploitation par année d'éclosion de 1985 à 2015. (b) Données sur le taux d'exploitation par année civile de 1989 à 2020. Données fournies par le Comité technique du saumon chinook du Traité sur le saumon du Pacifique.

Tableau 30. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de l'exploitation forestière et la récolte de bois pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Exploitation forestière et récolte du bois	UD 13	Connue	Faible	Élevée	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Limitée
	UD 15	Connue	Faible	Élevée	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Limitée - Vaste
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 1 et 6.								

Tableau 31. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts de la pêche et de la récolte des ressources aquatiques pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Pêche et récolte de ressources aquatiques	UD 1	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Élevé	Moyenne	Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Élevée	Faible-Moyen (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

3.1.6. Intrusions et perturbations humaines

3.1.6.1 Activités récréatives

Cette catégorie de menaces comprend les activités humaines qui altèrent, détruisent ou perturbent les habitats et les espèces par des utilisations non consommatrices de ressources biologiques (catégorie de menaces 6.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les activités récréatives qui peuvent perturber ou détruire l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ou causer directement la mortalité du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont examinées dans cette section. Les activités récréatives comprennent les véhicules hors route (c'est-à-dire les VTT/VUT, les motos tout-terrain) ou les autres modes de transport (par exemple, le cheval) qui pénètrent dans les cours d'eau et détruisent l'habitat ou les nids, ainsi que les activités des bateaux de plaisance qui se déroulent dans l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique lorsqu'il est occupé par des poissons juvéniles ou des œufs. Les bateaux à propulsion hydraulique, en particulier, peuvent aspirer des poissons ou des œufs, ce qui entraîne une mortalité directe s'ils traversent des lits de gravier ou des habitats littoraux pendant des périodes critiques. En outre, les sillages des bateaux peuvent provoquer l'échouement des juvéniles sur les côtes ou dans des habitats peu profonds. Les fluctuations de la pression créées par un bateau à propulsion hydraulique empruntant des eaux peu profondes sont également capables de tuer les œufs de saumon pendant l'incubation dans le lit du cours d'eau, avec des mortalités pouvant atteindre 40 % dans des études contrôlées en laboratoire (Sutherland et Ogle 1975). Le souffle des hélices ou des propulseurs des embarcations de plaisance peut également jouer un rôle important dans la remise en suspension des sédiments marins, ce qui peut entraîner une érosion, une charge interne en nutriments ou des niveaux élevés de turbidité et de métaux lourds dans la colonne d'eau (Hill 2002). Une étude menée par Dorava et Moore (1997) a démontré que l'érosion des berges était 75 % plus importante dans une zone de navigation populaire de la rivière Kenai, en Alaska, que dans les zones où des restrictions de la navigation sont en place. La réduction de la clarté de l'eau peut également interférer avec la façon dont les poissons utilisent les habitats dans les eaux peu profondes, en plus de l'habitat de la faune au bord de l'eau (Laderoute et Bauer 2013).

Cette menace a une portée et un impact négligeables pour les UD 6 et 13 et une faible portée avec un léger impact pour l'UD 15, mais l'UD 1 n'a pas été évaluée en raison d'un manque d'informations. Certains cours d'eau de ces quatre UD sont plus sensibles aux impacts des bateaux à propulsion hydraulique. Dans l'UD 1, il y a des rampes de mise à l'eau sur les rivières Nicomekl et Serpentine, une zone très développée et populaire. Il n'existe aucune restriction concernant les bateaux dans la rivière Serpentine; cependant, la vitesse est limitée à 16 km/h dans la rivière Nicomekl et le remorquage est interdit dans certaines parties. La circulation de bateaux non motorisés dans la rivière Nicomekl est également courante; cependant, les impacts sont probablement négligeables. Dans l'UD 13, des bateaux de plaisance à propulsion hydraulique empruntent les rivières Eagle et Perry, bien que la vitesse soit limitée à 5 km/h. De plus, la motoneige et le tout-terrain deviennent de plus en plus populaires dans la région de la rivière Perry et dans toute l'UD 15; ces sports sont facilités par un réseau de routes forestières et peuvent dégrader l'habitat du chinook du sud de la Colombie-Britannique ou écraser les nids lorsque les engins entrent dans les cours d'eau. Cependant, la proportion de l'UD exposée à cette menace est probablement faible. Un festival de musique estival annuel se déroule près d'une section de frayères du saumon chinook dans la rivière Coldwater (UD 15); les festivaliers sont connus pour piétiner l'habitat de la rivière Coldwater et réarranger le lit du cours d'eau pour se baigner dans les fosses.

3.1.6.2 Guerre, troubles civils et exercices militaires

Cette menace comprend les actions des forces officielles ou paramilitaires sans empreinte permanente, telles que les conflits armés, les champs de mines, les chars et autres véhicules militaires, les exercices d'entraînement et les champs de tir, la défoliation et les essais de munitions (catégorie de menaces 6.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

La guerre, les troubles civils et les exercices militaires ne devraient actuellement pas constituer une menace pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Quelques activités militaires sont menées dans des champs de tir à proximité de la baie Nanoose et peut-être dans d'autres régions, mais les impacts sont inconnus. Le doublement du pipeline Transmountain Expansion pourrait attirer de grandes manifestations, qui pourraient endommager l'équipement ou le pipeline lui-même et provoquer des déversements accidentels. Les impacts de la menace sont inconnus pour toutes les UD en raison du degré d'incertitude entourant la survenue de ces événements; de ce fait, aucun tableau de la menace n'est fourni.

3.1.6.3 Travail et autres activités

Cette catégorie comprend les menaces posées par des personnes qui passent du temps ou voyagent dans les environnements naturels pour des raisons autres que des activités récréatives ou militaires (catégorie de menaces 6.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Elle comprend la recherche scientifique et les activités liées à l'application de la loi, aux trafiquants de drogue et à l'immigration clandestine.

La menace qui pèse sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans cette catégorie se limite à la recherche scientifique. L'évaluation des stocks et la recherche scientifique sont continues dans de nombreux cours d'eau des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais l'effet sur les populations est probablement minime, voire nul, car les méthodes de relevé sont conçues pour minimiser toute influence négative sur les populations reproductrices. De plus, le personnel sur le terrain du MPO tente d'atténuer les effets négatifs lorsqu'il réalise les programmes de relevés sur les échappées. Pour les études sur les indicateurs du saumon chinook, la capture et le marquage sont effectués tôt dans la journée, avant que le réchauffement diurne n'entraîne des températures supérieures à 20 °C. Les poissons ne sont pas capturés dans les zones où il n'est pas possible de travailler à des températures adéquates. Les activités de capture des stocks de géniteurs d'écloserie se déroulent à des températures pouvant atteindre 23 °C, mais seulement lorsque des réservoirs d'eau très oxygénée à 7-10 °C sont disponibles pour contenir les poissons immédiatement après la capture. Parmi les UD évaluées ici, les géniteurs prélevés dans le ruisseau Spius et dans les rivières Salmon et Nicola pourraient subir des températures de l'eau défavorables (>18 °C), mais les autres procédures de collecte de géniteurs ne devraient pas avoir d'impacts liés à la température. La méthode de dénombrement lors des relevés sur les géniteurs peut également avoir des effets sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Dans l'UD 15, il existe depuis longtemps un programme de marquage-recapture par pêche à la ligne dans la rivière Nicola; cependant, les effets de la pêche à la ligne sur ce projet sont faibles, le taux de mortalité immédiate par hameçon déclaré étant de 0,9 % (Cowen *et al.* 2007). Les relevés itinérants dans le ruisseau Louis, la rivière Seymour et le ruisseau Scotch, ainsi que les relevés en bateau à propulsion hydraulique dans la rivière Eagle pourraient déprimer les nids, bien que les agents qui réalisent les relevés tentent d'éviter les emplacements des nids.

Dans l'intérieur de la Colombie-Britannique, des barrières de dénombrement et de capture des stocks de géniteurs d'écloserie ont été construites dans les années 1980 sur la rivière Salmon et la rivière Eagle, dans l'UD 13, et sur la rivière Nicola, dans l'UD 15, ainsi qu'à divers endroits aux environs de Prince George. Les barrières de dénombrement et de capture étaient

courantes dans les réseaux côtiers à l'époque et étaient présumées être la méthode la plus efficace pour atteindre ces deux objectifs. Cependant, après l'installation de barrières conventionnelles dans les réseaux intérieurs, on a observé que les chinooks ne parvenaient souvent pas à entrer dans les boîtes-pièges, mais se répartissaient plutôt dans les habitats en aval des barrières et frayaient fréquemment dans des zones précédemment inutilisées pour la fraie. Ce phénomène a été observé dans les rivières Nicola et Eagle et l'exploitation de la barrière de la rivière Nicola a pris fin après une seule année. La barrière de la rivière Eagle a été exploitée pendant plusieurs années en association avec l'écloserie de la rivière, mais elle a été abandonnée au début des années 1990. Des problèmes similaires ont également été observés aux barrières installées autour de Prince George, et l'utilisation de la plupart des barrières de dénombrement conventionnelles a été abandonnée. Une exception serait la barrière de la rivière Salmon à Salmon Arm (UD 13), qui est une barrière polyvalente utilisée annuellement depuis 1986 pour compter les remontes de chinook et de coho et pour faciliter la capture de stocks de géniteurs. Cette barrière a été placée en dessous de toutes les zones de gravier de fraie potentielles et, malgré des problèmes considérables liés à la réticence des poissons à entrer dans le piège, on a capturé et dénombré des poissons chaque année. Les exploitants de la barrière ont essayé de nombreuses améliorations pour tenter d'attirer les poissons dans la boîte-piège, y compris en créant de l'ombre dans la zone située sous la barrière pour fournir un abri et concentrer les écoulements à travers le piège afin que les débits d'attraction soient plus forts.

Jusqu'à récemment, la barrière de la rivière Salmon était la seule en service pour la capture et le dénombrement dans le Fraser intérieur. À la suite du glissement de terrain de Big Bar, les Premières Nations, les groupes d'intendance communautaires et le MPO ont réagi en organisant des activités de mise en valeur d'urgence pour tenter d'atténuer les répercussions sur l'échappée. Des barrières ont été installées et exploitées sur plusieurs réseaux hydrographiques au cours des trois dernières années, notamment sur les rivières Endako et Chilako, avec des résultats similaires à ceux observés précédemment pour ce qui est de la réticence à passer. La seule exception est la barrière installée sur la haute Chilcotin, pour laquelle on a utilisé une nouvelle conception, comportant une barrière temporaire avec un petit angle très long pour permettre aux poissons de remonter le cours d'eau le long de la barrière sans être manifestement encerclés, au lieu d'une barrière à 90 degrés par rapport au débit. Lorsque les poissons étaient suffisamment en amont et approchaient de l'apex, un filet était relevé derrière eux pour créer un piège dans la zone de l'apex de la barrière. En réduisant encore la taille de la zone de l'apex en déplaçant manuellement le filet d'aval vers l'amont, on pouvait enfermer les poissons et les capturer. Cette nouvelle approche a bien fonctionné la première année (2021), ce qui permet d'espérer que d'autres approches très laborieuses permettent de capturer des poissons pour les stocks de géniteurs d'écloserie lorsque les remontes sont faibles, avec moins d'impact sur la répartition des géniteurs naturels. Au fur et à mesure que les populations diminuent, il devient plus difficile de capturer des poissons lorsque les échappées sont plus faibles et l'utilisation de barrières ou de déversoirs pour capturer des géniteurs devient plus intéressante. Des barrières mal installées et mal exploitées pourraient nuire à des populations déjà déprimées, en particulier à l'intérieur des terres où l'aversion pour les barrières semble plus grande.

En plus du MPO, divers autres groupes et programmes de recherche sont actifs dans ces UD et peuvent rencontrer ou étudier le saumon chinook.

Tableau 32. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des activités récréatives pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Activités récréatives	UD 1	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Inconnue
	UD 6	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Négligeable
	UD 13	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Négligeable
	UD 15	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Restreinte

Tableau 33. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du travail et des autres activités pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Travail et autres activités	UD 1	Connue	Négligeable	Très faible	Faible (5)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Vaste
	UD 6	Connue	Négligeable	Très faible	Faible (5)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Négligeable
	UD 13	Connue	Négligeable	Très faible	Faible (5)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Vaste
	UD 15	Connue	Négligeable	Très faible	Faible (5)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Vaste

3.1.7. Modifications des systèmes naturels

3.1.7.1 Incendies et lutte contre les incendies

Cette menace est définie comme la suppression ou l'augmentation de la fréquence ou de l'intensité des incendies en dehors de leur plage de variation naturelle (catégorie de menaces 7.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les incendies de forêt sont de plus en plus fréquents en raison des changements climatiques, des pratiques forestières historiques, des infestations de ravageurs, des agents pathogènes et de l'incidence des incendies d'origine anthropique (Mote *et al.* 2003; Wang *et al.* 2015), qui peuvent avoir de multiples répercussions sur les poissons. Le réchauffement immédiat et direct des flammes et l'effet durable (suppression du couvert des cours d'eau riverains) d'un incendie de forêt peuvent faire augmenter la température des cours d'eau, qui peut influencer le comportement et la physiologie des saumons juvéniles (Beakes *et al.* 2014). Les tactiques de lutte contre les incendies, comme l'arrosage hélicopté, peuvent capturer directement les saumons juvéniles, selon leur position dans la colonne d'eau pendant les heures de jour où une telle aspiration se produirait. La menace que représente l'arrosage hélicopté est probablement plus fréquente dans les réseaux où les cours d'eau sont peu profonds (UD 15-BTh-1.2), car des zones peuvent être excavées à l'aide d'engins pour créer des fosses suffisamment profondes pour submerger les nacelles aériennes. En été, les chinooks adultes peuvent entrer dans ces fosses artificielles, où une nacelle aérienne pourrait les capturer en cas de lutte en cours contre un incendie. En outre, les engins qui effectuent ces travaux peuvent, par inadvertance, détruire l'habitat ou rejeter des sédiments en suspension dans la colonne d'eau, ce qui a un impact indirect sur les poissons en aval. Les récents incendies de forêt qui ont eu lieu dans l'UD 15 durant l'été 2021 ont entraîné des prélèvements directs dans les rivières Coldwater, Deadman et Nicola. Il est également possible, compte tenu de la taille et de l'intensité des incendies, que des conditions modifiées, telles qu'une hausse de la température de l'eau et la diminution de l'oxygène dissous, aient pu créer des barrières thermiques ou des conditions inhospitalières pour les chinooks juvéniles. Ces effets sont inconnus pour l'instant.

La proportion des UD couvertes dans le présent rapport qui serait confrontée ou touchée par cette menace est inconnue ou négligeable, et n'est donc pas considérée comme une menace importante pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Cependant, étant donné la taille, le nombre et l'intensité des incendies de forêt de l'été 2021, l'impact direct des feux et de leur suppression sur le chinook du sud de la Colombie-Britannique pourrait être problématique à l'avenir.

3.1.7.2 Barrages et gestion de l'eau

Cette menace est définie comme les barrages et les activités de gestion et d'utilisation de l'eau qui modifient les régimes de débit par rapport à leur plage de variation naturelle, soit délibérément, soit du fait d'autres activités (catégorie de menaces 7.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Il s'agit notamment des modifications des régimes de débit et des volumes d'écoulement (hydrologie), du transport des sédiments et de l'empreinte des structures dans les cours d'eau.

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

Lutte contre les inondations

Les digues et autres structures de maîtrise des crues (écluses, vannes de marée, etc.) ont entraîné la disparition d'une grande partie de l'habitat de croissance historique hors chenal dans le bas Fraser. Le bassin du Fraser compte environ 600 km de digues, 400 écluses et 100 stations de pompage¹⁴. Certaines de ces structures ont coupé l'accès à des chenaux et des marécages qui étaient historiquement habités par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et il reste actuellement très peu d'habitats de plaine d'inondation pour les juvéniles hivernant dans le bas Fraser. Les écluses et les vannes de marée peuvent avoir des impacts permanents en bloquant l'accès à des habitats éphémères et en créant un habitat indésirable pour les chinooks juvéniles (Gordon *et al.* 2015; Collins *et al.* 2016). Finn et ses collaborateurs (2021) ont quantifié la quantité d'habitat du saumon dans les cours d'eau et les plaines d'inondation perdue en raison des obstacles construits par les humains dans le bas Fraser en comparant l'étendue historique et actuelle de l'habitat. Ils ont constaté qu'il reste dans le bas Fraser environ 102 km² d'un habitat historique du poisson dans la plaine d'inondation de 659 km². Plus précisément, il reste 4,3 km² sur 91,9 km² (5 %) pour le chinook de la baie Boundary (UD 1) et 71,4 km² sur 467,4 km² (15 %) pour le chinook du marécage Maria (UD 6). On estime que les poissons de l'UD1 ont accès à 28 % de leur habitat fluviatile historique (184 km sur 660 km), dont 177 km ont été rendus inaccessibles, 116 km ont été canalisés et 182 km ont été perdus. Les poissons de l'UD 6 peuvent accéder à 38 % de leur habitat fluviatile historique (21 km sur 55 km), avec 21 km rendus inaccessibles et 13 km perdus.

En général, on sait que les salmonidés se déplacent activement dans les zones humides des plaines d'inondation saisonnières pour éviter les débits élevés des crues dans le chenal principal, mais les réductions de la connectivité et la dégradation des chenaux latéraux et des affluents peuvent limiter la survie et créer des pressions de sélection à long terme qui influencent les profils de migration (Trombulak et Frissell 2000). Junk et ses collaborateurs (1989) ont proposé le concept de pulsations de crue, qui prédit que l'inondation annuelle est la force motrice de la productivité et des interactions biotiques dans les réseaux rivière – plaine d'inondation. Les habitats de plaine d'inondation offrent une plus grande diversité biologique et une production accrue d'invertébrés par rapport aux chenaux des rivières adjacentes (Junk *et al.* 1989; Gladden et Smock 1990), et constituent une source saisonnière de nourriture pour les saumons chinooks juvéniles pendant et après la crue. Bien que cela ne soit pas propre au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Jeffres et ses collaborateurs (2008) expliquent que les habitats de plaine d'inondation hors chenal dans la rivière Cosumnes fournissent un habitat de croissance nettement meilleur que le chenal intertidal et soutiennent des taux de croissance plus élevés. Lorsque les saumons chinooks juvéniles quittent l'eau douce une fois parvenus à une plus grande taille, comme on le voit chez les poissons qui grandissent dans les plaines inondables, le taux de survie global à l'âge adulte est accru (Unwin 1997; Galat et Zweimüller 2001; Jeffres *et al.* 2008). C'est pourquoi on a proposé la restauration des plaines inondables à titre d'outil important pour améliorer la production de saumon (Sommer *et al.* 2005). Les stations de pompage ont des impacts supplémentaires liés à la lutte contre les inondations lorsque l'eau est évacuée des plaines d'inondation, risquant d'échouer les poissons qui ont pu y entrer pendant les hautes eaux ou de causer directement la mortalité des chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique si les poissons sont aspirés dans la pompe.

On a jugé que les UD 1 (baie Boundary) et 6 (marécage Maria) sont menacées par les structures et les activités de lutte contre les inondations. Les digues sont extrêmement

¹⁴ Fraser Basin Council 2019. [Flood and the Fraser](#). [Consulté le 14 mars 2022]

répandues dans l'UD 1, car il s'agit d'un paysage très urbanisé. Des barrages marins à contrôle de la pression ont été installés à l'embouchure des rivières Serpentine et Nicomekl et il y a de nombreux ponceaux aux traversées des routes sur ces rivières, ainsi que dans tout le bassin hydrographique de la rivière Little Campbell. On ne sait pas combien de fois, ni pendant combien de temps ces barrages marins sont fermés pendant la montaison des chinooks adultes en automne ou la dévalaison des juvéniles au printemps, mais on sait que le retard causé par leur fermeture intensifie la prédation par les pinnipèdes sur les chinooks adultes à ces endroits. De plus, ces barrages marins peuvent créer de forts gradients de salinité, susceptibles de se répercuter sur l'osmorégulation, en particulier pour les tacons de descente. Lors de l'atelier sur les menaces, les participants ont discuté du projet de la Ville de Surrey de remplacer ces barrages en tenant compte des problèmes de passage du poisson¹⁵, mais ces barrages continueront à représenter une menace pour le saumon chinook de la baie Boundary tant que le passage du poisson n'est pas réglé de manière adéquate. Le dragage sur l'île Seabird est régulièrement utilisé comme mesure de lutte contre les inondations, et peut avoir un impact négatif sur le chinook dans l'UD 6 (marécage Maria). Il a été proposé en 2021 de poursuivre cette pratique indéfiniment. On envisage aussi d'ajouter des structures de lutte contre les inondations à l'extrémité aval du marécage. On n'a pas estimé que la lutte contre les inondations posait une menace pour l'UD 13 ou l'UD 15 (ThS-1.3 et BTh-1.2, respectivement).

Barrages et énergie hydroélectrique

Les barrages hydroélectriques modifient l'hydrogramme naturel, agissent comme des obstacles à la migration, provoquent une mortalité directe des saumoneaux pendant l'avalaison, affouillent les nids de fraie immédiatement en aval, réduisent le recrutement naturel de gravier et diminuent la productivité et l'abondance globales des populations de saumon en amont et des autres ressources en proies aquatiques (Levin et Tolimieri 2001; Welch *et al.* 2008). Malgré la ruée vers l'aménagement de sites hydroélectriques en Colombie-Britannique au milieu du XX^e siècle, aucun barrage n'a été construit sur le cours principal du Fraser (Ferguson *et al.* 2011). Aucune des UD examinées dans ce rapport n'est menacée par de grands barrages.

De nombreux projets d'énergie indépendants, souvent construits comme des installations hydroélectriques au fil de l'eau dans les affluents du Fraser, peuvent avoir un impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Ces installations ont des impacts dans la rivière plus faibles que les grands projets hydroélectriques (Anderson *et al.* 2014), mais peuvent avoir des effets cumulatifs plus importants en raison de la modification des surfaces de captage résultant de la construction de routes et d'autres infrastructures (voir Modifications des surfaces de captage). Les impacts dans la rivière des installations au fil de l'eau devraient être limités, car nombre d'entre elles se trouvent en amont des eaux poissonneuses et ont moins d'effet sur l'hydrologie et la géomorphologie des cours d'eau que les grands barrages hydroélectriques. Les récents résultats de la surveillance opérationnelle des installations hydroélectriques au fil de l'eau dans la rivière Harrison n'ont pas permis de détecter de grands changements dans l'abondance des salmonidés résidents (MPO 2016). Les taux de variation du débit, c'est-à-dire la variation des niveaux d'eau dans la rivière due à l'installation, sont probablement la plus grande menace dans l'eau posée par les installations au fil de l'eau. Les taux de variation du débit sont fixés de manière prudente pour éviter l'échouement des poissons, qui peut survenir lorsque les taux sont dépassés. La mortalité due à ces dépassements dépendrait de l'ampleur et du moment de l'événement, ainsi que de la présence du saumon chinook du sud de la

¹⁵ City of Surrey, 2020. [Award of Contract No. 6020-010 D1: Design of Serpentine River Sea Dam Replacement](#). [Consulté le 15 janvier 2022]

Colombie-Britannique. On ne prévoit pas d'impact au niveau de la population pour les installations au fil de l'eau.

Il convient de noter que, bien que peu probable, la défaillance des passes migratoires peut avoir de graves conséquences pour les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique qui doivent franchir ces structures. La défaillance de la passe migratoire de la rivière Bonaparte (2017) a eu de graves répercussions sur l'UD 15 (BTh-Printemps) et constitue l'exemple le plus récent de l'importance de l'entretien des passes migratoires dans le bassin du Fraser (Figure 22). En cas de défaillance des structures des passes migratoires, telles que celles de Hells Gate ou de la rivière Bonaparte, certains ou tous les poissons en montaison des UD 13 (ThS-1.3) et 15 (BTh-1.2) ne pourraient pas atteindre les frayères.

Le développement hydroélectrique futur en Colombie-Britannique est une question complexe qui relève des gouvernements fédéral, provincial et des Premières Nations; cependant, aucun développement hydroélectrique majeur n'est prévu dans un avenir proche dans les réseaux hydrographiques habités par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Il existe un cadre pour faciliter le développement de projets d'énergie indépendants; cependant, avec l'aménagement du site C, il est peu probable qu'une autre demande d'énergie soit émise dans un avenir immédiat.



Figure 22. Passe à poissons de la rivière Bonaparte qui facilite la montaison du chinook.

Prélèvement d'eau

Le prélèvement d'eau peut avoir un impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en réduisant le débit des cours d'eau, en limitant leur zone mouillée et en modifiant les températures naturelles de l'eau. L'extraction de l'eau souterraine est particulièrement préoccupante pour les chinooks yearlings dans les cours d'eau aux hydrogrammes dominés par la neige car ces populations dépendent fortement de l'eau souterraine pour une grande partie de leur résidence en eau douce (Brown *et al.* 2019). La remontée d'eau souterraine protège les

frayères contre la formation de glace de fond, maintient des températures convenables pour les habitats de croissance de la fin de l'été et modère les températures et les niveaux d'eau pour les adultes en montaison (Brown 2002). Malgré la dépendance critique des salmonidés résidents dans le cours d'eau à l'égard de l'eau souterraine, l'allocation et le contrôle de la quantité sont encore gérés uniquement passivement (Douglas 2006). Les ressources en eaux superficielles sont également pleinement exploitées dans de nombreux cours d'eau, en particulier dans l'intérieur méridional aride, mais on continue de forer de nouveaux puits sans tenir compte de l'impact sur l'approvisionnement en eau souterraine des cours d'eau voisins (Brown *et al.* 2019) ou sur la disponibilité globale de l'eau.

Les UD 13 et 15 (ThS-1.3 et BTh-1.2) sont toutes deux situées dans des régions sensibles à la sécheresse et l'extraction d'eau y constitue une menace. Dans l'UD 13, certaines parties de la rivière Salmon sont à sec pendant plusieurs mois et l'accès à l'habitat de fraie est limité en raison des importants prélèvements d'eau à des fins agricoles près de la communauté de Westwold. L'article 88 de la *Water Sustainability Act* (WSA) a été invoqué pour restreindre les prélèvements agricoles dans la rivière Salmon en raison de la température extrême et de la sécheresse de niveau 5 qui se sont produites durant l'été 2021. Lorsqu'ils sont combinés à l'extraction d'eau dans la rivière Salmon, les faibles niveaux du lac Shuswap créent des défluent à l'embouchure de la rivière Salmon et peuvent provoquer l'échouement des poissons pendant leur montaison. Dans l'UD 15, les rivières Coldwater et Nicola sont également soumises à des problèmes de gestion de l'eau, notamment en raison des prélèvements agricoles. Selon les preuves actuelles, le volume d'eau dans la rivière Nicola en août est associé à la productivité des stocks et touche à la fois les juvéniles et les adultes (Warkentin 2020). Le Programme de protection du poisson et de son habitat (PPH) du MPO a des preuves d'échouements de poissons dans la rivière Nicola lorsque les pompes d'irrigation sont activées pendant des basses eaux. Des restrictions volontaires sont mises en place sur les rivières Nicola et Coldwater pour réduire les prélèvements.

Classement

Dans l'UD 1, les barrages et la gestion/l'utilisation de l'eau ont été évalués comme une menace de niveau élevé en raison de l'endiguement étendu et des impacts des structures de lutte contre les inondations dans cette région. On a attribué une note moyenne à l'UD 6 pour cette menace car le dragage est le seul impact potentiel actuel et il est possible que la menace soit accrue par l'ajout proposé de structures de lutte contre les inondations à l'embouchure du marécage. La note pour cette menace dans l'UD 13 est élevée – moyenne car même si la rivière Salmon est particulièrement touchée par les mauvaises pratiques de gestion de l'eau, le reste de l'UD est largement épargné. La note pour cette menace dans l'UD 15 est élevée car les pratiques de gestion de l'eau dans la région ont des effets négatifs sur la plupart des cours d'eau.

3.1.7.3 Autres modifications de l'écosystème

Cette menace comprend les autres interventions qui transforment ou dégradent l'habitat dans le cadre de la « gestion » des systèmes naturels, en vue d'améliorer le bien-être des êtres humains. Elle inclut les projets de remise en valeur des terres, l'abandon de terres gérées, l'enrochement le long des côtes, la tonte de l'herbe, l'éclaircissement des arbres dans les parcs, la construction de plages, l'élimination des chicots dans les cours d'eau, les effets de la sylviculture et du dendroctone du pin ponderosa sur le régime hydrologique, les changements dans la composition du réseau trophique (catégorie de menaces 7.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Modifications des surfaces de captage

On sait que les modifications des surfaces de captage par la sylviculture, les feux de forêt, l'agriculture et le développement ont un impact sur la température des cours d'eau et les régimes d'écoulement en raison du défrichement de la végétation et de l'augmentation des surfaces imperméables. Les activités qui entraînent une modification des surfaces de captage sont la sylviculture et l'exploitation forestière induite par le dendroctone du pin ponderosa ou d'autres ravageurs, les incendies de forêt (également liés aux impacts du dendroctone du pin ponderosa et aux pratiques forestières historiques), l'agriculture et le développement urbain et rural/industriel. Les modifications du transport de sédiments résultant des activités forestières et agricoles sont évaluées dans la section 3.1.9.3 Agricultural and Forestry Effluents.

Foresterie

L'exploitation forestière (par exemple la récolte et la replantation) sur les terres de la Couronne, ainsi que l'exploitation des terres privées, est une activité majeure dans les UD 13 et 15 (ThS-1.3 et BTh-1.2) et peut avoir des répercussions sur les régimes de débit et de température de diverses manières. Les activités forestières ont été prédominantes dans l'intérieur du sud de la Colombie-Britannique, ce qui a eu un impact sur ces UD. L'exploitation forestière extensive (p. ex. la coupe à blanc) dans un bassin versant peut entraîner une réduction de la capacité de charge du saumon chinook en dégradant la stabilité du chenal du cours d'eau, de l'habitat riverain, en relevant les températures estivales dans le cours d'eau et en altérant les hydrogrammes saisonniers du fait de la modification de la dynamique du ruissellement (Meehan 1991).

Historiquement, les pratiques forestières et agricoles étaient associées au retrait extensif de la végétation riveraine. Les effets de l'enlèvement de la végétation riveraine sur la température et la morphologie des cours d'eau sont bien documentés (Quigley et Hinch 2006; Richter et Kolmes 2005). Les changements du régime d'écoulement, l'apport de sédiments et de gros débris ligneux peuvent réduire la complexité de l'habitat en élargissant le chenal et en diminuant l'habitat des berges sapées (Gregory *et al.* 2008; Hogan et Luzi 2010). On sait également que le retrait de la végétation riveraine fait augmenter la température des cours d'eau (Beschta *et al.* 1987; Poole et Berman 2001; Tschaplinski et Pike 2017), ce qui a un impact sur l'habitat du saumon chinook et sur ses proies invertébrées benthiques d'eau douce (Quigley et Hinch 2006; Richter et Kolmes 2005; Brett *et al.* 1982; Keefer *et al.* 2018; Shrimpton *et al.* 2007). Les pratiques modernes d'aménagement forestier des peuplements de bois sains ont effectivement réduit l'impact de la foresterie sur la température des cours d'eau en laissant des bandes de végétation riveraine (zones tampons) intactes (Beschta *et al.* 1987; Cole et Newton 2013; Bladon *et al.* 2018).

L'augmentation des débits de pointe peut avoir un impact direct et indirect sur la survie du saumon chinook en eau douce en déplaçant les juvéniles, en intensifiant la concurrence, en éliminant ou en écrasant les œufs et en accroissant l'apport de sédiments en aval (Greene *et al.* 2005; Lewis et Ganshorn 2007; Alila et Beckers 2001). Les hydrogrammes saisonniers peuvent être plus variables ou les débits de pointe peuvent changer sous l'effet de la réduction de la végétation qui modère généralement les taux de ruissellement et d'infiltration (Meehan 1991; Winkler *et al.* 2017). L'augmentation du débit de pointe peut également réduire la complexité de l'habitat du chinook en éliminant les gros débris ligneux fonctionnels (Tschaplinski et Pike 2017).

Dans certains cas, l'exploitation forestière peut entraîner une diminution du débit de base. La baisse des débits peut résulter d'une diminution du ruissellement du brouillard ou d'un changement dans la composition des espèces d'arbres, qui passe généralement des conifères aux feuillus, augmentant la transpiration (Pike *et al.* 2010; Lewis et Ganshorn 2007). Le

reboisement après l'exploitation forestière, par exemple avec des monocultures de douglas vert (*Pseudotsuga menziesii*), peut également augmenter le taux d'évapotranspiration et réduire le débit des cours d'eau par rapport à la forêt de conifères mixte plus ancienne initiale qui était peut-être présente avant l'exploitation forestière (Perry et Jones 2017). La réduction du débit de base peut avoir un effet négatif sur tous les stades biologiques en limitant l'étendue et la conductivité de l'habitat du saumon chinook, en intensifiant la concurrence et la prédation et en dégradant la qualité de l'eau et de l'habitat (Beschta *et al.* 1987; Connor *et al.* 2002; Lewis et Ganshorn 2007; Zeug *et al.* 2014).

Les incendies et les épidémies d'insectes et de maladies des forêts en Colombie-Britannique déclenchent souvent des opérations de coupe de récupération à grande échelle. La coupe de récupération couvre généralement une plus grande superficie que les blocs de coupe conventionnels et peut se produire jusqu'au bord du cours d'eau, ce qui a un impact supplémentaire sur les processus hydrologiques. Comme indiqué dans la section 3.1.5.1 Logging and Wood Harvest, les coupes de récupération sont probables à l'avenir, et les prélèvements forestiers auront sans doute des répercussions sur les surfaces de captage.

Feux de forêt

Comme indiqué dans la section 3.1.7.1 Fire and Fire Suppression, les incendies de forêt sont de plus en plus fréquents en raison des changements climatiques, des pratiques forestières historiques, des infestations de ravageurs et de l'incidence des incendies d'origine anthropique (Mote *et al.* 2003; Wang *et al.* 2015). Les incendies historiques de 2017, 2018 et 2021 ont entraîné la perte de plus de 4 millions d'hectares de couvert forestier dans toute la province de la Colombie-Britannique.

Les impacts des feux de forêt sont similaires à ceux de la foresterie en ce sens qu'ils modifient les régimes d'écoulement et de température, mais ils peuvent avoir des impacts supplémentaires. Les feux de forêt ne suivent pas les règles de la gestion forestière et peuvent éliminer toute la végétation, y compris la végétation riveraine. Comme il est indiqué dans la section 983.1.7.1 Fire and Fire Suppression, l'élimination des forêts par le feu peut intensifier les niveaux des rayonnements solaires, et la température des cours d'eau est alors plus élevée jusqu'à ce que la végétation repousse (Beakes *et al.* 2014). La perte de végétation entraîne également des modifications du cycle hydrologique naturel en augmentant le ruissellement et en modifiant la dynamique de l'évapotranspiration (Springer *et al.* 2015). De plus, les incendies graves peuvent créer des sols hydrophobes en brûlant tout le contenu organique (Letey 2001). Une plus grande prévalence de sols hydrophobes peut accroître la fréquence et l'ampleur de l'érosion des berges due à un ruissellement important. Les taux de recolonisation par les plantes peuvent également être réduits par rapport aux zones forestières touchées par de graves brûlures, ce qui prolonge les impacts de la surface de captage modifiée. L'activité intense et généralisée du feu en 2017, 2018 et 2021 a entraîné la création de zones de sols hydrophobes totalement dénudés de végétation et sujets à une forte érosion, dont les impacts sur l'hydrologie ont été prouvés, en particulier dans la rivière Coldwater (UD 15).

Développement urbain et industriel

Le développement urbain et industriel accroît la quantité de surfaces imperméables qui peuvent avoir un certain nombre d'impacts sur le saumon. Les surfaces imperméables ou semi-perméables comprennent (mais sans s'y limiter) les routes, les structures avec des toits, les systèmes de drainage et d'égouts, et les espaces de loisirs en gazon et en gravier. Les surfaces imperméables modifient la dynamique des cours d'eau en augmentant l'ampleur des débits de pointe et des débits faibles en raison de la réduction de la pénétration progressive de l'eau dans le sol (Booth *et al.* 2002), ce qui peut entraîner des mouvements de la charge du fond qui détruisent les nids de frai, provoquent l'échouement des poissons et modifient les

comportements de migration et de quête de nourriture. Les routes, en particulier les autoroutes et les chemins de service forestiers, peuvent également intercepter les voies d'écoulement des eaux souterraines peu profondes et amplifier les effets du ruissellement aux franchissements de cours d'eau (Trombulak et Frissell 2000). Ces effets sont particulièrement évidents dans les petits réseaux de cours d'eau aux traversées des chemins de service forestiers. Bradford et Irvine (2000) ont constaté une corrélation négative entre la variation annuelle du recrutement du saumon coho et à la fois la densité des routes et la proportion des terres utilisées dans le bassin versant de la rivière Thompson. Le développement urbain et rural, en particulier autour du lac Shuswap, de Kamloops et de Merritt, est également en hausse.

Bien que de nombreux organismes gouvernementaux participent à la planification de tels aménagements, ce type d'activités n'est pas régi directement par une seule instance gouvernementale. Un apparent manque de planification intégrée du développement urbain, rural et industriel peut se solder par des altérations cumulatives de l'hydrologie de cours d'eau qui entraînent un accroissement des débits de pointe ou une diminution des faibles débits et une dégradation de la qualité de l'eau en raison de l'écoulement des eaux d'orage urbaines. L'augmentation des surfaces imperméables peut également influencer la quantité de pollution qui pénètre dans les cours d'eau, ce qui est examiné dans la section 3.1.9.1 Household Sewage and Urban Waste Water.

Ouvrages linéaires

Les ouvrages linéaires englobent le redressement et la canalisation des cours d'eau, généralement par la construction de structures de protection contre les inondations, et couvrent principalement l'enrochement, les digues, les levées, les ponceaux, les ponts et les vannes. Ces structures réduisent la complexité et la diversité de l'habitat du poisson et peuvent isoler des habitats de croissance essentiels tels que les chenaux latéraux, les étangs et les zones humides historiquement utilisés davantage par le saumon chinook du Fraser. En général, on sait que les salmonidés se déplacent activement dans les zones humides des plaines d'inondation saisonnières pour éviter les débits élevés des crues dans le chenal principal, mais les réductions de la connectivité et la dégradation des chenaux latéraux et des affluents peuvent limiter la survie et créer des pressions de sélection à long terme qui influencent les profils de migration (Trombulak et Frissell 2000). La canalisation des cours d'eau peut également limiter la quantité globale d'habitat en réduisant la longueur des cours d'eau produite à l'origine par les méandres et les fourches (Chapman et Knudsen 1980).

Les terres entourant les rivières de la baie Boundary, le bas Fraser et ses affluents sont très utilisées pour des développements urbains, industriels et agricoles, dont une grande partie (57 %) est renforcée par des enrochements pour diverses fonctions (Ham et Church 2012). Les grosses pierres angulaires le long des berges peuvent entraîner des changements de l'hydrologie du cours d'eau et des réductions de l'habitat essentiel des berges. La mise en place d'un enrochement prévient l'érosion latérale des berges, un processus naturel qui conduit au développement de berges sapées et d'un couvert en surplomb qui fournit un habitat d'été important pour les salmonidés des cours d'eau (Brusven *et al.* 1986; Beamer et Henderson 1998). Les tronçons de cours d'eau à grain fin dont le déplacement latéral est bloqué peuvent commencer à s'inciser (en s'ajustant vers le bas plutôt que latéralement), ce qui peut provoquer une série de changements morphologiques : abandon de la plaine d'inondation, raidissement et érosion des berges, abaissement de la nappe phréatique, changements dans la végétation des berges et le substrat du cours d'eau (Schmetterling *et al.* 2011). La prévention des ajustements latéraux des cours d'eau élimine également le recrutement des gros débris ligneux, dont l'importance est bien documentée pour les salmonidés, y compris le saumon chinook (Meehan 1991; Mossop et Bradford 2004). Les enrochements peuvent également réduire l'ombrage de la zone riveraine et contribuer au réchauffement des cours d'eau (Massey 2017), de même que

fournir des cachettes aux prédateurs tels que les chabots, qui peuvent s'attaquer aux chinooks juvéniles. Les ouvrages linéaires touchent toutes les UD dans une certaine mesure, soit dans leur propre zone où l'enrochement sert à stabiliser les berges locales pour l'agriculture et l'aménagement, soit parce que les saumons chinooks juvéniles et adultes du sud de la Colombie-Britannique utilisent les couloirs fortement linéarisés du bas Fraser et des rivières qui se jettent dans la baie Boundary. Les impacts exacts de la linéarisation et de l'enrochement nécessiteraient des recherches intensives.

Espèces envahissantes modifiant l'habitat

À l'échelle mondiale, l'abondance des plantes aquatiques envahissantes (espèces non indigènes et dominantes concurrentes) est fortement corrélée avec la diminution de l'abondance des poissons indigènes (Gallardo *et al.* 2016). En Colombie-Britannique, les plantes aquatiques envahissantes sont l'un des groupes d'espèces envahissantes¹⁶ les plus répandus et les plus nombreux, bien que l'on ignore leurs impacts sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique au niveau de la population. Dans le bas Fraser, l'alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) s'établit le long des berges et peut modifier le débit et recouvrir des tronçons des cours d'eau (Barnes 1999). Des espèces animales envahissantes peuvent également avoir un impact négatif sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en modifiant l'habitat et la dynamique du réseau trophique. Par exemple, on sait que les crabes verts (*Carcinus maenas*) modifient l'habitat des salmonidés juvéniles en consommant la zostère (*Zostera marina*) dans les estuaires (Howard 2019). On ne sait pas si le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) concurrence directement le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ou le consomme, mais il modifie lui aussi la dynamique du réseau trophique par sa compétition avec les espèces indigènes comme les épinoches. Par rapport aux autres menaces, les espèces envahissantes ont probablement un faible impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais il convient de surveiller leur étendue et leurs effets à l'avenir.

Classement

La menace des modifications de l'écosystème susmentionnées est généralisée pour toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les modifications des surfaces de captage et les ouvrages linéaires sont plus concentrés dans les zones entourant le bas Fraser et la baie Boundary, qui constituent le couloir migratoire des trois UD du fleuve Fraser et l'habitat de fraie et d'alevinage de l'UD 1 (baie Boundary), respectivement. Les incendies et la lutte contre les incendies sont une menace peu probable dans les UD 1 et 6. Les incendies de forêt dans l'UD 13 ont récemment touché l'habitat et devraient persister à l'avenir. Un risque de menace faible a été attribué parce que les impacts des prélèvements pour l'arrosage aéroporté concerneront probablement une petite proportion de l'UD. Un risque de menace faible a été attribué à l'UD 13 parce que les incendies de forêt ont récemment touché l'habitat et devraient persister à l'avenir. Un risque de menace inconnu a été assigné à l'UD 15 parce que la portée et l'intensité des incendies de forêt prévus et récents peuvent avoir créé des barrières thermiques à la migration, réduit l'oxygène dissous et modifié les habitats riverains, mais les impacts réels demeurent inconnus. Un niveau moyen de certitude causale a été attribué aux UD 1 et 6 pour la catégorie Barrages et gestion de l'eau et à toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique pour la catégorie Autres modifications de l'écosystème en raison des preuves reliant ces menaces aux déclinés de la productivité, mais peu de recherches étudient les effets directs sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Un niveau élevé de certitude causale a été attribué aux UD 13 et 15 dans la catégorie Barrages et gestion de l'eau, car les baisses de productivité dues aux faibles niveaux d'eau ont été quantifiées.

¹⁶ BC MOE. 2015. [Status of Invasive Species in BC](#). [Consulté le 14 mars 2022]

Toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique seront touchées par la perte d'habitats hors chenal et par un changement de régime hydrologique dû aux modifications des surfaces de captage. Le degré d'impact des modifications de l'écosystème sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique est incertain, mais on prévoit au moins un faible impact.

On a estimé que les impacts de cette catégorie de menaces sont les plus prononcés dans les UD 1 (baie Boundary) et 15 (BTh-1.2). Les effets sont fortement ressentis dans l'UD 1 en raison du degré de modification des berges des cours d'eau pour les digues, en plus des structures de lutte contre les inondations qui existent à l'embouchure de deux des trois rivières de l'UD. Cependant, une note élevée a été assignée à l'UD 15 à cause du niveau de dégradation de l'habitat dû au nombre et à l'intensité des incendies de forêt dans la région, ainsi que des problèmes de gestion de l'eau dans le bassin versant du Fraser; de ce fait, les modifications de l'écosystème qui altèrent ces caractéristiques peuvent avoir de graves répercussions sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Dans les UD 6 (marécage Maria) et 13 (ThS-1.3), la menace posée par les autres modifications de l'écosystème a été classée comme élevée-moyenne. Le degré d'incertitude pour l'UD 6 vient de la présence d'espèces envahissantes, telles que l'alpiste roseau et le crapet-soleil, à cet endroit, mais leurs impacts n'ont pas été étudiés. L'invasion par l'alpiste roseau est probablement importante dans le marécage Maria et devrait créer des obstacles à la migration si elle n'est pas gérée. Pour l'UD 13, la plage d'incertitude pour la gravité de l'impact des barrages et de la gestion/l'utilisation de l'eau était de modérée à grave car la rivière Salmon est principalement touchée, mais les autres affluents ne le sont probablement pas. Une incertitude supplémentaire entourait l'impact sur cette UD des modifications de l'écosystème dues aux espèces envahissantes dans le bas Fraser.

Tableau 34. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des incendies et de la lutte contre les incendies pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Incendies et suppression des incendies	UD 13	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste
	UD 15	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 1 et 6.								

Tableau 35. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des barrages et de la gestion et l'utilisation de l'eau pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	UD 1	Connue	Élevé	Moyenne	Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Moyen-Élevé	Élevée	Moyen-Élevé (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Élevé	Élevée	Élevé (2)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 36. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des autres modifications de l'écosystème pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Autres modifications de l'écosystème	UD 1	Connue	Élevé	Moyenne	Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Élevé	Moyenne	Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

3.1.8. Espèces et gènes envahissants ou problématiques

3.1.8.1 Espèces exotiques/non indigènes envahissantes

Il s'agit de la menace posée par des végétaux, animaux, agents pathogènes et autres microbes nuisibles qu'on ne trouve habituellement pas dans l'écosystème concerné et qui ont été directement ou indirectement introduits dans l'écosystème, et s'y sont propagés, en conséquence des activités humaines (catégorie de menaces 8.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les espèces envahissantes (EE) aquatiques et des zones riveraines ont été décrites comme l'une des menaces les plus répandues pour les espèces de poissons d'eau douce canadiennes en péril (Dextrase et Mandrak 2006), dégradant la qualité de l'habitat des cours d'eau et des estuaires pour les saumons juvéniles (Klopfenstein 2016) et ayant le potentiel de réduire l'abondance et la diversité des espèces de poissons indigènes par la concurrence, la prédation ou l'introduction de nouveaux agents pathogènes (Cambary 2003). Les sections suivantes traitent des espèces envahissantes d'eau douce et estuariennes/marines qui représentent un certain niveau de menace pour ces UD, en plus de nos connaissances actuelles sur les menaces posées par les agents pathogènes non indigènes.

Espèces envahissantes d'eau douce

Treize espèces d'eau douce non indigènes ont établi des populations dans le bassin du Fraser (Brown *et al.* 2019). Certaines entrent en concurrence avec le saumon juvénile ou s'en nourrissent, et il faut parfois de nombreuses années avant de pouvoir détecter les impacts de l'invasion par une espèce. Des évaluations de la répartition (Runciman et Leaf 2009) et du risque biologique (Bradford *et al.* 2008a, 2008b; Tovey *et al.* 2009) propres à la région ont été réalisées dans le passé pour plusieurs espèces aquatiques envahissantes (EAE) en Colombie-Britannique, notamment la perchaude (*Perca flavescens*), l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), le grand brochet (*Esox lucius*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et le doré jaune (*Sander vitreus*); plusieurs autres espèces, comme les poissons rouges/koi, la loche orientale, les écrevisses, etc. n'ont pas été évaluées, mais pourraient certainement présenter un risque. Ces espèces se sont établies en Colombie-Britannique à la suite d'introductions non autorisées, d'introductions délibérées par des organismes gouvernementaux et de dispersions naturelles (Arbeider *et al.* 2019). Les plus préoccupants sont trois poissons à rayons épineux (l'achigan à grande bouche, l'achigan à petite bouche et la perchaude), ainsi que les effets indirects de l'alpiste roseau sur les habitats estuariens et aquatiques des cours d'eau.

Les trois sections suivantes, consacrées aux interactions potentielles entre le chinook et l'achigan à grande bouche, l'achigan à petite bouche et la perchaude, s'inspirent largement de la partie I de l'examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du sud de la Colombie-Britannique (Brown *et al.* 2019) et de l'évaluation du potentiel de rétablissement du saumon chinook du Fraser (MPO 2020a).

L'achigan à grande bouche, un piscivore vorace, se nourrit de saumons juvéniles (Brown *et al.* 2009a). Il a envahi une grande partie du bas Fraser et de ses affluents où les chinooks juvéniles grandissent et migrent, de Hope à Richmond, en Colombie-Britannique, et est présent dans la haute Serpentine (UD 1-baie Boundary). Un tourniquet exploité dans le bas Fraser, près de Mission (Colombie-Britannique), en 2009-2010 a capturé 32 achigans à grande bouche (Brown *et al.* 2019) et il existe de nombreux rapports et vidéos YouTube de pêcheurs à la ligne qui en ont capturé. L'achigan à grande bouche étant largement répandu dans le bas Fraser, il est probable qu'il consomme un grand nombre de saumons chinooks juvéniles, en particulier les chinooks de type océanique qui grandissent dans les affluents et les marécages (Levings *et al.*

1995); toutefois, aucune étude n'a quantifié la prédation ou les taux de mortalité des saumons chinooks.

L'achigan à petite bouche réside dans la zone littorale des lacs et des rivières à débit lent (Brown *et al.* 2009b) et peut avoir un impact important sur l'abondance et la survie des saumons chinooks juvéniles dans les grandes rivières (Rieman *et al.* 1991; Vigg *et al.* 1991; Tabor *et al.* 1993; Zimmerman 1999), mais l'effet sur l'abondance des salmonidés varie selon les années et les emplacements (Brown *et al.* 2009b; Counihan *et al.* 2012). En 2006, on a trouvé des achigans à petite bouche dans le ruisseau Beaver, un affluent de la rivière Quesnel, ce qui a déclenché des efforts de lutte de la part de la province de la Colombie-Britannique; malgré ces efforts d'atténuation, la présence de l'achigan à petite bouche a depuis été confirmée dans plusieurs plans d'eau du bassin versant du ruisseau Beaver (Martina Beck, province de la Colombie-Britannique, comm. pers. 2021). Récemment, des achigans à petite bouche ont été introduits illégalement dans le lac Cultus, près de Chilliwack (Colombie-Britannique), et capturés dans le piège à poissons du MPO situé en aval du lac, dans le ruisseau Sweltzer. Comme le piège n'est opérationnel que de façon saisonnière, il est très probable que des achigans à petite bouche se soient dispersés dans la rivière Chilliwack et le Fraser. Des échantillonnages subséquents dans le lac Cultus ont permis de trouver plusieurs classes d'âge et de taille et des nids, confirmant la présence d'une population reproductrice (Wendy Margetts, Université Thompson Rivers, comm. pers.). En l'absence de programmes de lutte et d'élimination efficaces, l'achigan à petite bouche s'établira probablement dans tout le bas Fraser, comme l'achigan à grande bouche, et augmentera la prédation sur le saumon chinook, réduisant ainsi sa productivité.

La perchaude est une espèce extrêmement adaptable qui utilise de très nombreux habitats (Brown *et al.* 2009c), notamment l'habitat lacustre et limnétique, bien que dans les plus grands lacs, elle se trouve dans le littoral. Les perchaudes juvéniles ont tendance à se nourrir sur le fond et les perchaudes plus grosses consomment des œufs de poisson, des invertébrés et des poissons (Brown *et al.* 2009c). Une fois introduite dans des petits lacs, la perchaude peut avoir de graves impacts sur les espèces de poissons indigènes, surtout en raison de la compétition pour la nourriture (Bradford *et al.* 2008a; Brown *et al.* 2009c). La perchaude est présente dans les bassins versants de tout le sud de la Colombie-Britannique, y compris ceux du fleuve Columbia, de la rivière Kootenay, de la rivière Thompson, du bas Fraser et de l'île de Vancouver (Runciman et Leaf 2009). Douze petits lacs de l'intérieur ont été traités à la roténone entre 2007 et 2017 pour éradiquer les populations introduites de poissons à rayons épineux, y compris la perchaude, dans le bassin versant des rivières Thompson et Nicola (Martina Beck, Province de la Colombie-Britannique, comm. pers.). Après le traitement réussi du lac Windy en 2017, la présence de perchaudes a été confirmée en aval dans le lac Sanctuary (2017), le lac Douglas (2018) et le lac Nicola (2020). On s'inquiète beaucoup de la dispersion continue de la perchaude et du manque de succès des programmes de lutte et d'élimination visant à l'empêcher de se propager dans le Fraser. La perchaude est une autre espèce envahissante qui réduira la productivité du saumon chinook par sa prédation et la concurrence pour les ressources alimentaires dans les zones de cohabitation.

Des crapets-soleil ont été délibérément empoisonnés en Colombie-Britannique pour la pêche sportive et introduits par des propriétaires d'aquarium qui ne peuvent plus s'en occuper. Ils sont présents dans les réseaux hydrographiques du fleuve Columbia, du cours supérieur de la rivière Kootenay, de la rivière Pend d'Oreille et de la rivière Okanagan, ainsi que dans le sud-est de l'île de Vancouver et dans le bas Fraser. Ils occupent le bas Fraser depuis plusieurs décennies, se sont répandus dans la plupart des marécages, des affluents et des chenaux de Hope à Richmond, en Colombie-Britannique, et sont arrivés dans le cours supérieur de la rivière Serpentine. Les crapets-soleil se trouvent généralement dans les eaux peu profondes des cours

d'eau calmes et lents, des petits lacs et des étangs, et leurs populations peuvent croître rapidement car les femelles pondent de 600 à 14 000 œufs à la fois.

Ils peuvent avoir des impacts sur les saumons juvéniles par des interactions compétitives et des effets indirects à différents niveaux trophiques. Dans une étude, Bonar et ses collaborateurs (2005) ont révélé que le crapet-soleil ne consommait pas le saumon coho dans plusieurs lacs peu profonds de l'État de Washington. Cependant, selon les connaissances disponibles, aucune étude n'a examiné son régime alimentaire dans les marécages peu profonds ou les habitats riverains à faible courant en vue de déterminer s'il se nourrit des alevins de saumon chinook lorsqu'ils émergent et occupent les eaux peu profondes au printemps. Bradford et ses collaborateurs (2008b) ont évalué le risque écologique pour le crapet-soleil comme étant très élevé dans les petits lacs chauds et modéré pour les grands lacs, car il n'utilise qu'une petite partie de l'habitat et risque moins de provoquer un épuisement des ressources. Récemment, on en a capturé dans un habitat en eaux peu profondes dans le marécage Maria en même temps (et dans le même piège) que des saumons chinooks juvéniles, pendant la capture dans des pièges à vairons de grenouilles maculées de l'Oregon, une espèce protégée par la LEP (Aleesha Switzer, Fraser Valley Conservancy, comm. pers.). Au printemps, les eaux du marécage Maria, des marécages hors chenal et des bras morts reliés au Fraser, ainsi que des rivières de l'UD de la baie Boundary, se réchauffent rapidement et atteignent les températures de l'eau plus chaudes que préfère le crapet-soleil (par exemple, la température était de 14 °C dans le marécage Maria le 26 avril 2001; Shaun Spenard, MPO, comm. pers.). Bien que ses régimes alimentaires dans le marécage Maria n'aient pas encore été échantillonnés, le crapet-soleil s'attaque probablement aux alevins du chinook (et aux têtards de la grenouille maculée de l'Oregon) et leur fait concurrence pour les insectes et d'autres proies dans ces habitats (Levings *et al.* 1995). La prédation par le crapet-soleil et la concurrence pour la nourriture avec les chinooks juvéniles réduiront la productivité du chinook.

Bien qu'il ne constitue pas une menace actuelle pour ces UD, le grand brochet deviendra une menace importante lorsqu'il les envahira. Le grand brochet est un prédateur privilégiant l'embuscade, au régime généraliste (Parken 1996; Cathcart *et al.* 2019); il préfère le substrat, sélectionnant le couvert pour embusquer ses proies (Savino et Stein 1989; Chapman et McKay 1990). Puisque les chinooks juvéniles doivent grandir dans des habitats fluviaux peu profonds, des estuaires (Levings *et al.* 1991, 1995) et des rives de lacs (Brown et Winchell 2004), leurs habitats de prédilection chevauchent complètement ceux du grand brochet. Le grand brochet s'attaque de préférence aux saumons juvéniles (Rutz 1999), que le saumon soit abondant ou rare (Sepulveda *et al.* 2013), et les populations envahissantes du centre-sud de l'Alaska ont provoqué des déclinés importants des populations de saumon chinook autrefois abondantes dans les rivières et les lacs peu profonds (Haught et von Hippel 2011; Sepulveda *et al.* 2014; Dunker *et al.* 2018). Une coexistence du saumon chinook et du grand brochet envahissant est peu probable sans des mesures de gestion visant à réduire l'abondance du grand brochet et à éviter l'effondrement des stocks de chinook (Sepulveda *et al.* 2013, 2014; Dunker *et al.* 2018). Si le grand brochet est indigène dans le bassin versant de la rivière de la Paix (nord de la Colombie-Britannique), il ne l'est pas dans ceux du Fraser, du fleuve Columbia ou dans les autres bassins versants côtiers de la Colombie-Britannique. Le grand brochet a été introduit dans le bas Columbia et s'est récemment dispersé dans le tronçon situé entre le barrage Hugh L. Keenleyside, près de Castlegar (Colombie-Britannique), le lac Cristina (Colombie-Britannique) et le lac Roosevelt, endigué par le barrage de Grand Coulee (État de Washington). Le grand brochet se trouve à moins de 10 milles du barrage de Grand Coulee, et pourrait donc

se propager en aval dans le fleuve Columbia¹⁷. Lorsque le grand brochet aura franchi le barrage de Grand Coulee, il se propagera probablement dans des réseaux hydrographiques tels que celui de la rivière Okanagan et plus loin en Colombie-Britannique, soit par des introductions illégales, soit par dispersion naturelle. Il peut se disperser naturellement dans les estuaires des rivières et sur de courtes distances dans l'eau salée, comme on le constate en Alaska (Dunker *et al.* 2018). Dans les bassins versants à faible relief, le grand brochet envahissant prospère et réduit les échappées de chinook à de faibles niveaux; les échappées ont ainsi chuté à 5 % de la moyenne à long terme dans le ruisseau Alexander, en Alaska, après la fermeture complète des pêches (Dunker *et al.* 2018). Voir une synthèse détaillée de la biologie et de la répartition du grand brochet dans le fleuve Columbia dans Doutaz (2019).

Bien qu'elles ne soient pas encore présentes en Colombie-Britannique, l'établissement des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quagga (*Dreissena rostriformisbugensis*) constitue une menace sérieuse pour les écosystèmes et les infrastructures aquatiques de la province. Les dreissenidées sont connues comme des ingénieurs des écosystèmes et du couplage d'habitats benthiques et pélagiques (Crooks 2002; Karatayev *et al.* 2002), et peuvent restructurer les flux d'énergie et de nutriments dans les écosystèmes en produisant des changements fondamentaux dans la structure du réseau trophique (Higgins et Vander Zanden 2010). Elles ont un temps de maturation court (1-2 ans) et une fécondité élevée (>1 million d'œufs/femelle à chaque fraie), avec d'énormes capacités de dispersion à tous les stades biologiques (Ludyanskiy *et al.* 1993), ce qui aggrave la menace non seulement pour le bassin du Fraser, mais pour de nombreuses zones de la Colombie-Britannique où les conditions sont propices (MPO 2013). La menace posée par les moules dreissenidées n'a pas été notée pour cette catégorie, mais il convient de souligner qu'il s'agit d'une menace potentielle future en raison de la gravité du risque que ces moules représentent si elles s'établissent.

Espèces envahissantes estuariennes et marines

Le crabe vert (*Carcinus maenas*) a été introduit dans les écosystèmes côtiers du monde entier, y compris sur la côte Pacifique de l'Amérique du Nord, où il a des effets négatifs sur les habitats de zostère (Howard 2019). Il a été évalué comme présentant un risque modéré à élevé en raison de son influence sur la biodiversité et l'habitat, qui pourrait avoir des conséquences trophiques (Therriault *et al.* 2008). Les herbiers de zostère fournissent un habitat d'une importance capitale pour les saumons chinooks juvéniles, avec des caractéristiques d'habitat qui offrent à la fois un couvert et des possibilités d'alimentation dans l'environnement proche du rivage (Kennedy *et al.* 2018). Les crabes verts peuvent à la fois déchirer des lames et déloger des plantes entières par bioturbation pendant qu'ils cherchent des proies, ce qui entraîne une dégradation rapide des herbiers de zostère où ils sont présents en forte densité (Howard *et al.* 2019). Il y a eu des pertes importantes d'herbiers de zostère sur la côte atlantique, liées à l'abondance du crabe vert. Une étude menée dans les baies Placentia et de Bonavista, à Terre-Neuve, a fait état d'une réduction de 50 % de la couverture de zostère entre 1998 et 2012, et jusqu'à 100 % dans les zones où les populations de crabes verts sont les plus anciennes et les plus denses. Le crabe vert est maintenant considéré comme une espèce envahissante établie sur toute la côte ouest de l'île de Vancouver, de la baie Barkley à Winter Harbour et sur la côte centrale¹⁸. Une étude contrôlée en parc, menée dans la baie Barkley, a démontré une réduction de 73 à 81 % plus rapide de la couverture de zostère en présence de fortes densités de crabes verts par rapport à une faible densité ou à des traitements témoins (Howard *et al.* 2019). On a

¹⁷ Francovich, E. 2018. [“Invasive northern pike found 10 miles from Grand Coulee Dam, Spokane Tribe catches 45-inch fish”](#). The Spokesman Review. [Consulté le 14 mars 2022]

¹⁸ MPO. 2019. [Crabe vert](#). [Consulté le 14 mars 2022]

également signalé la présence de crabes verts dans la mer des Salish, avec des détections dans le bassin Sooke, la baie Beecher, la lagune d'Esquimalt, la lagune Witty, l'île de Salt Spring (2 endroits) et la baie Boundary (MPO 2020a). Dans les estuaires du Fraser et de la baie Boundary, les herbiers de zostère ont déjà été fortement touchés par les activités historiques, et une nouvelle perte de ces habitats résultant de l'invasion des crabes verts pourrait exacerber les impacts sur les chinooks juvéniles qui grandissent dans ces habitats (c'est-à-dire le chinook de l'UD 1-baie Boundary et de l'UD 6-marécage Maria).

L'alpiste roseau est présent dans les zones riveraines et les marais de marée le long du bas Fraser, du marécage Maria et de la baie Boundary, où les chinooks juvéniles, en particulier ceux du type océanique, grandissent au printemps (Levings *et al.* 1995). C'est une espèce très envahissante dans les rivières et estuaires côtiers du sud de la Colombie-Britannique (Levings *et al.* 1995; Townsend et Hebda 2013), qui simplifie les habitats et réduit la diversité des plantes indigènes dans les zones riveraines – l'habitat peut alors moins bien convenir au saumon chinook (Klopfenstein 2016). Les petits alevins du chinook grossissent et s'alimentent dans les environnements littoraux des estuaires du Fraser et de la baie Boundary où la végétation émergente (comme les carex et les joncs) et les arbustes et arbres riverains fournissent des détritiques et des habitats pour les organismes dont le chinook se nourrit, tels que les oligochètes, les nymphes de chironomes, les *Corophium*, les cladocères, les copépodes et les larves de poissons (Levings *et al.* 1991; 1995). Klopfenstein (2016) a signalé que les taux de croissance des chinooks d'écloserie placés dans des parcs en filet dans des zones riveraines dominées par l'alpiste roseau sont plus lents que dans des zones à végétation naturelle de l'estuaire du bas Columbia en 2015 et 2016. On a émis l'hypothèse que la capacité du chinook à manger des proies et à grossir dans les habitats des estuaires littoraux et hauturiers a une grande influence sur sa survie précoce en mer et sur l'abondance des cohortes; il s'agit de l'hypothèse de la taille et de la période critiques (Beamish et Mahnken 2001). L'alpiste roseau est souvent ciblé par les programmes de restauration de l'habitat du saumon, car il induit des modifications néfastes de la zone riveraine, des habitats en eaux peu profondes et de leurs fonctions écosystémiques pour les espèces indigènes (Silver et Eyestone 2012; Garthwaite *et al.* 2014; Diefenderfer *et al.* 2016; Sinks *et al.* 2021).

Agents pathogènes et virus introduits

Cette catégorie ne comprend pas les agents pathogènes et les virus présents naturellement, mais les activités associées à l'introduction de maladies non indigènes peuvent augmenter la prévalence des maladies présentes naturellement chez le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Cette menace concerne principalement les nouveaux agents pathogènes et les maladies dont l'introduction a été liée à la salmoniculture. L'orthoréovirus pisciaire (RVP) est un virus omniprésent et très répandu chez le saumon élevé dans des parcs en filet, et il est transmissible aux poissons sauvages des cinq espèces de saumons du Pacifique (et à la truite arc-en-ciel) (Polinski et Garver 2019; Polinski *et al.* 2020). Le MPO¹⁹ a noté que selon Kibenge et ses collaborateurs (2013), l'orthoréovirus pisciaire serait arrivé de Norvège en Colombie-Britannique vers 2007, d'après une analyse des différences génétiques. Cependant, des tests récents d'échantillons archivés détenus par le MPO ont révélé que l'orthoréovirus pisciaire était présent chez les salmonidés sur la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord depuis 1987 et probablement dès 1977 (Marty *et al.* 2015; Siah *et al.* 2015). Il existe trois groupes génotypiques distincts d'orthoréovirus pisciaire, mais seul le RVP-1 a été observé en Colombie-

¹⁹ MPO. 2018. [Orthoréovirus pisciaire et inflammation des muscles squelettiques et cardiaques \(IMSC\)](#). [Consulté le 13 mars 2022.]

Britannique (Polinski *et al.* 2020). Cette souche a été associée à une inflammation des muscles squelettiques et cardiaques (IMSC) chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) et au syndrome de la jaunisse chez le saumon chinook d'élevage (Di Cicco *et al.* 2017; Miller *et al.* 2017). La modélisation des associations entre l'infection par des dizaines d'agents infectieux et la survie aux premiers stades marins sur une décennie montre que l'infection par l'orthoréovirus pisciaire présente des associations constantes et puissantes avec l'état des poissons (poids relatif) et la survie pendant la période d'automne et d'hiver, qui coïncide avec de fortes indications de pathologie liée à l'infection par le RVP (Bass *et al.* 2022). Plusieurs études indépendantes sur les saumons du Pacifique et la truite sauvages ont permis de détecter systématiquement le RVP-1 chez le saumon chinook (6 %) et le saumon coho (9 %), par rapport au saumon rose (4 %), au saumon rouge (1,4 %), au saumon kéta (<1 %) et à la truite arc-en-ciel (<1 %) (Polinski et Garver 2019). Bien qu'il ait été démontré que le RVP-1 est transmissible au saumon chinook, les expériences visant à transmettre le syndrome de la jaunisse en association avec l'orthoréovirus pisciaire ont échoué malgré le passage du RVP (Garver *et al.* 2016). De plus, l'exposition en laboratoire de saumons chinooks, de saumons cohos et de truites arc-en-ciel a révélé que ces trois espèces sont sensibles à l'infection par le RVP-1, mais dans aucun cas l'infection n'a provoqué de maladie notable (Purcell *et al.* 2020). Le RVP constitue donc probablement une menace pour les populations sauvages de ces UD mises en valeur.

Les populations confinées (c'est-à-dire dans des parcs en filet) touchées par la maladie présentent un risque potentiel pour les poissons sauvages résidant dans le réseau qui reçoit l'eau d'un site infecté, car elles peuvent amplifier un agent pathogène normalement présent (Brannon *et al.* 1999; Brown *et al.* 2019). Le risque de transmission de maladies est également accru lorsque les individus sont exposés à des pressions physiques, chimiques ou biologiques qui peuvent compromettre leur résistance (Brown *et al.* 2019). Cependant, peu de preuves viennent actuellement étayer le risque de transmission des élevages de poissons aux populations sauvages. L'aquaculture en cages à filets ouverts devrait être abandonnée d'ici 2025²⁰. L'impact de cette menace potentielle sur le saumon chinook sauvage devrait donc être largement atténué à l'avenir. Toutefois, cette mesure pourrait être retardée ou annulée en raison d'une récente décision de justice dans laquelle un juge de la Cour fédérale a annulé l'ordre du ministère des Pêches de supprimer progressivement la pisciculture dans les îles Discovery²¹.

Le MPO et l'Agence canadienne d'inspection des aliments atténuent le risque d'introduction d'un agent pathogène exotique dans l'environnement aquatique canadien au moyen de procédures d'autorisation et d'analyses. L'Agence canadienne d'inspection des aliments est l'autorité réglementaire en vertu de la *Loi sur la santé des animaux* et de ses règlements pour toutes les importations au Canada depuis 2015. Avant le transfert de l'autorité réglementaire pour les importations de salmonidés en Colombie-Britannique à l'ACIA, le contrôle des importations relevait du MPO aux termes du *Règlement sur la protection de la santé des poissons*, qui prévoyait des mesures strictes d'analyse et de quarantaine pour toute importation d'œufs provenant de l'extérieur de la Colombie-Britannique et du Canada. Il n'y a pas eu d'importation d'œufs de saumon atlantique en Colombie-Britannique depuis 2009.

²⁰ CBC. 2020. B.C.'s open-net salmon farms on the way out, but replacement systems may differ by region [Consulté le 2 mai 2022]

²¹ The Globe and Mail. 2022. Federal Court sets aside Department of Fisheries order to phase out B.C fish farms [Consulté le 9 juin 2022]

Classement

Ce risque de menace a été évalué comme faible à moyen pour les quatre UD car des espèces envahissantes sont présentes dans tous les habitats. Il existe un fort potentiel d'introduction et d'établissement de nouvelles espèces envahissantes dans le sud de la partie continentale et d'extension de l'aire de répartition des espèces envahissantes actuelles. Le moment de l'établissement des espèces envahissantes et de leur impact ultérieur sur le saumon chinook du Fraser constitue une lacune importante dans les connaissances pour toutes les UD et devrait être pris en compte pour la planification des futures mesures d'atténuation. En raison des différentes stratégies de cycle biologique utilisées par le saumon chinook de type océanique et de type fluvial, la menace qui pèse sur l'UD 1 (baie Boundary) et l'UD 6 (marécage Maria) provient en grande partie des espèces aquatiques envahissantes présentes dans l'habitat estuarien et marin. Dans le bas Fraser, bien des espèces envahissantes peuvent avoir des impacts si elles rencontrent des saumoneaux pendant leur dévalaison vers l'estuaire du Fraser, mais on en ignore actuellement les impacts. La colonisation potentielle du crabe vert dans les estuaires du Fraser et de la baie Boundary est particulièrement préoccupante pour les UD 1 et 6. Une invasion par le crabe vert représente une menace très probable pour ces UD mises en valeur, mais on ne peut pas prédire quand ou si elle se produira, ni le niveau et le moment des impacts.

Les UD 13 et 15 sont plus menacées par des espèces aquatiques envahissantes d'eau douce propres à une région dans les habitats où les poissons juvéniles se développent avant de migrer ou résident pendant la migration vers l'océan. La menace posée par les espèces aquatiques envahissantes d'eau douce a été jugée généralisée pour l'UD 6 (marécage Maria), car tout l'habitat se trouve dans le bas Fraser. Tous les poissons de ces UD rencontreront probablement certaines des espèces envahissantes dans le bas Fraser ou les rivières qui se jettent dans la baie Boundary. Le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) est présent dans toute l'UD 6 (marécage Maria) et sa prédation sur les alevins de saumon chinook est probable puisque les deux espèces utilisent les mêmes habitats en eaux peu profondes au printemps. Les impacts des espèces aquatiques envahissantes ont donc été jugés faibles à moyens avec une incertitude.

Il est probable que la transmission de maladies entre les saumons confinés et les saumons chinooks sauvages ait des répercussions sur ces UD mises en valeur, mais aucune relation de cause à effet définitive n'a été démontrée.

3.1.8.2 Espèces indigènes problématiques

Il s'agit de la menace posée par des végétaux, animaux ou agents pathogènes et autres microbes nuisibles que l'on trouve habituellement dans l'écosystème concerné, mais qui ont atteint un nombre « en rupture d'équilibre » ou qui sont « diffusés » directement ou indirectement en conséquence des activités humaines (catégorie de menaces 8.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Prédation par les pinnipèdes

La prédation par les pinnipèdes a été reconnue comme une source potentiellement importante de mortalité pour le saumon chinook, en particulier pour les populations dont l'effectif de la montaison est petit (Brown *et al.* 2019). Les sections suivantes sur la prédation par les pinnipèdes s'inspirent fortement de Brown *et al.* (2019), *Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique, Partie 1 : Renseignements de base.*

L'abondance du phoque commun le long de la côte du Pacifique a considérablement augmenté depuis que les activités de chasse ont cessé à la fin des années 1960 (Brown *et al.* 2013). De

manière semblable aux tendances au sud de la frontière, le nombre de phoques communs dans le détroit de Georgie a augmenté annuellement de 11,5 % après le milieu des années 1970, puis s'est stabilisé à environ 40 000 individus au milieu des années 1990 (Brown *et al.* 2019). Cette tendance reflète la tendance générale de la côte britanno-colombienne, où le nombre total de phoques est estimé à 105 000 animaux (Olesiuk 2010). Les saumons juvéniles, y compris le chinook, sont la proie des phoques communs (Thomas *et al.* 2016) et sont présents aussi bien dans les zones marines que dans les rivières (Brown *et al.* 2019). La morphologie contraignante d'un cours d'eau peut accroître la vulnérabilité à des prédateurs très mobiles et agiles, comme les phoques (Brown *et al.* 2019). Les taux de prédation sur les juvéniles en dévalaison peuvent être importants dans les zones éclairées artificiellement la nuit, comme près des ponts (par exemple, rivière Puntledge; Olesiuk *et al.* 1996).

Les effectifs des otaries en Colombie-Britannique ont eux aussi presque triplé depuis que la chasse a cessé à la fin des années 1960 (Brown *et al.* 2013). L'abondance actuelle en Colombie-Britannique (basée sur la production de petits) et dans les eaux adjacentes du sud-est de l'Alaska est d'environ 60 000 animaux, un nombre considérablement plus élevé que l'abondance estimée pour le début des années 1900 (Brown *et al.* 2019). Les otaries de Steller sont très répandues dans les eaux côtières, mais pendant l'été, la majorité d'entre elles se rassemblent aux roqueries de reproduction habituelles, dont les plus grandes se trouvent aux îles Scott, au large de l'extrémité nord de l'île de Vancouver, et à l'île Forrester, en Alaska, tout juste au nord de Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte) (Brown *et al.* 2019). Des études sur l'alimentation effectuées à l'aide de restes de proies trouvés dans les excréments prélevés à ces roqueries et à d'autres échoueries révèlent que les otaries de Steller se nourrissent de diverses espèces de poissons et de céphalopodes, et que les saumons représentent une partie importante de leur alimentation, surtout en été et en automne. Les salmonidés constitueraient environ 10 % de leur alimentation totale (Olesiuk 2010). Des études préliminaires sur les espèces présentes dans le régime alimentaire de l'otarie de Steller indiquent que le saumon chinook pourrait représenter une partie importante de tous les salmonidés consommés (Olesiuk 2010).

On estime que la biomasse annuelle du saumon chinook dans la baie Puget consommée par les pinnipèdes a passé de 68 à 625 tonnes métriques entre 1970 et 2015 (Chasco *et al.* 2017). En 2015, les pinnipèdes auraient consommé deux fois plus de saumon chinook que les épaulards résidents (ER) (les épaulards résidents sont abordés dans la section 3.3, Facteurs limitatifs naturels), et six fois les prises commerciales et récréatives de chinook combinées (Brown *et al.* 2019). Dans des recherches récentes, Nelson et ses collaborateurs (2018) ont évalué les corrélations entre la densité des phoques et les lâchers de saumoneaux d'écloserie, l'année d'entrée dans l'océan du chinook, sur la composante de la productivité indépendante de la densité pour 20 populations de chinooks de type océanique originaires des environs de la mer des Salish et de la côte de l'État de Washington. L'étude a indiqué une corrélation négative importante entre la productivité du chinook et la densité du phoque commun dans 14 des 20 populations. Cependant, la fiabilité de l'inférence de l'étude est incertaine parce que la covariable de la survie des saumoneaux jusqu'à l'âge 2, qui constituait la plupart de la variation indépendante de la densité dans la productivité du saumon chinook pour les stocks voisins des rivières Harrison et Cowichan (Tompkins *et al.* 2005; Brown *et al.* 2001) et de nombreux autres stocks de chinook (Parken *et al.* 2006), n'était pas représentée et que les facteurs qui influencent la variation de la survie du chinook peuvent également influencer sur la variation de la densité des phoques. La menace de la prédation par les pinnipèdes peut être particulièrement importante pour les UD fortement déprimées et celles où le chinook adulte est exposé de façon prolongée à la prédation par les pinnipèdes pendant qu'il fait halte dans l'océan et les estuaires jusqu'à ce que les pluies d'automne augmentent suffisamment le débit des rivières pour qu'il puisse entrer dans la rivière et entamer sa montaison.

Parasites et maladies

Le parasitisme et les maladies sont des composantes naturelles des écosystèmes et peuvent façonner la dynamique des populations en régulant l'effectif des populations hôtes, les interactions trophiques, la concurrence et la biodiversité (Price 1980; Minchella et Scott 1991; Bass *et al.* 2017). Les parasites et les maladies peuvent être associés à des infections chroniques susceptibles d'avoir un impact sur le comportement, l'état et les performances, et de rendre les poissons moins capables de poursuivre leur migration ou plus vulnérables à la prédation ou à la famine (Miller *et al.* 2014). Beaucoup de ces parasites sont opportunistes et n'ont pas d'impact sur la survie des poissons, à moins que ceux-ci ne soient également stressés par d'autres facteurs touchant la fonction du système immunitaire, comme une mauvaise qualité de l'eau ou des toxines (Barton *et al.* 1985; Miller *et al.* 2014). Les saumons du Pacifique sont sémelpares et parviennent à la maturité, vieillissent et jeûnent pendant leur montaison en eau douce, ce qui réduit leur état et leur capacité à combattre les infections et les rend particulièrement vulnérables à des agents de stress environnementaux supplémentaires et aux maladies (Miller *et al.* 2014). L'immunosuppression induite par les hormones de maturation (Pickering et Christie 1980) peut également contribuer à accroître la susceptibilité aux parasites ou chez les saumons qui étaient auparavant porteurs (Miller *et al.* 2014). L'immunosuppression chez plusieurs espèces de saumons subadultes échantillonnés dans le golfe d'Alaska a également été associée à une réduction de la disponibilité des proies et à une augmentation de la charge infectieuse (Deeg *et al.*, en cours d'examen).

Pendant la transition à l'eau de mer, les saumons juvéniles sont particulièrement vulnérables aux effets négatifs de l'infection, car ils s'adaptent de manière physiologiquement exigeante à une salinité plus élevée et sont confrontés à une nouvelle série d'agents pathogènes dès leur entrée dans l'océan (Miller *et al.* 2014). En raison des changements climatiques, les saumons sont également confrontés à des températures de l'eau plus élevées et à une moindre disponibilité de proies de qualité pendant cette période. Le début de la période en mer est également de plus en plus reconnu comme une influence importante sur l'abondance des classes d'âge (Beamish et Mahnken 2001), la survie du chinook du Pacifique Nord-Ouest covariant sur une échelle spatiale de 350 à 450 km (Sharma *et al.* 2013). L'initiative stratégique visant la santé du saumon (ISSS) était un programme conçu pour examiner le rôle des maladies infectieuses dans le déclin du saumon, en s'intéressant en particulier au début de la phase marine. Les études entreprises comprenaient un vaste relevé des agents infectieux détectés chez les saumons chinooks des stocks du sud de la Colombie-Britannique pendant leur migration, depuis les écloséries d'eau douce et les zones de croissance natales jusqu'à leur première année en mer, avec un ensemble de données qui a permis d'étudier plus de 50 agents infectieux chez les saumons chinooks juvéniles sur une décennie. L'identification génétique des stocks (IGS) a été réalisée sur les différents poissons afin de pouvoir relier l'état d'infection aux stocks individuels.

Les données tirées de l'identification génétique des stocks et des micromarques magnétisées codées sur les saumons chinooks juvéniles révèlent que la plupart des stocks de chinooks de moins d'un an de la Colombie-Britannique restent dans un rayon de 200 km de leur estuaire d'origine pendant leur première année en mer (Trudel *et al.* 2009). En effet, les données tirées de l'identification génétique des stocks sur les saumons juvéniles collectés pour les analyses des agents pathogènes montrent que les poissons des quatre UD mises en valeur utilisent le détroit de Georgie pendant les mois d'été jusqu'au début de l'automne (annexe A). On observe un profil de déplacement vers le nord chez les poissons des UD 13 et 15 en automne. Cependant, en l'absence des données sur les prises par unité d'effort, les données ne sont pas suffisamment granulaires pour que l'on puisse déterminer précisément quand la majorité des poissons ont quitté le détroit de Georgie et les récupérations des micromarques magnétisées

codées représentant l'UD 1 ont affiché un profil de croissance dans la mer des Salish, la côte de l'État de Washington et l'île de Vancouver, toute l'année et pour tous les âges. On a observé des détections d'un petit nombre de poissons de l'UD 15 (BTh-1.2) deux années au cours du premier hiver en mer, et les récupérations de micromarques magnétisées codées sur des poissons d'âge 3 dans la pêche au chalut du poisson de fond prouvent qu'au moins une partie des poissons de l'UD réside dans le détroit jusqu'à leur deuxième année en mer. Lorsque les poissons se déplacent vers le nord en passant par les îles Discovery et le détroit de Johnstone pendant l'automne/hiver, ils sont en contact avec des fermes salmonicoles à haute densité, qui élèvent des saumons atlantiques dans cette région de la côte. Toutes ces UD peuvent donc également être confrontées aux risques liés aux effets de débordement des agents pathogènes provenant des piscicultures de saumon.

L'application de simulations de rééchantillonnage spatial par le biais de SatScan²² aux données de détection de 38 des agents infectieux les plus couramment détectés chez les saumons chinooks juvéniles des stocks de tout le sud de la Colombie-Britannique a révélé que le détroit de Georgie est un point chaud pour les agents infectieux pendant les mois d'été (Bass *et al.*, en préparation; Table 62). Plus précisément, tous les stocks du Fraser sont exposés à un risque élevé d'infection par la bactérie d'eau douce *Flavobacterium psychrophilum* et par les parasites d'eau douce *Myxobolus arcticus*, *Tetracapsuloides bryosalmonae* et *Ichthyophtherius multifiliis*, dont les niveaux les plus élevés ont été observés dans les échantillons « marins » de poissons prélevés au confluent de l'estuaire du Fraser. Dans le détroit de Georgie, les infections par la bactérie *Candidatus syngnamydia salmonis*, les microparasites *Loma salmonae*, *Paranucleospora theridion*, *Parvicapsula pseudobranchicola* et le virus de la nécrose érythrocytaire (ENV), le virus *Salmon pescarenavirus-1* (SPAV-1) et le virus de la septicémie hémorragique virale (VSHV) étaient élevées pendant les mois d'été. Les poissons des UD 15 (BTh-1.2) et 1 (baie Boundary) observés lorsqu'ils atteignaient les îles Discovery en été présentaient également un risque élevé d'exposition à *Ichthyophonus hoferi* et, s'ils empruntaient le détroit de Johnstone, ils étaient également exposés à un risque élevé d'infection par *Tenacibaculum maritimum*, qui est fortement associé à l'activité piscicole (Shea *et al.* 2020; Bass *et al.*, en préparation). Les points chauds de nombreux agents infectieux changent pendant l'automne/hiver. Durant cette période, les UD pour lesquelles des données sont disponibles semblent se déplacer vers le nord, traversant la région de salmoniculture la plus dense en Colombie-Britannique, bien que l'on détecte encore des poissons dans le détroit de Georgie. Les poissons qui résident encore dans le détroit de Georgie seront confrontés à un nouveau risque accru d'exposition à la bactérie *Piscirickettsia salmonis* et à un organisme de type *Rickettsia*, ainsi qu'aux parasites *Ceratonova shasta* et *Parvicapsula minibicornis*. Plusieurs agents présentés en densité élevée dans les îles Discovery et le détroit de Johnstone pendant l'automne/hiver poseraient également de nouveaux risques d'exposition pour les saumons migrants, notamment la bactérie *Candidatus piscichlamydia salmonis*, le parasite *Parvicapsula kabatai* et l'orthoréovirus pisciaire (RVP). Au total, ces UD mises en valeur présentent un risque élevé d'exposition à 21 des 38 agents les plus courants évalués, dont sept dominant dans les environnements dans lesquels les poissons de ces UD vivent du printemps à l'automne (annexe B).

L'exposition à un agent pathogène du saumon ne signifie pas qu'un poisson deviendra malade; il est particulièrement difficile d'étudier le développement de la maladie chez les poissons dans la nature, notamment dans le milieu marin où il n'est pas possible d'observer la mortalité directement. L'initiative stratégique visant la santé du saumon (ISSS) a appliqué quatre

²² SatScan. Disponible sur [SaTScan - Software for the spatial, temporal, and space-time scan statistics](#) [Consulté le 21 mars 2022]

approches pour évaluer la pathogénicité, ou le risque de maladie, des agents transportés par le saumon chinook migrateur. La première était l’histopathologie traditionnelle, où l’on peut observer des lésions microscopiques associées à des dommages cellulaires. Cette méthode est considérée comme un exemple idéal, ou du moins comme le moyen normal de démontrer la maladie, mais elle nécessite que les poissons soient à un stade assez avancé de la maladie. Il peut être rare de capturer des poissons à des stades tardifs de la maladie par le biais d’un échantillonnage aléatoire, car de nombreux agents ont un impact sur les caractères de la performance, comme la nage ou la vision, et augmentent le risque de prédation à des stades précoces de la maladie (examiné dans Miller *et al.* 2014; voir également Furey *et al.* 2021). Pour localiser les agents infectieux potentiellement associés à des dommages cellulaires, les chercheurs de l’ISSS ont souvent employé une procédure de coloration moléculaire, l’hybridation *in situ*, pour marquer par fluorescence l’agent en question (voir Di Cicco *et al.* 2018; Mordecai *et al.* 2019, 2020). Les chercheurs ont également utilisé les connaissances sur les effets pathologiques communiquées par des laboratoires contrôlés pour des agents bien étudiés. Ces UD mises en valeur présentaient un risque élevé d’exposition à un certain nombre d’agents pathogènes, dont plusieurs sont des agents pathogènes connus et bien étudiés du chinook, comme *F. psychrophilum* (Loch *et al.* 2012), *T. bryosalmonae* (Foott *et al.* 2007), *C. shasta* (Hurst et Bartholomew 2015), *Renibacteriumsalmoninarum* (Kent *et al.* 2013), *Nanophyetes salmonicola* (Roon *et al.* 2015), *I. multifiliis* (Foott 2002) et le virus de la nécrose hématopoïétique infectieuse (VNHI) (Garver *et al.* 2005) en eau douce, et *Aeromonas salmonicida* (Kent *et al.* 2013), *P. salmonis* (Brocklebank *et al.* 1993), *Vibrio anguillarum* (Arkoosh *et al.* 1998), *Ichthyophonus hoferi* (Kocan *et al.* 2004) et le virus de la septicémie hémorragique virale (VSHV) (Emmenegger *et al.* 2013) dans l’eau de mer. *L. salmonae* est un agent pathogène opportuniste (Shaw *et al.* 2000) et des enquêtes pathologiques sur des poissons en liberté ont confirmé la présence de lésions dans les tissus branchiaux chez certains poissons (Wang 2018). L’initiative stratégique visant la santé du saumon a également permis de démontrer la pathologie chez les chinooks juvéniles en liberté pour *C. shasta*, *P. minibicornis*, *Ca. B. cisticola*, *I. hoferi*, *P. theridion*, l’orthoréovirus pisciaire (RVP) (Wang 2018) et *Salmon pescarenavirus-1* (SPAV-1) (Mordecai *et al.* 2019), mais il est important de noter que tous les agents n’ont pas été évalués.

Le profilage de l’expression génétique est de plus en plus utilisé pour documenter et diagnostiquer les maladies, notamment en médecine humaine (Zaas *et al.* 2009; Andres-Terre *et al.* 2015). Étant donné la sensibilité accrue pour détecter les premiers stades de développement de la maladie (Andres-Terre *et al.* 2015), les chercheurs de l’initiative stratégique visant la santé du saumon ont poursuivi sur cette lancée et ont développé et validé un panel de gènes permettant d’identifier les saumons en état de maladie virale (Miller *et al.* 2017). Ce panel de « développement de maladie virale » (DMV) a été appliqué pour repérer les poissons présentant une activité antivirale activée dénotant une maladie et les différencier des poissons non infectés par un virus ou étant seulement à l’état de porteur viral. Le panel de biomarqueurs du développement de maladie virale a permis de découvrir des virus non caractérisés auparavant chez le saumon de la Colombie-Britannique (Mordecai *et al.* 2019, 2020), pour étudier les processus de développement de la maladie associés à l’infection par l’orthoréovirus pisciaire (Di Cicco *et al.* 2018) et pour identifier les poissons dans la nature souffrant d’une maladie associée à des virus spécifiques (Wang 2018; Mordecai *et al.* 2019). L’activation du panel de développement de maladie virale a confirmé que de nombreux saumons chinooks d’élevage et sauvages présentant des niveaux élevés d’orthoréovirus pisciaire pendant l’automne/hiver étaient dans un état de maladie active et la pathologie a confirmé que lorsque ce panel était activé, le virus envahissait de nouveaux tissus qui finissaient par être endommagés (Di Cicco *et al.* 2018; Wang 2018). Un nouveau panel similaire de biomarqueurs a récemment été développé en Norvège pour déterminer les réactions aux

maladies bactériennes chez le saumon, et sera appliqué de la même manière au saumon de la Colombie-Britannique à l'avenir.

Comme les données sur l'infection des saumons juvéniles ont été générées à partir de poissons échantillonnés pendant une décennie, l'initiative stratégique visant la santé du saumon a pu les appliquer dans des modèles pour explorer les relations entre l'infection par des agents précis et les estimations fondées sur les micromarqueurs magnétisés codés de la survie des saumoneaux au plus jeune âge du recrutement (rapport adultes/saumoneaux²³). Cette approche a révélé des agents capables d'avoir des impacts au niveau de la population et, bien que reposant sur l'association, elle a été considérée comme le moyen le plus convaincant d'identifier les agents pathogènes importants pour les saumons en liberté. Il s'agit de la même approche que celle utilisée pour élucider d'autres facteurs associés à l'abondance des classes d'âge, tels que les changements de régime océanique (oscillation décennale du Pacifique (PDOP)/ El Niño-oscillation australe (ENSO)), la température de la surface de la mer (SST), les premiers stades de croissance en mer, la disponibilité des proies, l'impact des prédateurs ou autres (par exemple, Mueter *et al.* 2002; Duffy et Beauchamp 2011; Sharma *et al.* 2013). Des modèles ont également été élaborés pour évaluer les associations entre les charges d'agents (abondance) et l'état corporel, plus précisément le poids par rapport à la longueur (écarts de masse²⁴). Étant donné que les profils des agents pathogènes changent considérablement entre les périodes chaudes du printemps/été et les périodes fraîches de l'automne/hiver, des modèles distincts ont été mis au point pour chacune. Les agents détectés pendant la période du printemps/été qui présentaient les associations les plus fortes avec la survie du chinook sont (par ordre d'impact) *Ca. S. salmonis*, les organismes de type Rickettsia, *I. multifiliis*, *T. maritimum*, le nidovirus du saumon du Pacifique (PsNV), SPAV-1 et *M. arcticus* (Table 62). *T. maritimum* et *M. arcticus* ont également affiché des associations négatives fortes avec l'écart de masse pendant la période estivale, ainsi que l'orthoréovirus pisciaire, *C. shasta* et le virus de la nécrose érythrocytaire (ENV). Pendant la période automne/hiver, *M. arcticus*, *P. pseudo-branchicola* et l'orthoréovirus pisciaire ont montré les associations négatives les plus fortes avec la survie, suivis par les deux agents d'eau douce *I. multifiliis* et *F. psychrophilum*. Les agents présentant des associations négatives avec les écarts de masse en hiver étaient *L. salmonae*, l'orthoréovirus pisciaire, *Ca B. cisticola*, *I. hoferi*, *T. maritimum* et *I. multifiliis*.

On sait que la température est un facteur important d'infection et de sensibilité aux maladies pour un large éventail d'agents pathogènes (examen dans Miller *et al.* 2014), mais elle est également associée aux changements de productivité dans l'océan (Sharma *et al.* 2013). Les températures de l'océan sont également associées aux changements de régime marin, tels que ENSO et PDO, des facteurs établis associés au rapport adultes/saumoneaux chez de multiples espèces de saumons (*ibid.*). Les modèles de rapports adultes/saumoneaux pour l'infection présentés dans Bass *et al.* (en cours d'examen) intégraient une anomalie de la température de la surface de la mer (SST) pour tenir compte des influences liées à la température et ont montré que la température localisée de la surface de la mer ne présentait pas d'association négative avec la survie du saumon chinook pendant l'étude sur 10 ans, mais qu'elle était associée positivement à l'écart de masse, surtout pendant la période automne/hiver (c.-à-d. hivers plus chauds = poissons plus gras). Ainsi, dans notre courte série chronologique, nous avons constaté que les agents infectieux étaient plus fortement associés au rapport

²³ Bass, A.L., Bateman, A.W., Kaukinen, K.H., Li, S., Ming, T., Patterson, D.A., Hinch, S.G., et Miller, K.M. *In Review*. The spatial distribution of infectious agents in wild Pacific salmon along the British Columbia coast. Scientific Reports.

²⁴ *Ibid.*

adultes/saumoneaux qu'à l'indicateur bien établi de l'anomalie de la température de la surface de la mer.

Pour résumer, les premiers habitats marins utilisés par les poissons de ces UD mises en valeur présentent un risque d'infection élevé pour de nombreux agents fortement associés à un potentiel pathogène. Trois des quatre agents dont la prévalence est supérieure à la normale dans l'estuaire du Fraser sont associés à des impacts négatifs sur l'état et la survie du saumon chinook. Si la plupart peuvent représenter des effets de transfert depuis l'eau douce (c'est-à-dire des années où les conditions en eau douce étaient sous-optimales et où l'état des poissons était plus compromis lorsqu'ils sont entrés dans l'océan), d'autres, comme le parasite du cerveau *M. arcticus*, peuvent avoir un impact sur la performance. Chez le saumon rouge de l'Alaska, ce parasite est associé à de fortes réductions de la vitesse de nage (Moles et Heifetz 1998), ce qui pourrait compromettre à la fois l'alimentation et l'évitement des prédateurs. Dans le détroit de Georgie, cinq des agents transmis dans l'eau salée et présentant un risque élevé d'infection étaient également associés négativement à la survie, et un autre était un agent pathogène virulent bien établi (virus de la septicémie hémorragique virale). Dans les îles Discovery et le détroit de Johnstone, le risque élevé d'infection par *T. maritimum* et l'orthoréovirus pisciaire, deux agents connus pour leur risque de transmission du saumon d'élevage au saumon sauvage (Shea *et al.* 2020; Bateman *et al.* 2021; Mordecai *et al.* 2021) montre des associations négatives constantes avec la survie et les écarts de masse chez plusieurs espèces de saumons (chinook, coho et rouge pour *Tenacibaculum* et chinook et coho pour l'orthoréovirus pisciaire; Bass *et al.*, en cours d'examen; Amy Teffer, Université de la Colombie-Britannique, comm. pers.).

Dans l'ensemble, il est clair que l'infection des saumons juvéniles par des agents pathogènes pendant leur première année en mer est un facteur contribuant aux variations annuelles de la survie des stocks de saumon chinook dans le sud de la Colombie-Britannique. Les habitats utilisés par les poissons de ces UD mises en valeur présentent des niveaux anormalement élevés d'agents infectieux associés à un état et une survie médiocres, ce qui accroît probablement les risques et les impacts liés aux infections. Nous prévoyons que ces risques seront exacerbés par les impacts du climat sur l'exposition thermique – causant un stress direct aux saumons (Akbarzadeh *et al.* 2018; Houde *et al.* 2019) tout en ayant également un impact sur l'ensemble de proies (Sharma *et al.* 2013), en plus des impacts d'une prédation accrue – en raison à la fois du nombre plus grand de prédateurs et du fait que les poissons sont plus compromis et ainsi plus faciles à capturer. De nouvelles recherches fondées sur la génomique permettront de mieux comprendre l'interaction cumulative et synergique entre le stress et la maladie en élucidant les agents de stress auxquels le saumon réagit – comme le stress thermique, le stress dû à une faible teneur en oxygène, le stress dû à la salinité et les maladies virales – et d'identifier les poissons qui présentent des signes de morbidité (mort naturelle dans les 72 heures) (Houde *et al.* 2019; Akbarzadeh *et al.* 2020). L'application de cette technologie au saumon rouge du fleuve Fraser, qui emprunte le même itinéraire dans le détroit de Georgie que les UD mises en valeur ayant une répartition dans le nord de l'océan, mais pendant une courte période en été, a permis de déterminer des niveaux élevés de stress thermique lorsque les poissons quittent le Fraser et tout au long de leur migration dans le détroit de Georgie, avec un pic dans les zones septentrionales avant leur arrivée dans les îles Discovery, où ils seront exposés à une concentration encore plus élevée de certains agents pathogènes (Kristi Miller, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, données inédites; Shea *et al.* 2020). Les données de laboratoire et de terrain montrent toutefois que c'est le stress osmotique qui semble le plus directement associé à la survie (Houde *et al.* 2019; Kristi Miller, MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique, données inédites). Par conséquent, les poissons mal préparés à l'entrée dans l'océan seront moins aptes à résister à un stress supplémentaire (Houde *et al.* 2019) ou à lutter contre les infections. Il est donc impératif que les lâchers d'écloserie soient aussi exempts

d'agents pathogènes et de maladies que possible afin de minimiser les risques d'infection et de maladie dans l'océan. Le stress osmotique peut également provenir d'une infection ou d'une plaie ouverte. L'agent bactérien *T. maritimum*, de nombreuses infections fongiques, les charges de poux de mer, les blessures causées par les lamproies et les morsures de prédateurs sont parmi les facteurs biologiques qui peuvent accroître le risque de stress osmotique. *T. maritimum* et les poux de mer peuvent être atténués en réduisant l'exposition aux fermes salmonicoles, mais d'autres facteurs sont plus difficiles à contrôler. Des études sont en cours pour déterminer les mécanismes les plus courants qui infligent un stress osmotique aux saumons juvéniles et les endroits où ces agents de stress sont le plus souvent observés, afin de pouvoir élaborer des stratégies d'atténuation, si possible.

Classement

Cette menace est généralisée pour toutes les UD, avec un risque moyen pour l'UD 1 et un risque faible à moyen pour les UD 6, 13 et 15. La menace de la prédation par les pinnipèdes est généralisée pour toutes les UD mises en valeur, car tous les chinooks de ces populations transitent par l'habitat occupé par les pinnipèdes. L'UD 1 (baie Boundary) et l'UD 6 (marécage Maria) pourraient être les plus menacées par la prédation par les pinnipèdes puisque ces poissons occupent et traversent un habitat considérable qui chevauche celui des pinnipèdes, en particulier des phoques communs. Des colonies de phoques présentes toute l'année ont été identifiées dans le bas Fraser et dans la rivière et le lac Harrison, ainsi que près de l'embouchure du Fraser, et pourraient constituer une menace importante pour le chinook dans ces zones. Les nombreuses installations de stockage de grumes et de triage dans ces zones attirent probablement les phoques, car elles fournissent un habitat pour les échoueries et accroissent l'abondance des proies en attirant les saumons chinooks en montaison qui cherchent un refuge. On ignore actuellement l'ampleur de la prédation par les phoques; cependant, on pense qu'elle est problématique pour l'UD 1 (rivières Serpentine et Nicomekl) car des phoques ont été observés en train de manger des chinooks adultes en montaison qui sont limités par la fermeture des barrages marins. Pendant les années de basses eaux, le saumon chinook de l'UD 6 pourrait être exposé plus longtemps aux pinnipèdes s'il attend des débits favorables pour entrer dans le marécage Maria. La population de méné-brocheton du nord est nombreuse dans le marécage Maria, mais son impact sur le chinook n'est pas bien défini.

Bien que cela n'ait pas été mentionné précédemment dans cette section, l'UD 13 est exposée à un risque supplémentaire de prédation par des espèces indigènes, notamment le grand méné-brocheton du nord, la truite arc-en-ciel et l'omble à tête plate, présents dans les lacs Shuswap et Little Shuswap, ainsi que par plusieurs prédateurs aviaires.

Au cours de l'atelier sur les menaces, des inquiétudes ont été exprimées quant à l'impact potentiel des loutres de rivière sur certaines populations, en particulier dans les petits bassins versants où les poissons adultes qui remontent sont confinés dans les fosses. Les impacts associés à la loutre de rivière sont incertains, mais peuvent être problématiques dans ces UD mises en valeur, ce qui signifie que le risque peut se situer à l'extrémité supérieure de la catégorie de risque attribuée à ces UD.

Les microparasites sont omniprésents dans l'environnement et, à ce titre, tous les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique rencontrent une variété d'agents susceptibles de causer des infections et des maladies, et leur servent d'hôtes. Les infections et les maladies touchent toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans une certaine mesure, mais une grande incertitude entoure actuellement les impacts directs sur la productivité et la survie du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.8.3 Matériel génétique introduit

La menace posée par le matériel génétique introduit comprend les organismes ou les gènes modifiés ou transportés par l'homme, et englobe les effets génétiques des salmonidés d'écloserie (catégorie de menaces 8.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

La menace que représente le matériel génétique introduit pour les UD mises en valeur concerne les activités des écloseries. Les programmes des écloseries peuvent modifier la diversité génétique (généralement en la réduisant) des poissons d'écloserie en produisant des cohortes à partir de bassins génétiques plus petits et en les exposant à différentes pressions sélectives (et non naturelles) présentes dans les environnements d'écloserie (Gardner *et al.* 2004; Grant 2012). L'introduction de matériel génétique dans le bassin génétique d'une UD sauvage se fait par un processus appelé introgression génétique (Utter 2001; Muhlfeld *et al.* 2009). L'introgression peut se produire en cas d'hybridation spécifique, lorsque des poissons d'une UD errent et se reproduisent avec des poissons d'une autre UD, ou dans une même UD lorsque des gènes et du matériel génétique provenant de poissons d'écloserie sont transmis à la population indigène sauvage (Utter 1998). Les saumons sauvages et d'écloserie peuvent errer d'une UD dans une autre, mais certaines pratiques d'écloserie entraînent des taux d'errance plus élevés que d'autres (Candy et Beacham 2000). Lorsque des saumons errants se reproduisent avec des saumons sauvages indigènes, la survie peut augmenter dans la génération suivante par le biais de l'hétérosis ou diminuer du fait de la dépression consécutive à un croisement éloigné (Emlen 1991). La dépression consécutive à un croisement éloigné est une menace pour les populations sauvages indigènes lorsqu'elle réduit la survie de la génération suivante (F1) et de la génération subséquente (F2), soit en produisant des phénotypes intermédiaires inadaptés à la population sauvage, soit par épistasie dans des complexes de gènes coadaptés (Gilk *et al.* 2004).

Les poissons d'écloserie, qu'ils proviennent de la même UD ou d'une autre, peuvent se croiser avec les stocks sauvages, ce qui entraîne une diminution de la valeur adaptative des poissons vivant en dehors de l'écloserie et limite l'adaptabilité de la population sauvage dans les générations futures en raison de la réduction de la diversité génétique (Waples 1991; Gardner *et al.* 2004). La valeur adaptative relative des saumons d'écloserie par rapport aux saumons sauvages peut être mesurée par le succès reproducteur avec des adultes dans la nature et ce succès reproducteur relatif est souvent inférieur à un pour les saumons d'écloserie (Christie *et al.* 2014b; Withler 2018). À l'aide d'un modèle génétique quantitatif, Ford (2002) a indiqué que la sélection en captivité pourrait théoriquement réduire la valeur adaptative des populations sauvages, et il existe de plus en plus de preuves d'un déclin progressif et intergénérationnel de la valeur adaptative des populations sauvages lorsque des poissons d'écloserie se croisent avec des poissons sauvages dans les frayères (Fleming 2002; Berejikian et Ford 2003; Gardner *et al.* 2004; Araki *et al.* 2007, 2008; Grant 2012; Christie *et al.* 2014a; Withler *et al.* 2018; MPO 2018a). Plusieurs mécanismes contribuent à la réduction de la valeur adaptative des poissons d'écloserie et de leur progéniture, notamment la sélection artificielle et les effets épigénétiques causés par l'environnement de croissance en écloserie, qui peuvent être transgénérationnels (Le Luyer *et al.* 2017; Larsen *et al.* 2019; Venney 2020). Waples (1999) explique que les risques posés par les écloseries ne peuvent jamais être totalement évités, même avec des pratiques de gestion exemplaires.

L'introduction de matériel génétique est une menace pour les UD mises en valeur, et Withler et ses collaborateurs (2018) et le MPO (2018a) ont conseillé de gérer les programmes canadiens de mise en valeur du chinook de sorte que les poissons errants provenant de programmes d'écloserie de l'extérieur du bassin représentent moins de 3 % des reproducteurs de la population sauvage par an, afin d'avoir peu de conséquences génétiques à long terme sur la

population réceptrice. Le marquage et l'échantillonnage peuvent permettre de surveiller les chinooks d'écloserie errants à l'aide de techniques telles que les micromarques magnétisées codées, les marques thermiques sur les otolithes et le marquage génétique fondé sur la parenté (Candy et Beacham 2000; Vander Haegen *et al.* 2011; Brenner *et al.* 2012; Satterthwaite *et al.* 2015). Le degré de marquage et d'échantillonnage des chinooks d'écloserie aux frayères varie grandement parmi les frayères pour les poissons de ces UD mises en valeur et d'autres poissons qui pourraient errer dans ces UD. Le marquage et l'échantillonnage ont été insuffisants pour mesurer le pourcentage des reproducteurs d'écloserie dans les frayères pour tous les sites des UD mises en valeur; il n'est donc pas certain que les lignes directrices proposées par le MPO (2018a) soient respectées. Ces programmes de marquage des stocks mis en valeur et de surveillance des frayères n'ont pas été conçus pour les objectifs proposés par Withler et ses collaborateurs (2018), sauf au niveau des stocks indicateurs du taux d'exploitation (SITE; c'est-à-dire la population de la rivière Nicola dans l'UD 15). C'est pourquoi il est difficile d'évaluer avec précision si la proportion de reproducteurs d'écloserie dans la population sauvage est inférieure ou supérieure aux lignes directrices proposées par le MPO (2018a) et le US Hatchery Scientific Review Group (Mobrand *et al.* 2005).

L'UD 1 (baie Boundary) a probablement subi une introgression génétique considérable d'après les observations. Tout d'abord, des saumons chinooks de la rivière Chilliwack ont été relâchés en grand nombre (environ 50 000 poissons par an) dans l'UD 1 de 1990 à 2003, mais pas depuis (annexe C). Ensuite, on a relevé récemment une fréquence élevée de chinooks à la nageoire adipeuse coupée dans la rivière Little Campbell, allant de 4 % à 49 % entre 2012 et 2020, mais aucun chinook n'y a été relâché depuis 2004, ce qui permet d'identifier ces chinooks comme des poissons errants provenant d'au moins une autre UD. Un profil d'errance similaire se produit probablement aux autres sites, mais les données n'ont pas été recueillies, enregistrées ou gérées, et nous supposons que les errances hors du bassin dépassent les lignes directrices proposées par le MPO (2018a). Enfin, un chinook de la rivière Cowichan a été identifié dans la rivière Little Campbell en 1997 à partir de la lecture d'une seule micromarque magnétisée codée, mais aucun autre poisson n'a été échantillonné pour les micromarques magnétisées codées, malgré de nombreuses observations de poissons à nageoire adipeuse coupée. Dans un rayon d'environ 60 km des estuaires de l'UD 1, plusieurs grands programmes d'écloserie (Sandy Cove, bras de mer Burrard, île Orcus-baie East, etc.) utilisent des stratégies d'élevage par déplacement hors de l'estuaire, dont Candy et Beacham (2000) ont constaté qu'elles présentaient les taux d'errance les plus élevés; ils les ont aussi soupçonnées d'avoir l'empreinte la moindre sur le cours d'eau d'origine du saumon chinook. Étant donné que Candy et Beacham (2000) ont signalé que les stocks de saumon chinook des rivières Chemainus et Cowichan présentaient les taux d'errance les plus élevés parmi les stocks du sud de la Colombie-Britannique vers des emplacements américains, nous supposons que des stocks ont également erré vers l'UD 1 en raison de sa proximité avec les États-Unis et de l'observation d'un poisson de la rivière Cowichan. Pour mieux comprendre et atténuer le risque génétique, un programme de marquage et d'échantillonnage du stock de saumon chinook de l'écloserie de la rivière Little Campbell est prévu en 2022. Ces activités de marquage et d'échantillonnage subséquent amélioreront les données et les informations et permettront de mieux comprendre les origines et le degré de poissons d'écloserie provenant de l'extérieur et de l'intérieur de l'UD; toutefois, il faudra procéder à un marquage supplémentaire des programmes de production d'écloserie voisins, dans la région de la mer des Salish au Canada et aux États-Unis, pour mesurer le taux de poissons errants hors bassin.

Il n'y a aucune preuve d'errance ou d'introgression génétique d'une autre UD vers l'UD 6 (marécage Maria). Aucun saumon chinook d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UD n'y a été relâché directement. Depuis 1998, 21 des 23 années, on a examiné les poissons pour repérer les entailles de la nageoire adipeuse; cependant, relativement peu de poissons ont été

examinés pendant quatre années (c'est-à-dire <15; annexe C). Parmi les 304 poissons à la nageoire adipeuse coupée échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées, aucun ne provenait de l'extérieur de l'UD et toutes les étiquettes venaient du marécage Maria. Il existe certaines preuves d'errance et probablement d'introgression génétique à partir d'autres UD dans l'UD 15 (BTh-1.2); cependant, aucun saumon chinook d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UD n'y a été relâché directement. Dans la rivière Eagle, on a vérifié l'entaille de la nageoire adipeuse sur les chinooks de 1986 à 1996 et chaque année depuis 2015 et depuis 1986 dans la rivière Salmon, à quelques exceptions près (2007-2008, 2015-2016 et 2018 à 2020; annexe C). Parmi tous les poissons échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées dans les rivières Eagle (1 105) et Salmon (388), seuls deux poissons ont été identifiés comme provenant de l'extérieur de l'UD (UD du Fraser, printemps 1.2, rivière Deadman et UD Thompson Sud – été – âge 1.3, moyenne Shuswap). Nous supposons que le pourcentage de poissons errants hors du bassin est inférieur à 3 %, mais les mesures ne sont pas fiables en raison d'un marquage insuffisant pour représenter toute la production des écloseries hors du bassin et d'un échantillonnage insuffisant dans les frayères – ces deux éléments sont essentiels pour évaluer ces taux.

Il existe certaines preuves d'errance et probablement d'introgression génétique à partir d'autres UD dans l'UD 13 (ThS-1.3); cependant, aucun saumon chinook d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UD n'y a été relâché directement. On a échantillonné les échappées pour les entailles de la nageoire adipeuse et les micromarques magnétisées codées dans les rivières Bonaparte (1983 à 1996), Coldwater (1982 à 2004, 2010 à 2015 et 2017), Nicola (1981 à 2021) et dans le ruisseau Spius (1987 à 2004, 2010 à 2015 et 2017; annexe C). Parmi les 10 489 poissons munis d'une micromarque magnétisée codée, six chinooks ont été identifiés comme étant des poissons errants provenant d'autres UD (c.-à-d. printemps 1.3 du moyen Fraser, été 1.3 de la Thompson Nord, été 0.3 de la rivière Shuswap, été 1.3 de la Thompson Sud, un poisson originaire de la rivière Capilano (UD d'automne de la côte est de l'île de Vancouver) et un autre de l'UD de la haute Bulkley). Nous supposons que le pourcentage de poissons errants hors du bassin est inférieur à 3 %, mais les mesures ne sont pas fiables en raison d'un marquage insuffisant pour représenter toute la production des écloseries hors du bassin et d'un échantillonnage insuffisant dans les frayères.

Cette menace est jugée généralisée pour les UD 1, 6 et 13, et importante pour l'UD 15. Un niveau d'impact grave-moderé avec un niveau d'incertitude élevé a été attribué aux UD 1 et 15. Dans l'UD 1, des lâchers de poissons d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UD ont eu lieu; les impacts génétiques sur la population sauvage sont inconnus, mais devraient être négatifs. La mise en valeur existe actuellement dans trois des six populations de l'UD 15, bien que cinq d'entre elles aient des antécédents de mise en valeur dans l'UD. Les poissons d'écloserie constituent maintenant la majorité de la population de la rivière Nicola et un degré inconnu de diversité génétique a probablement été perdu dans la population sauvage. On ignore les effets génétiques de la mise en valeur des stocks par les écloseries sur le saumon chinook du marécage Maria (UD 6) en raison des opinions contradictoires au sujet des impacts sur cette petite population intégrée. Dans l'UD 13, la mise en valeur des stocks par les écloseries n'a eu lieu que dans les rivières Eagle (fin 1993) et Salmon (en cours); les saumons chinooks sont inspectés à la barrière de la rivière Salmon pour détecter les marques extérieures.

Tableau 37. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des espèces non indigènes et exotiques envahissantes pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	UD 1	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 38. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts des espèces indigènes problématiques pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Espèces indigènes problématiques	UD 1	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-Moyen	Moyenne	Faible-Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 39. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO pour les impacts du matériel génétique introduit pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque niveau de facteur dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Matériel génétique introduit	UD 1	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Inconnu	Moyenne	Inconnu (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Moyen-Élevé	Moyenne	Moyen-Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Vaste

3.1.9. Pollution et contaminants

Une grande partie des informations sur la pollution présentées dans les sections suivantes ont été résumées dans Arbeider *et al.* (2020) pour le saumon coho du Fraser intérieur et dans MPO (2020a) pour le chinook du Fraser. Les renseignements figurant dans leurs rapports sont très pertinents pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en raison du chevauchement considérable de leurs habitats.

Les menaces liées à la pollution comprennent l'introduction de matériaux exotiques ou excédentaires ou d'énergie provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles, y compris les nutriments, les produits chimiques toxiques et les sédiments. Il existe de nombreuses sources pour les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary; la pollution est donc divisée en plusieurs catégories : eaux usées domestiques et urbaines; effluents industriels et militaires; effluents agricoles et sylvicoles; déchets solides et ordures; polluants atmosphériques. Les contaminants appartenant à ces catégories comprennent les solides en suspension, les sels et le sable de voirie, l'ammoniac et les autres produits chimiques à base d'azote, les produits chimiques à base de phosphore, les métaux lourds (p. ex., le cuivre, le zinc, l'arsenic), les phénols, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et autres hydrocarbures, les perturbateurs endocriniens (p. ex., les hormones comme les œstrogènes, les plastifiants comme les phtalates et les composés phénoliques, certains métaux lourds comme le cadmium), les pesticides, les herbicides et les composés organiques halogénés (p. ex., les biphényles polychlorés [BPC]). Beaucoup de ces contaminants proviennent de sources multiples et s'accumulent sous forme de mélanges dans l'environnement, ce qui explique pourquoi les effets de chaque catégorie de menaces sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont extrêmement difficiles à différencier les uns des autres. Dans cette section, nous examinons d'abord les effets potentiels de l'exposition aux contaminants sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, puis les sources de pollution connues des différentes catégories et leur menace prévue pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

De nombreux contaminants sont persistants dans l'environnement, peuvent parcourir de longues distances et ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et les chaînes alimentaires à partir de sources multiples. Par exemple, les polluants organiques persistants (POP) tels que les BPC, les HAP et d'autres composés organiques halogénés (comme le DDT et la dioxine) provenant des rejets industriels et agricoles antérieurs aux années 1980 sont toujours présents dans les sédiments du Fraser (concentrations plus élevées dans le bas Fraser), et ont même été trouvés dans des lottes (*Lota lota*) des lacs Chilko, Nicola et Kamloops (Garette 1980; Gray et Tuominen 1999). Des POP ont été détectés dans le cours principal de la rivière Nechako et dans la plupart de ses affluents (Owens *et al.* 2019), et l'utilisation passée d'autres POP (comme la dieldrine, les HCH, les chlordanes, l'endosulfan et le toxaphène) dans le bassin de cette rivière a été démontrée par leur détection dans les tissus musculaires de poissons (Raymond et Shaw 1997). Les concentrations de BPC peuvent être plus élevées dans les estuaires en raison du dépôt de sédiments issus de rivières, mais des POP ont également été trouvés dans les eaux d'amont du Fraser (Gray et Tuominen 1999). Le transport et le dépôt atmosphériques sur de longues distances, associés à la libération de dépôts de contaminants historiques causée par la fonte de glaciers et de champs de neige permanents, sont la source probable de ces POP à des altitudes plus élevées. Ces contaminants ne proviennent pas seulement de sources locales; on estime que le transport des contaminants atmosphériques de l'Asie vers l'Amérique du Nord prend seulement 5 à 10 jours (Ross *et al.* 2013). En raison du réchauffement climatique mondial, la libération de contaminants provenant des dépôts glaciaires dans les eaux d'amont pourrait augmenter, ce qui exposerait les jeunes saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique, qui sont plus vulnérables, aux POP. En outre, les BPC et autres POP sont toujours présents dans des produits de consommation; même si leur

production a considérablement baissé, leur nature persistante leur permet de s'accumuler dans l'environnement.

Les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique sont particulièrement sensibles aux effets de la contamination. Les longues migrations, les transformations physiologiques et les taux de croissance rapides entraînent des taux élevés d'exposition et d'accumulation provenant de nombreuses sources (Ross *et al.* 2013). Ils passent la plus grande partie de leur vie dans le milieu marin pélagique où la bioaccumulation des contaminants peut être la plus importante (Healey 1991; Ross *et al.* 2013; COSEPAC 2017) et où ils accomplissent la majorité de leur croissance (95 %). Cullon *et al.* (2009) estiment que de 97 à 99 % des polluants organiques accumulés dans les échantillons de tissus des saumons chinooks ont été acquis en mer. Les saumons adultes remontent ensuite dans les frayères d'eau douce où leurs réserves lipidiques totales peuvent diminuer de 95 %, ce qui les expose aux niveaux potentiellement élevés de contaminants séquestrés dans les tissus adipeux (Hendry et Berg 1999; Debruyn *et al.* 2004; Kelly *et al.* 2011). Cette exposition peut causer une altération des fonctions olfactives, du comportement migratoire et du système immunitaire des salmonidés, ce qui peut réduire la survie des individus (Casillas *et al.* 1997), de même que le succès de la reproduction et la productivité d'une population (Kelly *et al.* 2011). Les effets des polluants sur les populations de poissons marins sont difficiles à distinguer, sauf dans le cas de mortalités massives directes. Pourtant, les effets sublétaux des expositions toxiques ont été mis en cause en tant que facteurs importants du déclin des populations (Spromberg et Meador 2006).

Il a été démontré que de faibles concentrations de divers produits pharmaceutiques, produits de soins personnels, métaux et autres contaminants touchent les poissons (Fairchild *et al.* 1999; Daughton et Brooks 2011; Schultz *et al.* 2012; Saaristo *et al.* 2017). On comprend mal les réactions des poissons à ces produits chimiques toxiques, car de nombreux contaminants s'accumulent sous forme de mélanges et peuvent avoir des effets synergiques (Meador *et al.* 2018). Il a été prouvé que les contaminants urbains courants tels que les HAP et les BPC sont immunotoxiques pour les saumons juvéniles à de faibles concentrations dans l'environnement (Arkoosh *et al.* 1991, 1998, 2010; Bravo *et al.* 2011); les saumons juvéniles sont alors plus sensibles aux infections mortelles dues à des agents pathogènes courants présents dans l'environnement (Meador 2014). On sait que les contaminants à base de métaux lourds perturbent les poissons adultes parce qu'ils augmentent les taux de mortalité avant la fraie (Feist *et al.* 2011; Scholz *et al.* 2011); ils perturbent aussi les saumons juvéniles parce qu'ils suppriment les réponses chimiosensorielles à de faibles concentrations et peuvent entraîner une mortalité à des concentrations plus élevées (Sandahl *et al.* 2007).

Peu d'études portent sur les effets des polluants chez le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique; cependant, des recherches considérables ont été menées sur le saumon chinook de type océanique dans la baie Puget (O'Neill *et al.* 2020). Meador et ses collaborateurs (2014) ont indiqué que le taux de survie des saumons chinooks juvéniles de type océanique migrant à travers un habitat estuarien contaminé dans la baie Puget était inférieur de 45 % à celui des saumons chinooks juvéniles transitant par des estuaires non contaminés. Les taux de survie les plus faibles ont été enregistrés dans les estuaires où les eaux usées sont rejetées dans l'estuaire lui-même ou dans les zones littorales occupées par les saumons chinooks juvéniles avant leur migration dans les eaux libres. Dans une étude plus récente, Meador et ses collaborateurs (2018) ont précisé que l'exposition de saumons chinooks juvéniles aux effluents urbains dans l'habitat estuarien entraîne un dysfonctionnement métabolique qui semble imiter la famine. Bien que les auteurs concluent qu'on ignore quelle combinaison de contaminants provoque ces réactions, les mesures de la chimie du sang, du coefficient de condition et de la teneur totale en lipides permettent de penser que cette réaction métabolique a effectivement été induite par les contaminants. Même s'ils ne sont pas propres au saumon

chinook du sud de la Colombie-Britannique, les résultats de ces études donnent à penser que des effets similaires sont possibles chez celui-ci, car les poissons de ces UD traversent deux fois au cours de leur vie le bas Fraser et son estuaire ou les rivières qui se jettent dans la baie Boundary et l'estuaire de la baie. Ces effets peuvent être particulièrement prononcés pour l'UD 1, car son habitat d'eau douce se trouve dans une zone fortement développée et ses aires de croissance, dans les baies Semiahmoo et Mud, soutiennent une empreinte industrielle. En outre, on pense que de nombreux chinooks de l'UD 1 se dispersent et grandissent dans l'habitat de la baie Puget, où ils sont soumis à d'autres taux de contamination élevés par l'entremise de leur régime alimentaire, notamment le hareng du Pacifique et d'autres poissons océaniques, qui sont très contaminés dans la baie Puget (West *et al.* 2008). Le hareng de la baie Puget était 3 à 9 fois plus contaminé par les BPC que le hareng du détroit de Georgia, et de 1,5 à 2,5 fois plus contaminé par le DDT (West *et al.* 2008). Les saumons chinooks de la rivière Harrison (UD 2) prélevés dans la baie Puget contenaient des concentrations de POP plus élevées que les autres UD de chinook du Fraser en raison du temps qu'ils passent à chercher leur nourriture dans la mer des Salish et la baie Puget (O'Neill et West 2009; Arostegui *et al.* 2017). L'accumulation de PCB dans les chinooks juvéniles en dévalaison semble liée, d'une part au type de couverture terrestre associé à leurs rivières natales, les bassins versants avec plus de 25 % de couverture de surface imperméable étant corrélés aux accumulations les plus élevées chez le chinook par rapport aux bassins versants moins développés²⁵, d'autre part à la croissance dans des milieux situés près d'entrées d'eaux usées (O'Neill *et al.* 2020). De futures recherches sur les nombreuses sources de pollution dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary sont nécessaires pour mieux atténuer les effets des contaminants et réduire leur introduction dans l'environnement; il s'agit d'une lacune majeure dans les connaissances à prendre en compte pour la future planification du rétablissement.

3.1.9.1 Eaux usées domestiques et urbaines

La présente section comprend les menaces posées par les eaux usées et les eaux de ruissellement non ponctuelles provenant des zones résidentielles et urbaines qui contiennent des nutriments, des produits chimiques toxiques et des sédiments (catégorie de menaces 9.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Le développement urbain est très concentré dans la zone entourant le bas Fraser et la baie Boundary, ce qui entraîne un rejet considérable d'eaux usées et d'eaux d'égout dans ces bassins versants. Le paysage urbain très imperméable du district continental du Grand Vancouver et son vaste réseau de canalisations détournent les effluents directement par les réseaux d'égouts ou les émissaires d'évacuation d'égouts combinés ou par les stations d'épuration des eaux usées, notamment celles de l'île Annacis (delta), de l'île Lulu (Richmond), de l'île Iona (Richmond), de Lions Gate (Vancouver Ouest) et Langley Nord-Ouest (Langley) dans le bas Fraser. Même si certaines de ces installations ont été modernisées afin de réduire la quantité de contaminants rejetés et d'accroître la capacité en fonction de la population de la région métropolitaine de Vancouver, ces effluents contournent les stations d'épuration par des émissaires combinés qui se déversent directement dans les rivières si le volume des eaux usées dépasse la capacité. En 2016, l'agglomération de Vancouver a rejeté plus de 30 000 000 m³ d'eaux usées non traitées dans le Fraser, ce qui place la Colombie-Britannique au rang de province ayant constamment le volume de débordement d'eaux usées le plus élevé

²⁵ PSP. 2021. Information tirée du site Web [Vital Signs | Toxics in Fish](#) [consulté le 22 mars 2022].

au Canada^{26,27}. Les autres sources de contaminants urbains sont les systèmes d'eaux pluviales de rues non associés à des stations d'épuration des eaux usées, qui peuvent avoir des effets néfastes sur les systèmes plus petits et entraîner des mortalités massives de chinooks juvéniles (Darryl Hussey, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers. 2019) et perturber la physiologie sensorielle et les comportements d'évitement des prédateurs du saumon coho (Sandhal *et al.* 2007). Dans l'habitat des UD du saumon chinook du Fraser, la plupart des propriétés rurales ont des champs septiques dont les effluents sont lessivés dans les cours d'eau adjacents et les eaux usées traitées de la ville de Merritt se déversent dans la rivière Nicola. Les métaux lourds, comme le cuivre provenant des véhicules (Sandhal *et al.* 2007), et d'autres composés toxiques, comme la 6PPD-quinone, un composé du caoutchouc des pneus omniprésent dans le monde, qui provoque une toxicité aiguë chez les saumons adultes à une concentration d'environ 1 microgramme par litre (Tian *et al.* 2021), s'accumulent sur les routes et pénètrent ensuite dans les cours d'eau par l'entremise des émissaires d'évacuation d'égouts combinés. La poussière provenant des routes et des zones à fort trafic peut également agir comme vecteur de sédiments fins et de contaminants (p. ex., les HAP et les métaux lourds) vers les réseaux aquatiques (Gjessing *et al.* 1984). Bien que la circulation puisse être la plus intense dans les zones urbaines, les routes qui sont plus proches des frayères peuvent avoir des impacts relativement plus importants, car les embryons représentent un stade du cycle vital plus sensible. Plusieurs routes très fréquentées croisent les trois bassins versants de l'UD 1. Dans l'UD 13, la Transcanadienne est parallèle à la rivière Eagle sur plusieurs kilomètres, la route de la rivière Salmon longe le tronçon inférieur de la rivière et la route 97 suit la rivière sur 35 km. De gros camions de transport et d'autres véhicules s'écrasent souvent dans la rivière Eagle en raison des conditions dangereuses sur la Transcanadienne. Dans l'UD 15, la route 8 est parallèle à la rivière Nicola et la route de Coquihalla longe et traverse la rivière Coldwater. De plus, de nombreux kilomètres d'autoroutes très fréquentées se trouvent à proximité des voies de migration et des habitats de croissance du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Comme on l'a vu, la région métropolitaine de Vancouver a la plus grande population et la plus grande quantité d'effluents, mais les contaminants peuvent parcourir de grandes distances et s'accumuler à partir de sources diverses. La menace que représentent les contaminants urbains dépend des systèmes d'égouts et du traitement des eaux usées de chaque ville, tant dans le bassin versant du Fraser que dans les villes dont les eaux usées se déversent dans le bassin de Géorgie. Par exemple, la station d'épuration de Kamloops comprend un traitement tertiaire (lagunes avec élimination biologique des nutriments), alors que Victoria ne dispose d'aucune station d'épuration. Une évaluation plus approfondie de cette menace nécessitera une collaboration avec les municipalités et Environnement et Changement climatique Canada.

La portée de cette menace a été jugée généralisée pour toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car l'habitat de l'UD 1 est situé dans des zones urbaines très développées et les poissons des UD 6, 13 et 15 doivent migrer deux fois dans le bas Fraser et parfois y résider en tant que juvéniles. Une incertitude considérable entoure cependant le degré d'impact des effluents urbains sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Bien que des preuves suggèrent des effets néfastes de l'exposition à des contaminants tels que les produits pharmaceutiques, les produits d'entretien et de soins personnels, il est difficile de séparer ces effets des autres cofacteurs qui peuvent agir sur le saumon chinook du sud de la

²⁶ Cruickshank 2018 – Article tiré du journal *The Star Vancouver* : [Untreated Sewage Pollutes Water Across the Country](#) [consulté le 15 janvier 2022].

²⁷ Li et Cruickshank 2018 – Article tiré du journal *StarMetro* : [Sewage problems must be fixed if Vancouver wants to be a global role model, say advocates](#) [consulté le 15 janvier 2022].

Colombie-Britannique. On prévoit une plage faible à moyenne de l'impact de cette menace sur toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et une plage moyenne à élevée d'impact pour l'UD 1, avec un niveau moyen de certitude causale. Le chinook de la baie Boundary (UD 1) est probablement exposé aux eaux usées domestiques et urbaines pendant toute la durée de sa résidence en eau douce.

3.1.9.2 Effluents industriels et militaires

La présente section englobe les polluants aquatiques de sources industrielles et militaires, y compris l'industrie des mines, la production d'énergie, et les industries d'extraction d'autres ressources qui contiennent des nutriments, des produits chimiques toxiques ou des sédiments (catégorie de menaces 9.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

De nombreux émissaires d'effluents industriels sont raccordés aux réseaux d'égouts municipaux, aux stations d'épuration et aux émissaires d'évacuation d'égouts combinés, mais certaines installations peuvent également disposer de leur propre système de traitement sur place. De nombreux systèmes de traitement ont été mis à niveau entre 1980 et 2000 pour réduire la quantité de contaminants dans les rejets. Les effluents des usines de papier et de pâte à papier constituent la plus grande partie des rejets industriels dans le bassin versant du Fraser (Gray et Tuominen 1999) et des installations de traitement sont souvent sur place. Les législations fédérales et provinciales promulguées à la fin des années 1980 et dans les années 1990 ont accru le nombre de programmes de surveillance des effluents et de traitement des rejets nécessaires pour limiter les niveaux de dioxines, de furanes et d'autres solides en suspension, réduisant parfois les contaminants jusqu'à 99 %. Les installations de préservation du bois, qui utilisent des fongicides utilisés comme antitache de sève tels que le chlorure de didécyl diméthylammonium (qui est également utilisé comme pesticide en Colombie-Britannique), représentaient une grande partie des rejets industriels autres que ceux des usines de pâte à papier. Là encore, la législation et les changements opérationnels ont permis de réduire la quantité d'antitache dans les rejets d'environ 99 % par rapport au milieu des années 1980 (Gray et Tuominen 1999). Le bois traité, les traverses de chemin de fer, les pieux et la construction de poteaux électriques sont associés à des produits chimiques tels que la créosote, le pentachlorophénol, l'arséniate de cuivre chromaté et l'arséniate de cuivre ammoniacal; de nombreux rejets directs ont été réduits d'environ 90 % depuis le milieu des années 1980 (Gray et Tuominen 1999). L'infiltration de créosote dans le sol lors d'opérations antérieures a entraîné la formation d'importants réservoirs souterrains de contaminants qui pénètrent lentement dans les réseaux hydrographiques par les eaux souterraines du bas Fraser, près de Coquitlam, en Colombie-Britannique (Bieber 2003).

Les activités minières (en particulier l'extraction des métaux) peuvent avoir des effets négatifs sur les conditions environnementales si des mesures d'atténuation appropriées ne sont pas mises en place. On compte sept mines de métaux dans le bassin versant du Fraser. Six de ces mines sont à ciel ouvert : Endako (région de Prince George); Huckleberry (région de Houston); Gibraltar (entre Williams Lake et Quesnel); Mount Polley (près de Williams Lake); rivière Quesnel (près de Quesnel); Highland Valley (près de Kamloops). Une mine, Bralorne (région de la rivière Bridge), est une mine d'or souterraine. La mine Endako déverse ses eaux usées dans un ruisseau qui se jette dans le lac François (croissance du saumon rouge), puis dans la rivière Stellako, qui se déverse dans le lac Fraser. La mine de Huckleberry se déverse dans le passage Tahtsa du réservoir Nechako, qui a deux points de déversement (on ne sait pas exactement quelle quantité se déverse dans le Fraser). La mine de Highland Valley se trouve sur la route de migration et à proximité d'un habitat de croissance possible pour les UD 13 et 15, et d'autres mines sont situées en amont de l'aire de répartition des UD du chinook du Fraser visées par la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Les rejets intentionnels et non intentionnels des mines contiennent des contaminants tels que : des variables conventionnelles,

des variables microbiologiques, des ions majeurs, des nutriments, des métaux, des cyanures, des hydrocarbures pétroliers, des hydrocarbures mono-aromatiques et des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Il existe également des mines fermées/abandonnées dans le bassin versant du Fraser. Les déversements accidentels de résidus miniers et du transport des ressources peuvent avoir des répercussions sur le saumon chinook du Fraser dans le fleuve. Les changements aigus de la turbidité et d'autres polluants en suspension peuvent provoquer des traumatismes physiologiques (tels que des abrasions des branchies), une augmentation de l'incidence des maladies et des changements de comportement (Bisson et Bilby 1982; Nikl *et al.* 2016). Si les sédiments de cuivre restent en suspension ou le deviennent, ils peuvent également perturber les systèmes chimiosensoriels des salmonidés juvéniles et avoir ainsi des effets durables et préjudiciables sur le comportement (Sandahl *et al.* 2007).

Le charbon est le plus polluant des combustibles fossiles à tous les stades de la production, car il contient d'abondantes matières particulaires, des métaux lourds et des polluants organiques tels que les HAP (Mamurekli 2010). La poussière de charbon peut pénétrer dans l'environnement par le biais des eaux pluviales, du ruissellement des tas de charbon, du transfert atmosphérique de la poussière de charbon pendant le traitement/transport (piles de stockage, courroies de convoyeur, wagons) et des déraillements de trains. Bien qu'elles ne soient pas propres au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, les études contrôlées en parc menées par Campbell et Devlin (1997) ont démontré que les saumons chinooks juvéniles exposés à la poussière de charbon présentent un dysfonctionnement de l'expression génétique des protéines essentielles au métabolisme cellulaire. En outre, l'exposition aux extraits de poussière de charbon peut déclencher un déséquilibre oxydatif dans les systèmes biologiques, entraînant des dommages cellulaires et le développement d'un large éventail d'anomalies (Indo *et al.* 2015; Pizzino *et al.* 2017). Le terminal charbonnier de Roberts Bank est la plus grande installation d'exportation de charbon sur la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord, traitant plus de charbon que tous les autres terminaux canadiens réunis²⁸. Il a eu de nombreux effets sur l'écologie locale de la région environnante, et les rejets de poussière de charbon du terminal ont eu des impacts néfastes sur la région (Johnson et Bustin 2006). Des habitants locaux aussi éloignés que Point Roberts (5 à 10 km) ont signalé que de la poussière de charbon s'échappait du terminal à partir des wagons chargés entrants, des courroies de convoyeur et des trains vides au retour pendant les processus de chargement (MPO 1978; Johnson et Bustin 2006), ce qui indique un important transfert atmosphérique dans le milieu environnant. On ne connaît pas les impacts de la poussière de charbon au niveau de l'UD, mais on s'attend à un effet négatif global, qui pourrait être plus grave dans l'UD 1 en raison de sa proximité des zones urbaines.

Le transport de bitume dilué dans des pipelines peut avoir des impacts lorsque des fuites ou des déversements se produisent dans l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les impacts à court terme d'un déversement de bitume dilué pourraient tuer tous les œufs dans un cours d'eau selon la quantité d'altération et de mélange, éliminant toute une cohorte d'un dème. Les produits du bitume dilué contiennent des proportions et types variables de HAP et de composés aromatiques polycycliques, et leur poids moléculaire est également différent, ce qui se traduit par des toxicités variables pour les embryons (Alsaadi *et al.* 2018). Cette variabilité accroît donc l'incertitude entourant les impacts d'un déversement de bitume dilué. Deux études ont examiné la toxicité du bitume dilué pour les tacons du saumon rouge (Alderman *et al.* 2017a, 2017b). Elles ont permis de constater une diminution des performances natatoires et une augmentation des taux de dommages cellulaires chez les tacons, qui entraîneraient probablement une augmentation de la mortalité aux stades ultérieurs.

²⁸ Westshore 2019. [Premier Mover of Coal](#) [consulté le 14 mars 2022].

Une étude sur des œufs de saumon rose qui ont été exposés à des concentrations sublétales de HAP (pas sous forme de bitume dilué) a montré une réduction de 40 % de la survie des alevins qui ont émergé par rapport aux individus non touchés, avec une réduction globale de la productivité supérieure à 50 % (Heintz *et al.* 2000). L'oléoduc TransMountain passe par le haut Fraser, longe la Thompson Nord (UD 15), une partie de la basse Thompson (UD 15) et suit le bas Fraser (UD 6). Les déversements terrestres peuvent également constituer une menace inconnue si le bitume dilué ou ses constituants s'infiltrent dans les eaux souterraines et sont transportés dans les cours d'eau et l'environnement d'incubation hyporhéique en faibles concentrations, mais sur une longue période. Le bitume dilué est également transporté par rail, et les trains présentent un risque de déraillement sur plusieurs itinéraires qui longent le moyen Fraser, la Thompson Nord, la Thompson Sud, la basse Thompson et le bas Fraser. D'autres produits chimiques sont également transportés par rail, comme la créosote et les substances caustiques, qui peuvent tuer des centaines de milliers de poissons (Ross *et al.* 2013). Les déversements directement dans des cours d'eau causés par des activités industrielles auraient probablement des impacts aigus, mais catastrophiques là où ils se produisent; des effets chroniques à long terme sont également possibles si les contaminants pénètrent dans les eaux souterraines ou s'accumulent dans les sédiments. De nombreux cas d'effluents industriels pénétrant dans l'habitat de l'UD 1 ont été signalés. Dans la rivière Nicomekl, le rejet d'une cimenterie a déclenché une mortalité massive de poissons et d'écrevisses en septembre 2018²⁹ et un important déversement de diesel, aggravé par de fortes pluies, a eu lieu en mai 2020³⁰. La ville de Surrey a signalé qu'un détergent déversé dans le ruisseau Guildford a fait mousser la rivière Serpentine; on sait qu'il a provoqué la mort de poissons³¹.

La portée de cette menace a été jugée généralisée pour toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car l'habitat de l'UD 1 est situé dans des zones urbaines très développées et les poissons des UD 6, 13 et 15 migrent deux fois dans le bas Fraser et y résident parfois en tant que juvéniles. Comme pour la menace posée par les effluents urbains, de plus en plus de preuves montrent que l'exposition à divers contaminants d'origine industrielle (BPC, polybromodiphényléthers, HAP, etc.) a des effets négatifs sur les poissons; toutefois, selon les connaissances disponibles, aucune recherche ne relie directement ces effets aux déclin à l'échelle de la population du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les recherches menées sur le saumon chinook dans la baie Puget ont révélé des niveaux suffisamment élevés de polluants industriels accumulés (BPC, polybromodiphényléthers, HAP, etc.) pour provoquer des effets négatifs, notamment une réduction de la croissance et de la résistance aux maladies et une altération des profils sanguins/tissulaires (Carey *et al.* 2017). Il convient de noter que le niveau de risque est probablement le plus élevé dans l'UD 1 par rapport aux autres UD, car les poissons de cette UD passent plus de temps dans une zone très développée, en plus de résider dans la baie Puget. Compte tenu de ce qui précède, on prévoit un impact moyen sur l'UD 1 et une plage faible à moyenne d'impact sur toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, avec un niveau moyen de certitude causale.

3.1.9.3 Effluents agricoles et sylvicoles

Cette menace englobe les polluants aquatiques d'origine agricole et sylvicole et en provenance des systèmes aquatiques, qui comprennent des nutriments, des produits chimiques toxiques ou

²⁹ [Soapy water in Surrey's Tynehead Park raises eyebrows | Surrey Now-Leader](#) [consulté le 15 décembre 2021].

³⁰ [Fuel oil contaminates Langley salmon-bearing stream | Today In BC](#) [consulté le 15 décembre 2021].

³¹ [Huge fish kill near Langley hatchery another blow to conservation group | CBC News](#) [consulté le 15 décembre 2021].

des sédiments, y compris les effets de ces polluants sur le site où ils ont été appliqués (catégorie de menaces 9.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

La contamination provenant de l'agriculture et de la foresterie inclut les sédiments, les gros débris ligneux, les nutriments et diverses substances chimiques toxiques comme les pesticides et les herbicides. Cette catégorie comprend aussi les incendies de forêt, qui peuvent introduire des substances chimiques toxiques dans les écosystèmes aquatiques par les agents ignifugeants forestiers et exacerber les impacts des effluents des secteurs agricole et forestier.

La fréquence et l'ampleur de la sédimentation pouvant résulter du retrait de la végétation par la foresterie sont liées à des variables telles que la pente, la composition du sol (y compris les communautés bactériennes), le vent, l'étendue et la méthode de retrait de la végétation, les précipitations, les zones tampons riveraines et la présence de routes (Meehan 1991). Il est bien établi que les méthodes d'exploitation forestière peuvent déstabiliser les sédiments et accroître la sédimentation dans les habitats du poisson adjacents et en aval, avec un risque supplémentaire accru de glissements de terrain qui peuvent modifier la connectivité (Wise *et al.* 2004). En outre, les forêts et les sols touchés par le feu peuvent également augmenter les taux de sédimentation et exacerber les effets de l'exploitation forestière. Le pâturage du bétail est une autre source importante d'apports de sédiments dans les cours d'eau, résultant de la déstabilisation des berges et de l'augmentation de l'érosion de surface (Rhodes *et al.* 1994), que l'on observe dans la rivière Salmon, le bassin de la rivière Nicola, le ruisseau Louis, la rivière Deadman et la rivière Little Campbell. Les glissements de terrain sont responsables du dépôt de grandes quantités de sédiments dans l'UD 15 et sont abordés dans la section 3.1.10.3 Avalanches et glissements de terrain. Les sédiments et leurs effets peuvent être essentiellement séparés en sédiments fins et grossiers. Les sédiments plus fins ont un impact plus direct, principalement en réduisant la survie des œufs résultant de la diminution de la circulation d'oxygène, en facilitant l'intrusion des sédiments fins et en empêchant les alevins d'émerger des nids (Chapman 1988; Meehan 1991). Les sédiments fins entraînent également des modifications de la productivité primaire et secondaire, des échanges hyporhéiques et des taux de floculation, qui interagissent tous de manière complexe et ont des impacts variables selon les systèmes (Meehan 1991; Moore et Wondzell 2005). Dans certains systèmes côtiers, on a d'abord observé des effets bénéfiques de l'exploitation forestière, mais l'érosion des berges à long terme, l'affouillement du lit des cours d'eau, les changements des gros débris ligneux et le déplacement des sédiments vers l'aval ont généralement dépassé les avantages à court terme (Tschaplinski et Pike 2017). Les changements dans les sédiments grossiers peuvent entraîner une modification de l'habitat de cours d'eau; les fosses peuvent se transformer en radiers (Meehan 1991), ce qui réduit la qualité de l'habitat.

La fréquence des feux de forêt devrait s'intensifier sous l'effet des changements climatiques, ce qui s'accompagnera d'une augmentation simultanée de la gestion des incendies. L'application de produits ignifuges à base d'engrais est un outil important dans la lutte aérienne contre les incendies, mais ces produits chimiques peuvent pénétrer dans les écosystèmes aquatiques par le biais du ruissellement de surface, d'une mauvaise application par largage aérien ou lors d'exceptions aux restrictions d'application en cas d'incendies extrêmes (Buhl et Hamilton 1998). Les produits ignifuges contiennent des sels inorganiques tels que l'hydrogénophosphate de diammonium et le polyphosphate d'ammonium, et sont les principales substances toxiques qui conduisent à la formation d'ammoniac non ionisé dans la colonne d'eau (Buhl et Hamilton 1998; Dietrich *et al.* 2014). L'ammoniac existe à la fois sous forme ionisée (NH_4^+) et non ionisée (NH_3^0) lorsqu'il est dissous dans les eaux de surface, la première ne traversant pas facilement les branchies des poissons et étant moins biodisponible que la forme non ionisée (Francis-Floyd *et al.* 2009). L'ammoniac peut présenter une toxicité aiguë pour les poissons, principalement en raison de son effet sur le système nerveux central, ou une « intoxication

aiguë par l'ammoniac », qui peut entraîner une perte d'équilibre, une hyperexcitabilité, une accélération de la respiration, du débit cardiaque et de l'absorption d'oxygène et, dans les cas extrêmes, des convulsions, un coma et la mort (United States Environmental Protection Agency [USEPA] 1989; Randall et Tsui 2002). Des concentrations plus faibles d'ammoniac peuvent entraîner une réduction du succès de l'éclosion, du taux de croissance et du développement morphologique, ainsi que des changements pathologiques dans les tissus des branchies, du foie et des reins des poissons (USEPA 1989). L'ammoniac est également plus toxique pour la vie aquatique à des températures plus élevées (Levit 2010), ce qui signifie que le niveau de risque est plus grand dans les petits cours d'eau des zones qui connaissent des températures élevées. L'impact négatif cumulé des produits ignifuges sur l'abondance du saumon chinook englobe à la fois la mortalité aiguë immédiatement après une mauvaise application et la mortalité différée une fois que les saumons sont exposés à l'eau de mer (Dietrich *et al.* 2013). Bien que ce ne soit pas propre au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, aux États-Unis, la survie du saumon chinook de type fluvial est réduite lors de l'entrée dans l'eau de mer après une exposition à des concentrations sublétales de produits ignifuges; cependant, on a également estimé qu'il existait des doses létales si le produit ignifuge était rejeté directement dans les cours d'eau (Dietrich *et al.* 2013, 2014).

Les gros débris ligneux sont un aspect compliqué des effluents forestiers, car ils peuvent fournir un habitat complexe et bénéfique pour les saumons juvéniles en créant des zones où la vitesse est plus faible, dans lesquelles les poissons peuvent se reposer et chercher des proies. Les poissons qui se nourrissent d'invertébrés à la dérive, comme le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, grandissent plus rapidement lorsqu'ils peuvent rester dans des eaux lentes (c.-à-d., en minimisant leurs dépenses énergétiques) et se nourrir à proximité des zones à débit plus élevé (pour maximiser le nombre d'invertébrés à la dérive disponibles) (Fausch 1984; Hafs *et al.* 2014). L'un des effets chroniques de l'exploitation forestière est la réduction des gros débris ligneux, qui diminue la complexité de l'habitat (Meehan 1991). Cependant, les glissements de terrain peuvent faire passer de grandes quantités de gros débris ligneux dans les cours d'eau et modifier l'habitat, créer des pièges à sédiments ou avoir un impact sur la connectivité lorsque les souches et les gros débris ligneux sont laissés en tas sur les lieux de récolte (p. ex., Tschaplinski et Pike 2017). La gestion du bois a été reconnue comme un outil important pour la santé et la remise en état des rivières, mais on ignore actuellement les impacts des pratiques forestières sur l'inventaire des gros débris ligneux dans le bassin du Fraser ou les influences biologiques sur les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique.

La charge en nutriments provenant de la fertilisation des terres agricoles et de la replantation des arbres, ou des excréments du bétail qui enrichissent les effluents, peuvent également avoir des répercussions sur les saumons juvéniles et leur habitat. Les augmentations des nutriments ou de la charge organique d'un écosystème aquatique peuvent entraîner une hausse de la productivité biologique, la sédimentation de la matière organique inutilisée et des changements dans la composition des communautés (Likens 1972). Des taux de nutriments plus élevés que les taux naturels peuvent causer l'eutrophisation et créer des zones hypoxiques dans les eaux stagnantes, qui empêchent probablement les saumons juvéniles d'utiliser ces milieux (Gordon *et al.* 2015), ce qui peut être particulièrement problématique dans le marécage Maria en raison du faible débit. Il y a peu de preuves indiquant que c'est le cas dans le Fraser intérieur (bien qu'Environnement et Changement climatique Canada dispose de données pour l'analyse); cependant, on sait que les affluents du bas Fraser s'eutrophisent (Gordon *et al.* 2015). Par exemple, dans le ruisseau Chilqua (bas Fraser), la demande biologique en oxygène (DBO) résultant des déchets fécaux agricoles et de la croissance des champignons des eaux résiduelles a fait baisser les niveaux d'oxygène à moins de 1,5 ppm à la fin du mois d'octobre, entravant ainsi le passage des saumons en raison du manque d'oxygène; par le passé, elle a

aussi provoqué plusieurs mortalités massives de saumons kétas adultes (Dave Nanson, MPO, Delta, Colombie-Britannique, comm. pers. 2019). À l'inverse, les nutriments peuvent également modifier la productivité primaire et secondaire de manière bénéfique. Des apports de nutriments ont déjà été utilisés pour mettre en valeur les stocks dans des lacs et des cours d'eau, mais ils peuvent avoir parfois des conséquences imprévues, comme l'augmentation des taux de prédation, qui masquent les avantages (Hyatt *et al.* 2004; Collins *et al.* 2016). Il n'y a actuellement aucun enrichissement en nutriments dans le bassin versant du Fraser.

Divers pesticides et herbicides sont utilisés dans les secteurs agricole et forestier pour lutter contre les insectes, les mauvaises herbes et les champignons, et peuvent avoir toute une série d'effets négatifs lorsqu'ils sont introduits dans les milieux aquatiques. Ces produits chimiques appartiennent principalement aux catégories générales des organochlorés (p. ex., DDT, endosulfan, cyclodiènes), des organophosphates (p. ex., glyphosate ou RoundUp), des chlorophénoxydes (p. ex., 2, 4-D) et des triazènes (p. ex., atrazine). Comme indiqué dans la section sur les effluents industriels, les produits chimiques organochlorés se biodégradent lentement et persistent dans l'environnement. Les pesticides organochlorés utilisés avant les années 1980 (c.-à-d., le DDT) sont toujours présents dans les sédiments du Fraser (concentrations les plus élevées dans le bas Fraser) et ont également été trouvés dans des lottes (*L. lota*) des lacs Chilko, Nicola et Kamloops (Garette 1980; Gray et Tuominen 1999). D'autres organochlorés (autres que le DDT) ont également été observés dans l'eau des fossés agricoles reliés aux affluents du bas Fraser que le saumon utilise (Wan *et al.* 2005). Le glyphosate est utilisé à la fois dans l'agriculture et la foresterie. Des lois interdisent son utilisation à proximité des systèmes aquatiques, mais il peut être transporté dans les sols érodés par la pluie et pénétrer dans les cours d'eau; toutefois, il se dégrade plus rapidement lorsqu'il se dissout dans l'eau (Van Bruggen *et al.* 2018). Par conséquent, même si le glyphosate pénètre dans les cours d'eau, il n'atteint pas nécessairement des concentrations létales pour les jeunes saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique (Mitchell *et al.* 1987). Les herbicides chlorophénoxydes et les triazènes, qui peuvent persister plus longtemps que les organophosphates et s'accumuler dans les sédiments, sont également transportés dans les cours d'eau par l'eau de pluie (Hill *et al.* 1990; Solomon *et al.* 2008). L'atrazine peut avoir des effets sur le système immunitaire du saumon chinook, mais on a peu de preuves d'effets létaux ou sublétaux aux concentrations trouvées dans les environnements (Solomon *et al.* 2008). Les contaminants susmentionnés (et d'autres) ont été observés dans les bassins versants du Fraser intérieur et du bas Fraser (Gray et Tuominen 1999) et dans ceux de la baie Boundary, mais des relevés plus uniformes et intensifs sont nécessaires pour comprendre leurs impacts sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

La portée de cette menace a été jugée généralisée pour toutes les UD, car les effluents agricoles et sylvicoles sont présents dans tous leurs habitats d'eau douce, avec des impacts modérés pour les UD 1, 6 et 13 et un impact grave pour l'UD 15. La réserve de terres agricoles borde des portions importantes des bassins versants de la rivière Little Campbell (UD 1), du marécage Maria (UD 6), de la rivière Salmon (UD 13) et de tous les bassins versants de l'UD 15. Dans le marécage Maria, on craint que le ruissellement dû à l'épandage de fumier ait des effets sur la qualité de l'eau et la charge en nutriments, qui sont probablement accentués en raison de l'eau relativement stagnante. La foresterie est pratiquée dans les UD 6, 13 et 15, et ses effets ont provoqué une érosion et un envasement importants dans l'UD 15. La sédimentation de fines particules peut être particulièrement problématique dans l'UD 15 si elle remplit les espaces interstitiels des refuges thermiques. Les récents incendies de forêt ont embrasé de vastes portions du bassin versant de la rivière Salmon et de toute l'UD 15 et devraient provoquer une sédimentation importante dans les années à venir. Dans l'UD 1, des effluents agricoles sont présents dans les trois rivières, mais les effluents forestiers sont peu probables.

3.1.9.4 Déchets solides et ordures

Cette catégorie de menaces englobe les ordures et autres matières solides, y compris ceux dans lesquels les animaux sauvages s'empêtrent. Elle inclut les déchets municipaux, les déchets de voitures, les épaves rejetées et flottantes de bateaux de plaisance, les déchets dans lesquels les animaux sauvages s'empêtrent, les débris de construction, les engins de pêche abandonnés et les microplastiques (catégorie de menaces 9.4 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les microplastiques sont de petits fragments, des fibres et des granules de particules de plastique à peine visibles et sont en train de devenir un nouveau contaminant préoccupant en raison de leur abondance mondiale et de leur vaste répartition (Desforges *et al.* 2015). L'ingestion de microplastiques est considérée comme une menace physique pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car les plastiques peuvent bloquer le tractus intestinal, causant la mort, et excréter des composés nocifs entraînant des conséquences physiologiques. Les microplastiques sont également une menace pour les espèces proies planctoniques du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car les particules peuvent s'empêtrer dans les appendices d'alimentation et bloquer ou abraser les organes internes, entraînant une réduction de l'alimentation, un mauvais état, des blessures et la mort (Cole et Newton 2013).

Les espèces qui se nourrissent sans discernement dans la colonne d'eau peuvent être particulièrement menacées, car elles risquent de confondre les microplastiques avec des aliments naturels de même taille (Desforges *et al.* 2015). Le zooplancton en suspension et celui qui se nourrit par filtration sont très exposés aux microplastiques, car leur mode d'alimentation concentre la nourriture à partir de grands volumes d'eau (Kaposi *et al.* 2014; Moore 2008). Des recherches récentes menées dans le détroit de Georgia ont fourni un contexte écologique de la transmission des microplastiques aux organismes de niveau trophique supérieur, notamment le saumon chinook et d'autres espèces de saumons du Pacifique (Desforges *et al.* 2015). Cette étude a démontré que deux types de zooplancton essentiels pour les saumons chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique, les copépodes et les euphausiacés, ingèrent des microplastiques en haute mer, ce qui entraîne par la suite l'accumulation de ces contaminants chez les poissons qui consomment ces espèces. L'exposition aux microplastiques peut être considérable pour les espèces de saumons du Pacifique; on a estimé que les saumons juvéniles consommaient de deux à sept particules de microplastique par jour, et que les saumons adultes en montaison absorbaient jusqu'à 91 particules par jour. Bien que les auteurs concluent que cette étude est spéculative, ils donnent une idée de l'ampleur possible de l'exposition aux microplastiques et soulèvent des questions sur les risques pour les populations d'espèces importantes sur les plans écologique et économique (Desforges *et al.* 2015).

Les filets, cordages et pièges de pêche sont souvent perdus pendant les tempêtes, les chicots ou lorsqu'ils sont écrasés par d'autres navires, et peuvent avoir des effets néfastes sur les poissons et les autres animaux qui les rencontrent. Les engins de pêche perdus continuent de capturer des poissons dans la colonne d'eau, qui peuvent attirer des prédateurs risquant alors également s'y empêtrer. On estime que 800 000 tonnes d'engins de pêche « fantômes » sont perdues dans l'océan chaque année, mais on ignore actuellement l'ampleur de la perte d'engins de pêche dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique³². Des relevés menés dans la baie Puget ont permis d'identifier des mortalités de saumons chinooks parmi plus de 32 000 animaux échantillonnés dans des filets de pêche abandonnés (Good *et al.* 2010), et on observe

³² Emerald Sea Protection Society 2019. Lost Fishing Gear – A Global Challenge. Tiré du site Web : [What We Do – Emerald Sea Protection Society](#) [consulté le 14 mars 2022].

régulièrement des filets de pêche abandonnés dans les grandes rivières où l'on pêche le saumon, comme le fleuve Columbia (Kappenman et Parker 2007). En ce qui concerne le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, une incertitude considérable entoure l'impact de cette menace, puisque la quantité et les effets des engins de pêche abandonnés ne sont pas surveillés de manière exhaustive dans la partie canadienne de la mer des Salish ou dans les rivières utilisées par le chinook des UD visées par cette évaluation du potentiel de rétablissement. Ainsi, on ignore aussi la propension du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique à s'empêtrer dans les engins fantômes. Cependant, le MPO, les Premières Nations et les communautés observent et récupèrent couramment dans le Fraser des filets de pêche abandonnés contenant des saumons vivants et morts vers la fin de la saison de pêche du saumon, à la fin du mois de septembre³³.

Cette menace est généralisée pour toutes les UD, car les microplastiques sont présents dans tout leur habitat marin, bien que l'on ne sache pas dans quelle mesure les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique consomment des microplastiques ou s'empêtrant dans les engins de pêche. Les participants à l'atelier sur les menaces ont néanmoins convenu que les déchets solides et ordures constituent une menace pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.9.5 Polluants atmosphériques

Cette catégorie de menaces comprend les polluants atmosphériques provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles, notamment les pluies acides, le brouillard consécutif aux émissions des véhicules, le dépôt excessif d'azote, les retombées radioactives, la dispersion de polluants ou de sédiments par le vent, la fumée des incendies de forêt ou des poêles à bois (catégorie de menaces 9.5 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les courants atmosphériques transportent des substances chimiques en suspension dans l'air qui peuvent être photodégradées par les rayons du soleil ou déposées au sol soit par des dépôts humides ou secs, soit par absorption de gaz (Blais 2005). Certains contaminants comme les BPC, les dioxines, les furanes, le DDT, la dieldrine, les chlordanes et l'hexachlorobenzène ont une capacité extraordinaire de transport sur de longues distances, comme en témoigne leur présence dans les réseaux trophiques des régions nordiques éloignées du Canada, où ces produits chimiques ne sont pas fabriqués (Dewailly *et al.* 1989; Gilman *et al.* 1997; Blais 2005). D'autres contaminants atmosphériques, tels que la poussière de charbon issue des wagons chargés, des courroies de convoyeur et des trains vides au retour, peuvent être introduits dans le milieu environnant pendant les processus de chargement (Johnson et Bustin 2006).

L'accumulation de neige est une source importante de contaminants dans les lacs de montagne (Blais *et al.* 2001), la charge de contaminants étant généralement maximale pendant la période de fonte des neiges (Blais 2005). Les flocons de neige sont des pièges très efficaces pour les contaminants aériens (Blais 2005), fournissant un mécanisme important de transport de la pollution d'origine anthropique par les courants atmosphériques. Certains contaminants peuvent se volatiliser dans l'air à mesure que le manteau neigeux parvient à maturité, mais les composés plus solubles dans l'eau ont tendance à se dissoudre dans l'eau de fonte et à retourner dans le sol à mesure que la neige fond (Wania 1997; Blais 2005). La fonte rapide des neiges entraîne généralement une vague de contaminants dans les cours d'eau et les lacs de surface (Blais *et al.* 2001).

³³ Nlaka'pamux, St'at'imc et MPO. [Nlaka'pamux, St'at'imc and Department of Fisheries and Oceans Annual Ghost Net Removal Program \(frafs.ca\)](#) [consulté le 22 janvier 2022].

Les contaminants dans l'air représentent une menace généralisée pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car il n'existe pratiquement aucun endroit sur la Terre qu'ils ne touchent pas (Blais 2005). Bien que de plus en plus de preuves suggèrent que la pollution atmosphérique peut contribuer à la dégradation des conditions environnementales, il n'y a actuellement aucun moyen de quantifier les effets sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les polluants atmosphériques devraient avoir un impact faible à moyen, avec un faible niveau d'incertitude causale en raison du manque d'informations.

3.1.9.6 Apports excessifs d'énergie

La pollution lumineuse est un aspect de la pollution moins étudié pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais des recherches considérables ont été menées pour le saumon dans la baie Puget et les bassins versants voisins (Tabor *et al.* 2004, 2021). En général, la lumière artificielle peut influencer le comportement de détermination de la période de migration pour divers organismes (Gaston *et al.* 2017) et la présence de lumières artificielles peut ralentir ou interrompre la migration des saumons du Pacifique, qui sont alors plus vulnérables à la capture par des prédateurs (Tabor *et al.* 2004; Nightingale *et al.* 2006). Bien que cet aspect ne soit pas propre au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, il a été démontré que chez le saumon chinook, l'exposition à une lumière constante diminue la smoltification et aggrave la détérioration de l'état corporel associée à la smoltification (Hoffnagle et Fivizzani 1998). Cette exposition peut se produire en raison de la synchronisation de l'avalaison avec la nouvelle lune, bien qu'il soit possible que le moment lunaire de l'avalaison dépende du stock (Perkin *et al.* 2011). La pollution lumineuse peut également avoir des effets indirects sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, car la lumière est un indice important visant à éviter les prédateurs et à se nourrir dans les réseaux d'eau douce. Elle peut entraîner une altération des réseaux trophiques dans les systèmes lenticques, qui se traduit par une augmentation de la biomasse des algues, car le zooplancton passe moins de temps dans la partie supérieure de la colonne d'eau euphotique à se nourrir d'algues (Moore *et al.* 2000, 2006; Perkin *et al.* 2011). Il a également été démontré que l'éclairage artificiel à proximité des cours d'eau modifie le comportement des insectes aquatiques adultes lorsqu'ils se dispersent dans l'environnement terrestre (Perkin *et al.* 2011) et que la végétation riveraine exposée aux lampadaires, en particulier les lampes à incandescence ou au sodium haute pression, peut avoir des périodes de croissance plus longues, avec une émergence des feuilles plus précoce et une chute des feuilles plus tardive que dans les environnements plus sombres (Cathey et Campbell 1975). De plus, la pollution lumineuse le long des cours d'eau, des estuaires et des zones littorales de la mer de Salish attire les saumons chinooks et peut augmenter leur exposition aux prédateurs visuels (Tabor *et al.* 2004; 2017); elle peut fortement toucher l'UD 1 en raison du paysage urbanisé entourant ces rivières et les estuaires. On ignore actuellement les effets de la pollution lumineuse sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, en particulier au niveau de l'UD. En eau douce, cependant, la pollution lumineuse est présente dans le bas Fraser et dans l'estuaire, concernant toute l'UD 1, ainsi que près des environnements littoraux peuplés.

Cette menace a une portée et un impact inconnus sur les quatre UD, mais elle devrait être plus pertinente dans l'UD 1 en raison de la pollution lumineuse adjacente aux cours d'eau et de la lumière réfractée et réfléchiée par les zones urbaines du Grand Vancouver et du sud de la partie continentale.

Tableau 40. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des eaux usées domestiques et urbaines pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Eaux usées domestiques et urbaines	UD 1	Connue	Moyen-élevé	Moyenne	Moyen-élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 41. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des effluents industriels et militaires pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Effluents industriels et militaires	UD 1	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 42. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des effluents agricoles et sylvicoles pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Effluents agricoles et sylvicoles	UD 1	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Élevé	Moyenne	Élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 43. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des déchets solides et ordures pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Déchets solides et ordures	UD 1	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 44. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des polluants atmosphériques pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Polluants atmosphériques	UD 1	Connue	Faible-moyen	Faible	Faible-moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-moyen	Faible	Faible-moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 13	Connue	Faible-moyen	Faible	Faible-moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable
	UD 15	Connue	Faible-moyen	Faible	Faible-moyen (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 45. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des apports excessifs d'énergie pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Apports excessifs d'énergie	UD 1	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Inconnue
	UD 6	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Inconnue
	UD 13	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Inconnue
	UD 15	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Inconnue

3.1.10. Phénomènes géologiques

3.1.10.1 Volcans

Cette menace inclut les phénomènes volcaniques tels que les éruptions, les émissions et les gaz volcaniques (catégorie de menaces 10.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Le Canada compte cinq zones volcaniques potentiellement actives, dont quatre en Colombie-Britannique (Garibaldi, Wells Gray-Clearwater, Stikine et Anahim³⁴). Nous ne pouvons pas prédire actuellement la future activité volcanique avec certitude, de sorte qu'il n'est pas possible d'attribuer un niveau des répercussions à cette menace. L'étendue de la menace est cependant généralisée, car l'activité volcanique est constante en Colombie-Britannique et aurait probablement de graves répercussions sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.10.2 Tremblements de terre et tsunamis

Cette menace comprend les tremblements de terre et les phénomènes associés tels que les tsunamis (catégorie de menaces 10.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les activités géologiques et géophysiques sont regroupées le long des côtes occidentales de l'île de Vancouver, de l'État de Washington et de l'Oregon. Les archives montrent que la récurrence moyenne des grands séismes de Cascadia, accompagnés de tsunamis destructeurs, est de 500 ans dans cette région (Clague et Bobrowsky 1999; Clague *et al.* 2003). Comme pour la menace liée à l'activité volcanique, il est impossible de prévoir avec précision quand ces activités se produiront, c'est pourquoi il n'a pas été possible d'évaluer le niveau des répercussions sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.10.3 Avalanches et glissements de terrain

Cette menace comprend les avalanches, les glissements de terrain et les coulées de boue (catégorie de menaces 10.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Les avalanches et les glissements de terrain sont considérés comme une menace et non comme un facteur limitatif, car les activités anthropiques ont provoqué une baisse importante de l'abondance du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, accroissant ainsi sa vulnérabilité aux répercussions des glissements de terrain.

Les glissements de terrain peuvent bloquer la migration des poissons adultes et juvéniles, détruire l'habitat et modifier les conditions de l'habitat parce qu'ils introduisent des concentrations anormalement élevées de sédiments. Les avalanches et les glissements de terrain peuvent se produire naturellement ou résulter d'impacts cumulatifs provoqués par l'homme, et leur fréquence devrait augmenter en Amérique du Nord avec les changements climatiques (Gariano et Guzzetti 2016). Les récents travaux de modélisation hydrologique prévoient que près de la moitié du bassin du Fraser (45 %) passera d'un hydrogramme dominé par la neige dans les années 1990 à un régime principalement dominé par la pluie d'ici les années 2080 (Islam *et al.* 2019). La même étude prévoyait que les crues printanières seraient devancées de près de 25 jours d'ici les années 2050, et de 40 jours d'ici les années 2080 par rapport aux années 1990. Cette période prolongée de gel-dégel, conjuguée à une fréquence accrue des épisodes de pluie, peut avoir des effets profonds sur la stabilité des pentes et

³⁴ Ressources naturelles Canada. 2019. Où sont les volcans? Tiré du site Web : [Où sont les volcans du Canada?](#) [consulté le 14 mars 2022].

accroître la fréquence des glissements de terrain. La déstabilisation des pentes est encore exacerbée par les feux de forêt, et les pentes dénudées de végétation accroissent encore alors la fréquence des glissements de terrain. Les chemins forestiers ont également été reliés aux glissements de terrain dans certains réseaux hydrographiques (Trombulak et Frissell 2000), des années et des décennies s'écoulant avant que les impacts cumulatifs sur la stabilité des pentes se concrétisent. Si leurs débris ne sont pas atténués, les glissements de terrain ont le potentiel de faire disparaître des dèmes entiers en bloquant le passage ou en enterrant le gravier de fraie. Le glissement de Hells Gate (1914) et le récent glissement de Big Bar (2019) représentent le pire scénario d'un glissement de terrain.

À l'automne 2021, plusieurs glissements de terrain se sont produits le long de la route de Coquihalla et dans le canyon du Fraser après que des pluies historiques ont déstabilisé les pentes de ces vallées fluviales. Cet événement météorologique sans précédent est survenu après plusieurs incendies importants et intenses qui ont brûlé ces zones durant l'été 2021. Bien qu'aucun des glissements de terrain n'ait bloqué un cours d'eau, la probabilité d'un autre glissement de terrain catastrophique similaire à celui de Big Bar en 2019 augmentera en raison de l'interaction entre la déstabilisation des berges causée par les futurs feux de forêt et la fréquence croissante des épisodes de fortes pluies automnales stimulés par les changements climatiques.

Tableau 46. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des volcans pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Volcans	UD 1	Inconnue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Anticipée	Unique	Considérable
	UD 6	Inconnue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Anticipée	Unique	Considérable
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 13 et 15.								

Tableau 47. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des tremblements de terre et des tsunamis pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Tremblements de terre et tsunamis	UD 1	Inconnue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Anticipée	Unique	Considérable
	UD 6	Inconnue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Anticipée	Unique	Inconnue
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 13 et 15.								

Tableau 48. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des avalanches et des glissements de terrain pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Avalanches et glissements de terrain	UD 13	Connue	Faible	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Restreinte
	UD 15	Inconnue	Inconnu	Moyenne	Inconnu (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Inconnue
Ne devrait pas constituer une menace pour les UD 1 et 6.								

3.1.11. Changements climatiques

3.1.11.1 Déplacement et altération de l'habitat

Cette menace provient de changements majeurs dans la composition et l'emplacement de l'habitat, et comprend l'élévation du niveau de la mer, la désertification, le dégel de la toundra, le blanchissement des coraux, les changements du régime hydrologique dus aux changements climatiques (catégorie de menaces 11.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Cette catégorie englobe une vaste série d'enjeux complexes et interdépendants qui menacent le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Comme il occupe à la fois des habitats marins et d'eau douce à différents stades de son cycle vital, il est exposé à divers milieux soumis à des changements environnementaux résultant des changements climatiques. Cette section est divisée en deux parties, et traite des tendances actuelles dans les environnements marins et d'eau douce occupés ou traversés par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Habitat marin

Dans un récent rapport évaluant les menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Riddell et ses collaborateurs (2013) ont conclu que les conditions de l'habitat pendant la première année de résidence en mer étaient probablement un facteur clé des tendances récentes de la survie et de la productivité. Les changements induits par le climat dans l'océan Pacifique Nord constituent un risque important pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, et un ensemble de preuves s'accumule pour étayer leur occurrence.

L'augmentation rapide du CO₂ d'origine anthropique au cours des deux derniers siècles a entraîné une diminution de 0,1 unité du pH de la surface de l'océan en raison de l'échange gazeux air-mer, et une augmentation d'environ 30 % de la concentration en ions hydrogène. Selon les prévisions, le pH de l'océan devrait encore baisser de 0,3 à 0,4 unité d'ici la fin du siècle (Mehrbach *et al.* 1973; Lueker *et al.* 2000; Caldeira et Wickett 2003; Caldeira *et al.* 2007; Feely *et al.* 2009; Guinotte et Fabry 2008). Selon Caldeira et Wickett (2003), l'absorption océanique du CO₂ issu des combustibles fossiles pourrait entraîner des changements de pH plus importants dans les prochains siècles que ceux déduits à partir des données géologiques des 300 derniers millions d'années, à l'exception peut-être de ceux résultant d'événements rares et extrêmes. Le taux et le degré d'acidification des océans peuvent dépasser la capacité de nombreux organismes marins à s'adapter à des conditions environnementales changeantes (Hoegh-Guldberg et Bruno 2010), mais peu de recherches ont été menées à ce jour sur les effets d'une concentration élevée de CO₂ dans le milieu marin sur le saumon (Williams *et al.* 2019). Ces derniers auteurs démontrent également que les saumons cohos juvéniles en phase océanique sont sensibles aux perturbations neurocomportementales induites par l'exposition au CO₂ élevé résultant des changements climatiques dans la région de la baie Puget, ce qui permet de penser que d'autres saumons, comme le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, pourraient également être sensibles à l'augmentation des concentrations de CO₂.

Les températures de l'océan Pacifique Nord ont augmenté régulièrement de 0,1 °C à 0,3 °C par an entre 1950 et 2009 (Poloczanska *et al.* 2013; Holsman *et al.* 2018), et devraient augmenter de 1,0 à 1,5 °C d'ici 2050 par rapport à 2000 (Overland et Wang 2007). Les vagues de chaleur marine dans le Pacifique Nord-Est sont une préoccupation plus imminente. Ces dernières années, elles sont devenues une menace pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et d'autres espèces de saumons du Pacifique. Entre 2013 et 2017, une anomalie d'eau chaude communément appelée « la masse » ou « le Blob » a causé des changements

sans précédent dans les écosystèmes marins le long de la côte nord-américaine du Pacifique, provoquant des modifications de la répartition des animaux marins qui ont touché la prédation et la concurrence, créé des régions de faible productivité et à faibles teneurs en nutriments, et eu des répercussions sur plusieurs pêches, dont celle du saumon (Cavole *et al.* 2016). Parallèlement à cette anomalie, un fort phénomène El Niño a provoqué une nouvelle hausse des températures entre la fin de 2015 et le début de 2016, les plus chaudes observées au cours des 137 années de surveillance de la température des océans (Grant *et al.* 2019). Durant cet événement, les températures de la surface de l'océan étaient de 3 à 5 °C supérieures aux moyennes saisonnières, et ce jusqu'à des profondeurs de 100 m (Bond *et al.* 2015; Ross et Robert 2018; Smale *et al.* 2019). Les températures chaudes ont provoqué des changements dans la répartition des communautés de zooplancton, poussant les espèces méridionales de copépodes pauvres en lipides vers le nord tout en réduisant le nombre des copépodes subarctiques et boréaux riches en lipides (Young et Galbraith 2018; Galbraith et Young 2019). Les hausses de la température accroissent également les besoins métaboliques du saumon, qui doit donc augmenter sa consommation d'aliments en conséquence (Grant *et al.* 2019). Sans une augmentation simultanée de la qualité ou de la quantité des proies, la croissance et la survie du saumon diminueront dans des conditions de réchauffement (Holsman *et al.* 2018). Par exemple, ces dernières années, le poids du chinook pour une longueur donnée a diminué (Daly *et al.* 2017). La prédation peut également s'intensifier dans des conditions océaniques plus chaudes, accroissant la mortalité des saumons pendant ces périodes (Holsman *et al.* 2012).

La modélisation du climat a montré que la vague de chaleur marine « le Blob » ne peut être expliquée sans apports anthropiques, et des anomalies extrêmes comme celle-ci seront probablement de plus en plus fréquentes dans les prochaines décennies dans des conditions de réchauffement climatique (Walsh *et al.* 2018). La formation d'une nouvelle étendue anormale d'eau chaude sur la côte du Pacifique, appelée « Northeast Pacific Marine Heatwave of 2019³⁵ », confirme ces prévisions. Cette nouvelle anomalie ressemble aux premiers stades du « Blob » et semble actuellement en mesure de s'avérer aussi forte que le premier phénomène, mais les remontées d'eau froide le long de la côte l'ont jusqu'à présent maintenue au large. On ignore actuellement comment cette anomalie évoluera et ses impacts sur le saumon du Pacifique, mais cela met en évidence la menace permanente que posent les conditions océaniques changeantes pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Habitat d'eau douce

De plus en plus de preuves indiquent également que les changements climatiques auront à l'avenir des répercussions sur l'habitat d'eau douce du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, résultant de changements dans le manteau neigeux, la disponibilité des eaux souterraines et les régimes d'écoulement, qui sont tous connus pour influencer la température des cours d'eau (Brown 2002). Ces problèmes peuvent avoir de profondes répercussions sur la quantité, la disponibilité et la qualité de l'habitat de croissance en eau douce, en particulier pour le saumon chinook de type fluvial en raison de sa résidence prolongée en eau douce (Brown *et al.* 2019). Le saumon chinook pourrait être particulièrement sensible aux changements qui se produisent dans les milieux d'eau douce, étant donné ses adaptations propres aux habitats de fraie et de croissance (Grant *et al.* 2019). Ces impacts entravent également l'accès du saumon chinook de type océanique aux habitats dans les plaines inondables immédiatement après l'émergence (Brown 2002).

³⁵ NOAA Fisheries. 2019. New Marine Heatwave Emerges off West Coast, Resembles “the Blob.” Tiré du site Web : [New Marine Heatwave Emerges off West Coast, Resembles “the Blob” | NOAA Fisheries](#) [consulté le 14 mars 2022].

Des études récentes ont fait état de changements observés et prévus concernant la période et l'ampleur du ruissellement dans le bassin du Fraser sous l'effet des changements climatiques; elles ont souligné une crue printanière plus hâtive et une réduction du débit de pointe estival dans le cours principal du Fraser et ses principaux affluents (Shrestha *et al.* 2012; Kang *et al.* 2014, 2016; Islam et Déry 2017). La modélisation de l'hydrologie de surface du bassin du Fraser entre 1949 et 2006 a montré une baisse de 19 % de la contribution de la neige au ruissellement pour le cours principal du Fraser à Hope, causée par une hausse globale de 1,48 °C des températures annuelles moyennes de l'air au cours de la période de l'étude (Kang *et al.* 2014). À l'échelle régionale, un ensemble de 30 projections jusqu'en 2070 montre que le réchauffement sera plus important dans l'intérieur du sud de la Colombie-Britannique que dans les régions côtières (Pike *et al.* 2010; COSEPAC 2018). Le début précoce de la crue printanière et la réduction des débits à la fin de l'été pourraient créer des difficultés pour la croissance des juvéniles et pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique à montaison printanière et estivale et, dans certains cours d'eau, inhiber les conditions nécessaires à la réussite de la reproduction et de la croissance (Nelitz et Porter 2009).

Interactions entre l'eau de mer et l'eau douce

Les températures régionales plus chaudes influencent également les interactions entre les écosystèmes d'eau douce et marins (Grant *et al.* 2019). En général, on prévoit un réchauffement et une dessalure de la couche supérieure de l'océan au cours de ce siècle, ce qui continuera à réduire la glace de mer et à accroître la stratification de l'océan (Bush et Lemmen 2019). La fonte précoce de la neige, l'augmentation des précipitations et la fonte de la glace sur terre sont quelques-uns des facteurs qui contribuent à la dessalure des eaux de surface côtières du Pacifique Nord-Est (Bonsal *et al.* 2019; Greenan *et al.* 2019). Des eaux de surface plus douces et plus chaudes augmentent la stratification des océans, ce qui limite l'apport des eaux profondes riches en nutriments aux eaux de surface ensoleillées pendant la saison de croissance du printemps à l'automne (Grant *et al.* 2019). Cela limite les nutriments disponibles pour soutenir la croissance des algues à la base du réseau trophique du saumon (Bush et Lemmen 2019). L'élévation prévue du niveau de la mer aura sans doute un impact sur les rivières côtières de basse altitude, telles que celles fréquentées par l'UD 1 (baie Boundary); toutefois, ces impacts devraient se produire au-delà de la période (dix ans) pour laquelle ces menaces ont été évaluées.

Classement

La menace posée par le déplacement et l'altération de l'habitat est généralisée pour toutes les UD de chinook. Elle a été considérée comme maximale pour l'UD 15 (BTh-1.2) en raison du nombre et de l'intensité des incendies de forêt qui se sont produits ces dernières années et qui seront encore aggravés par les changements climatiques. Cette menace concerne aussi probablement l'UD 1 (baie Boundary) puisque la perte des marais intertidaux utilisés par le chinook juvénile dans la baie Boundary sera exacerbée par les changements climatiques. La gravité de la menace a été évaluée de légère à élevée en raison de la grande incertitude qui entoure l'ampleur des impacts du déplacement et de l'altération de l'habitat dans le contexte des changements climatiques pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

3.1.11.2 Sécheresses

Cette catégorie de menace concerne les périodes durant lesquelles les précipitations sont inférieures à la plage de variation normale, ainsi que la perte de ressources en eaux de surface (catégorie de menaces 11.2 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

Les sécheresses sont de plus en plus fréquentes en Colombie-Britannique sous l'effet des changements climatiques. Les conditions de sécheresse sont plus susceptibles de toucher les

saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique de type fluvial (UD 13 et 15) en raison de leur temps de résidence prolongé en eau douce, et en particulier, ceux à montaison printanière (UD 15), car ils occupent généralement des cours d'eau qui dépendent des précipitations hivernales et de l'effet tampon des apports d'eaux souterraines, et les utilisent pour la reproduction. La sécheresse peut entraver la migration du saumon, entraîner une mortalité directe des œufs et des saumons chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique, réduire la disponibilité de l'habitat en raison du surpeuplement, accroître la prédation et augmenter la prévalence des maladies et la transmission des agents pathogènes. Bien qu'il ne concerne pas le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en particulier, nous en avons vu un exemple récent (2019) dans la région côtière de l'Oregon à la suite de conditions prolongées de basses eaux qui ont conduit à des concentrations de saumons chinooks dans le cours inférieur de la rivière Wilson pendant la période précédant la fraie, où la propagation de l'infection à *Cryptobia* a entraîné ou exacerbé des mortalités massives (Oregon Department of Fish and Wildlife 2019). *Cryptobia* était en partie responsable des mortalités massives avant la fraie observées dans le cours principal de la Thompson Sud à la fin des années 1990 (Richard Bailey, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers. 2019).

Le risque lié à la sécheresse a été noté moyen-faible pour les UD 1 et 6 (baie Boundary et marécage Maria). Ces deux UD sont situées dans le sud de la partie continentale et présentent des hydrogrammes dominés par la pluie. L'impact à l'échelle de la population pour l'UD 1 (baie Boundary) est incertain du fait des problèmes connus avec la rivière Little Campbell, mais on ne sait pas si ces problèmes sont dus à la sécheresse ou à une mauvaise gestion de l'eau. L'UD 6 (marécage Maria) peut être vulnérable à la sécheresse en automne en raison du stockage d'eau limité dans le petit bassin versant du marécage Maria, mais ce n'est généralement pas un problème, car l'automne est habituellement une période de fortes précipitations dans la région. Cependant, le risque a été noté élevé pour les UD 13 et 15 (ThS-1.3 et BTh-1.2). Dans l'UD 13 (ThS-1.3), le plus grand risque actuel et futur de sécheresse porte sur la rivière Salmon, car elle a déjà connu des niveaux de sécheresse de 3, 4 et 5 (très sec, extrêmement sec et exceptionnellement sec, respectivement; ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique 2021) et subi des niveaux élevés de prélèvements d'eau pour l'agriculture. Le couloir migratoire de la rivière Thompson Sud a également connu des niveaux croissants de sécheresse au cours des dernières années, mais il est en aval de la rivière Little Shuswap et du lac Shuswap et les impacts de la sécheresse sont probablement moindres sur les chinooks adultes et juvéniles en migration. Les autres réseaux hydrographiques de l'UD 13 (les rivières Eagle et Seymour et le ruisseau Scotch) ne sont pas considérés comme étant à risque de sécheresse. Dans l'UD 15, la rivière Coldwater a été la plus touchée par les sécheresses de ces dernières années, mais tous les réseaux hydrographiques de l'UD sont vulnérables en raison de l'environnement semi-aride de la région. Les conditions de sécheresse dans l'UD 15 sont associées à une intensification de l'agriculture dans la région et, par conséquent, à des pressions supplémentaires liées à l'utilisation de l'eau dues à l'expansion agricole.

En 2015 et 2017, le bassin de la Thompson Sud a connu plusieurs semaines de sécheresse de niveau 4 (extrêmement sec)³⁶. Dans l'élément 4, trois stratégies principales de dispersion sont abordées concernant les alevins et les saumons chinooks du Fraser juvéniles après l'émergence, dont l'une envisage la dispersion immédiate à partir des cours d'eau natals vers l'aval dans le cours principal, les chenaux latéraux et les petits affluents du bas Fraser. Entre 2015 et 2019, le bas Fraser a connu à de nombreuses reprises des conditions de sécheresse

³⁶ BC Ministry of Environment. Drought Portal. Tiré du site Web : [British Columbia Drought Information Portal \(arcgis.com\)](https://arcgis.com) [consulté le 22 mars 2022].

de niveau 3 (très sec) pendant des semaines consécutives, avec des conditions de niveau 4 (extrêmement sec) en 2015 et 2017 (BC Province Drought Information Portal). Bien qu'une incertitude considérable entoure l'utilisation de l'habitat et la répartition des juvéniles dans le bas Fraser (en particulier au niveau de l'UD), il est possible que les saumons chinooks de toutes les UD qui grandissent dans le bas Fraser subissent les effets négatifs des conditions de sécheresse.

3.1.11.3 Températures extrêmes

Cette catégorie de menaces englobe les périodes pendant lesquelles les températures dépassent la plage de variation normale ou baissent en dessous de celle-ci. Elle comprend des événements tels que les vagues de chaleur, les périodes de froid, les changements de température et la disparition des glaciers et de la glace de mer (catégorie de menaces 11.3 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation). Les impacts sur la température de l'eau douce seront pris en compte ici, mais les impacts sur la température de l'eau de mer le seront dans la section 4.1.11.1 (catégorie de menaces 11.1 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

La fréquence des températures extrêmes en Colombie-Britannique et dans le bassin du Fraser s'intensifie sous l'effet des changements climatiques, ce qui pourrait avoir des répercussions importantes sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les températures annuelles moyennes de l'air ont augmenté de 1,4 °C entre 1949 et 2006 dans le bassin du Fraser (Kang *et al.* 2014). Les températures locales de l'air ont été particulièrement chaudes de 2015 à 2018, ce qui coïncide avec « le Blob » dans le Pacifique Nord-Est (Grant *et al.* 2019). Un climat plus chaud intensifiera certains phénomènes météorologiques extrêmes et augmentera la gravité et la fréquence des températures chaudes extrêmes (Bush et Lemmen 2019). La montaison des saumons requiert énormément d'énergie, même dans des conditions optimales, et ces exigences sont exacerbées lorsque les températures se situent en dehors de la plage optimale pour le saumon. Les saumons qui remontent vers leurs frayères pendant les mois d'été subissent un stress plus important et épuisent davantage leurs réserves d'énergie, ce qui a un effet négatif sur leurs capacités natatoires et leur survie (Tierney *et al.* 2009; Eliason *et al.* 2011; Burt *et al.* 2012; Sopinka *et al.* 2016). Voir une description détaillée des limites thermiques du saumon chinook à la section 3.3. Les limites thermiques propres au saumon chinook du Fraser pendant la migration n'ont pas encore été déterminées, mais des études sur le fleuve Columbia et la rivière Willamette suggèrent toutes deux que des températures supérieures à 20 degrés Celsius causent des difficultés de migration et des mortalités pré-génésiques (Goniae *et al.* 2006; Bowerman *et al.* 2018). On sait déjà que des températures estivales de 20 degrés et plus se produisent dans le Fraser pendant la période de migration estivale du chinook du Fraser (Programme de surveillance de l'environnement du MPO) et on prévoit que la durée de ces événements de température supérieure à la moyenne augmentera (Morrison *et al.* 2002).

En juin 2021, un dôme de chaleur sans précédent a généré des températures records dans le sud de la Colombie-Britannique. Dans le sud de l'intérieur de la Colombie-Britannique, les températures ont dépassé les 45 °C. Lytton a battu des records de température pour le Canada pendant trois jours consécutifs et la majorité du village a disparu à cause du feu de forêt qui a suivi. Ce phénomène de dôme thermique a entraîné la mort de milliards d'animaux intertidaux sur la côte de la Colombie-Britannique³⁷, mais on ignore actuellement ses répercussions sur le saumon dans le milieu marin. Dans la rivière Nicola, les températures de l'eau près du barrage

³⁷ CBC. 2021. [More than a billion seashore animals may have cooked to death in B.C. heat wave, says UBC researcher | CBC News](#) [consulté le 22 janvier 2022].

ont atteint plus de 30 °C à la fin du mois de juin 2021 et 22 °C le 1^{er} juillet³⁸, des températures qui correspondent davantage aux températures du mois d'août. On a observé des mortalités de chinooks dans la rivière Coldwater à cette période. Aucun autre épisode de mortalité n'a été constaté chez les saumons dans d'autres environnements d'eau douce. On comprendra mieux les impacts de cet événement dans les années à venir, mais pour l'instant ils sont incertains.

Le risque lié à la menace des températures extrêmes a été noté moyen-faible pour les UD 1 et 6 (baie Boundary et marécage Maria). Dans l'UD 1, cette note s'explique par le fait que ces chinooks passent vraiment peu de temps en eau douce et que les températures extrêmes en mer sont prises en compte dans la section sur le déplacement et l'altération de l'habitat. L'UD 6 pourrait être touchée par des températures extrêmes en raison de l'eau stagnante dans le marécage Maria. Cependant, le saumon chinook du marécage Maria ne peut pas pénétrer dans le marécage lorsque les eaux sont basses et il évite donc probablement les pires températures extrêmes qui s'y produiraient.

La menace des températures extrêmes a été notée élevée-moyenne pour les UD 13 et 15. Tout comme pour la menace de la sécheresse, c'est la rivière Salmon qui est confrontée à la plus grande menace des températures extrêmes parmi les cours d'eau de l'UD 13. Des mortalités massives y ont déjà eu lieu et sont exacerbées par la sécheresse et l'aggravation des conditions dans le contexte des changements climatiques projetés. La rivière Eagle, cependant, est bien protégée contre les températures extrêmes. Bien que les lacs situés en amont de la rivière puissent agir comme des puits de chaleur et rejeter des eaux chaudes pendant la stratification, l'influence glaciaire provenant de la rivière Perry offrira probablement une protection adéquate aux milieux en aval pendant un tel événement. Les températures extrêmes sont moins susceptibles d'avoir un impact sur la rivière Seymour et le ruisseau Scotch en raison de la végétation riveraine luxuriante composée de mousses et de cèdres qui longe ces réseaux. On sait que tous les réseaux hydrographiques de l'UD 15 sont sensibles à la température. Des barrières thermiques existent déjà dans la rivière Nicola pendant la montaison du chinook, mais elles sont modérées par la remontée d'eaux souterraines. D'après les projections actuelles des changements climatiques, les températures des cours d'eau devraient continuer à augmenter au-delà des niveaux critiques (Porter *et al.* 2013) et toucheront l'ensemble de l'UD. Cependant, la gravité de l'impact de cette menace est actuellement incertaine en raison des données limitées (Riddell *et al.* 2013). Toutefois, on réalise actuellement des études dans le réseau de la rivière Nicola pour suivre les températures, l'influence des eaux souterraines et le comportement connexe des saumons.

3.1.11.4 Tempêtes et inondations

Cette menace englobe les épisodes de précipitations ou de vent extrêmes. Ces événements comprennent les orages, les tempêtes tropicales, les ouragans, les cyclones, les tornades, les tempêtes de grêle, les tempêtes de verglas ou les blizzards, les tempêtes de poussière, l'érosion des plages pendant les tempêtes et les changements dans les régimes d'inondation dus aux changements climatiques (catégorie de menaces 11.4 du Partenariat de l'UICN pour les mesures de conservation).

De nombreux facteurs de changement des régimes hydrologiques dans le bassin du Fraser entraînent une augmentation de la fréquence des inondations. Les réseaux hydrographiques dominés par la pluie dans les régions côtières de la Colombie-Britannique connaissent des conditions plus extrêmes, reflétant la plus grande variabilité des conditions climatiques (Grant

³⁸ Water Survey of Canada. 2021. Tiré du site Web : [Real-Time Hydrometric Data Graph for Thompson River Near Spences Bridge \(08LF051\) \[BC\] – Water Level and Flow – Environment Canada \(ec.gc.ca\)](https://www.ec.gc.ca/reports/real-time-hydrometric-data-graph-for-thompson-river-near-spences-bridge-08lf051-bc-water-level-and-flow-environment-canada-ec.gc.ca) [consulté le 22 mars 2022].

et al. 2019), notamment une plus grande variation entre les conditions humides et sèches en été et une intensification de la fréquence et de l'ampleur des tempêtes et des précipitations (Pike *et al.* 2010). La récente série de « rivières atmosphériques » qui a causé des inondations sans précédent dans la vallée du Fraser, à Merritt et à Princeton, est une preuve supplémentaire que ces phénomènes constituent effectivement des menaces considérables pour certaines des UD, en raison de l'altération de l'habitat et de la mortalité accrue pendant l'incubation et la croissance.

Les températures annuelles moyennes de l'air se sont réchauffées de 1,4 °C entre 1949 et 2006 dans le bassin du Fraser, mais les précipitations annuelles totales sont restées stables, malgré un changement important de leur type, passant de la neige à la pluie (Kang *et al.* 2016). Le réchauffement de la température de l'air associé aux changements climatiques entraîne une augmentation de la fréquence et de l'intensité des tempêtes (Meehl *et al.* 2000). Les hausses de la température ont également eu un impact sur l'accumulation et la durée du manteau neigeux saisonnier sous la forme d'une diminution d'environ 19 % de la contribution de la neige au régime hydrologique (Choi *et al.* 2010; Kang *et al.* 2014; Picketts *et al.* 2017), ce qui se traduit par une crue printanière se produisant 10 jours plus tôt dans le Fraser (entre 1949 et 2006) et des réductions ultérieures des débits estivaux (Kang *et al.* 2016). Malgré la diminution de l'accumulation de neige à basse altitude, la combinaison de la vitesse plus grande de fonte et de pluies plus abondantes pendant la période de la crue nivale représente des mécanismes qui pourraient accroître le débit des crues (Shrestha *et al.* 2015). Les inondations dues aux crues nivales sont influencées par l'accumulation annuelle du manteau neigeux en hiver, associée au ruissellement de la fonte des neiges et à certaines conditions de température/pluie au printemps (BC Ministry of Environment, Lands and Parks 1999).

Certaines rivières de la Colombie-Britannique connaissent davantage de crues soudaines, risquant d'entraîner une augmentation des pertes d'œufs dues à l'affouillement (Holtby et Healey 1986; Lisle 1989; Lapointe *et al.* 2000) ou une mortalité accrue des juvéniles durant la croissance lorsque des refuges contre les inondations ne sont pas disponibles (COSEPAC 2018). Des crues soudaines peuvent se produire à la suite de pluies intenses, perturbant particulièrement les cours d'eau petits à moyens dans toute la province, et l'intensité des crues peut augmenter si de fortes pluies tombent sur des accumulations de neige (BC Ministry of Environment, Lands and Parks 1999). Les infestations de ravageurs (dendroctone de pin ponderosa, dendroctone de l'épicéa) sont une autre manifestation des changements climatiques connue pour augmenter la fréquence et l'intensité des inondations en raison de la réduction l'interception, de l'augmentation du manteau neigeux, de la diminution des temps de concentration et de la modification de la période du ruissellement associée à la fonte des neiges (Winkler *et al.* 2008; EDI 2008; Association of Professional Engineers and Geoscientists of British Columbia [APEGBC] 2016).

Le risque de la menace a été jugé moyen pour l'UD 1, car les crues provoquent une érosion importante des berges et retirent le gravier, qui est confiné dans le chenal principal en raison de la lutte contre les inondations urbaines. Cette menace devrait poser un risque faible pour l'UD 6 (marécage Maria), peu sujette à l'affouillement en raison des grandes zones marécageuses qui absorbent les chutes de pluie et les débits élevés. On avait tout d'abord estimé un risque faible à moyen de la menace pour l'UD 13 (ThS-1.3) et l'UD 15 (BTh-1.2). Les rivières Eagle et Salmon sont sujettes à l'affouillement, notamment en cas d'accumulation importante de neige et de périodes de chaleur. Les épisodes de neige suivie de pluie peuvent également avoir un impact sur la rivière Eagle (UD 13) et sur le ruisseau Spius et la rivière Coldwater (UD 15), dont les eaux d'amont se trouvent dans des montagnes. Ces menaces avaient été évaluées avant les inondations extrêmes de novembre 2021 et le risque de la menace a été relevé à moyen pour l'UD 15 en raison des impacts sur le bassin de la rivière Nicola.

Tableau 49. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions de l'altération et du déplacement de l'habitat pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace		Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Déplacement et altération de l'habitat	UD 1	Connue	Faible-élevé	Élevée	Faible (2)	Élevée	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Déplacement et altération de l'habitat
	UD 6	Connue	Faible-élevé	Élevée	Faible (2)	Élevée	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Extensive
	UD 13	Connue	Faible-élevé	Élevée	Faible (2)	Élevée	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Extensive
	UD 15	Connue	Faible-élevé	Élevée	Faible (2)	Élevée	Passée, actuelle et anticipée	Continue	Extensive

Tableau 50. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des sécheresses pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace		Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Sécheresses	UD 1	Connue	Faible-Moyen	Élevée	Faible-moyen (2)		Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-Moyen	Élevée	Faible-moyen (2)		Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable
	UD 13	Connue	Élevé	Élevée	Élevé (2)		Passée, actuelle et anticipée	Continue	Vaste
	UD 15	Connue	Élevé	Élevée	Élevé (2)		Passée, actuelle et anticipée	Continue	Considérable

Tableau 51. Résultats du calculateur d'évaluation des menaces du MPO concernant les répercussions des températures extrêmes pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014b) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Températures extrêmes	UD 1	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable
	UD 6	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable
	UD 13	Connue	Moyen-élevé	Moyenne	Moyen-élevé (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste
	UD 15	Connue	Moyen-élevé	Élevée	Moyen-élevé (2)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable

Tableau 52. Résultats du calculateur des menaces du MPO concernant les répercussions des tempêtes et des inondations pour toutes les UD. Il convient de noter que les catégories ont été légèrement modifiées par rapport aux catégories du COSEPAC. Se référer au texte pour les commentaires détaillés sur chaque menace et à MPO (2014) pour une description détaillée de chaque catégorie de facteurs présentés dans le tableau.

Menace	UD	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
Tempêtes et inondations	UD 1	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Considérable
	UD 6	Connue	Négligeable	Moyenne	Faible (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Négligeable
	UD 13	Connue	Faible-moyen	Moyenne	Faible-moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste
	UD 15	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle et anticipée	Récurrente	Vaste

3.1.12. Sommaire

Le calculateur de menaces du COSEPAC génère une estimation du risque global de la menace présentant une valeur basse et une valeur élevée visant à exprimer l'incertitude dans le classement à l'échelle de la menace (c.-à-d., lorsqu'une plage telle que « faible-moyen » a été utilisée). Les notes globales reposent sur le nombre de menaces ayant des répercussions sur une UD et leur classement relatif (de faible à extrême). Deux menaces de niveau moyen et une menace de niveau élevé donnent une note globale « Élevé ». Deux menaces de niveau élevé et deux de niveau moyen, ou une note extrême pour une menace, donnent une note globale « Extrême ». Les valeurs inférieure et supérieure de la note globale pour toutes les UD considérées ont été déterminées comme étant extrêmes, ce qui a donné une note « Extrême » pour toutes les UD. En d'autres termes, on prévoit un déclin de 71 % à 100 % à l'échelle de la population pendant les trois prochaines générations pour les UD dont le niveau de risque est « Extrême ». Le tableau récapitulatif ci-après (tableau 53) présente les commentaires des participants à l'atelier sur les menaces qui accompagnent la note globale. Les tableaux des menaces pour chaque UD sont fournis à l'annexe E.

Tableau 53. Note globale de la menace fournie d'après le calculateur de menaces du COSEPAC avec le résumé des commentaires formulés par les participants à l'atelier.

UD	Risque global de la menace	Commentaires des participants à l'atelier sur les menaces
UD 1 – Baie Boundary, type océanique, automne	Extrême	<p><i>Une baisse de 71 à 100 % à l'échelle de la population est prévue au cours des trois prochaines générations</i></p> <p>L'impact global sur l'UD 1 a été évalué comme étant « Extrême ». Ces trois populations se trouvent dans une zone fortement urbanisée et on sait relativement peu de choses sur leur aire de répartition et leur démographie. Cette note globale de la menace reposait sur la perte d'habitat d'eau douce due aux modifications de l'écosystème, aux barrages et à la gestion de l'eau résultant du développement, sur un niveau élevé de mise en valeur des stocks par des écloséries avec un historique d'introduction de poissons provenant de l'extérieur de l'UD et sur la pollution provenant de sources multiples. Le chinook de la baie Boundary est également particulièrement vulnérable à la prédation dans l'habitat de l'UD et à proximité de celui-ci. Les participants à l'atelier pensaient qu'il n'est peut-être pas raisonnable de prévoir une réduction de 100 % de l'effectif de la population, mais que la possibilité d'une perte supérieure à 70 % était certainement raisonnable compte tenu des tendances observées dans l'abondance et des effets cumulatifs des menaces décrits dans l'élément 8.</p> <p><i>Menaces présentant le risque le plus élevé : Aquaculture en mer et en eau douce (Moyen-élevé [M-É]), Pêche et récolte de ressources aquatiques (M-É), Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages (Élevé [É]), Autres modifications de l'écosystème (É), Matériel génétique introduit (M-É), Eaux usées domestiques et urbaines (M-É).</i></p>
UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été – marécage Maria	Extrême	<p><i>Une baisse de 71 à 100 % à l'échelle de la population est prévue au cours des trois prochaines générations</i></p> <p>L'impact global sur l'UD 6 a été évalué comme étant « Extrême ». Cette UD compte une petite population qui utilise une seule frayère où les espèces envahissantes modifient considérablement l'habitat. On pense que la pêche est importante en raison du chevauchement des montaisons avec celles du saumon chinook de la Thompson Sud. Les participants à l'atelier pensaient qu'il n'est peut-être pas raisonnable de prévoir une réduction de 100 % de l'effectif de la population, mais que la possibilité d'une perte supérieure à 70 % était certainement raisonnable compte tenu des tendances observées dans l'abondance et des effets cumulatifs des menaces décrits dans l'élément 8.</p> <p><i>Menaces au classement le plus élevé : Aquaculture en mer et en eau douce (M-É), Pêche et récolte de ressources aquatiques (É), Autres modifications de l'écosystème (M-É).</i></p>
UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été	Extrême	<p><i>Une baisse de 71 à 100 % à l'échelle de la population est prévue au cours des trois prochaines générations</i></p> <p>L'impact global sur l'UD 13 a été évalué comme étant « Extrême ». Cette UD compte quatre populations qui occupent des milieux variés. La majorité des saumons chinooks se trouvent dans les rivières Salmon et Eagle, la première étant particulièrement sensible aux conséquences des changements climatiques qui sont exacerbées par d'importants prélèvements d'eau. Les participants à l'atelier pensaient qu'il n'est peut-être pas raisonnable de prévoir une réduction de 100 % de l'effectif de la population, mais que la possibilité d'une perte supérieure à 70 % était certainement raisonnable compte tenu des tendances observées dans l'abondance et des effets cumulatifs des menaces décrits dans l'élément 8.</p> <p><i>Menaces au classement le plus élevé : Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages (M-É), Autres modifications de l'écosystème (M-É), Sécheresses (É) et Températures extrêmes (M-É).</i></p>
UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps	Extrême	<p><i>Une baisse de 71 à 100 % à l'échelle de la population est prévue au cours des trois prochaines générations</i></p> <p>L'impact global sur l'UD 15 a été évalué comme étant « Extrême ». Cette UD compte six populations qui sont toutes particulièrement sensibles aux effets des changements climatiques, dont les effets sont aggravés par les vastes incendies de forêt et les prélèvements d'eau. Toutes les populations, sauf une, ont été mises en valeur et dans certains réseaux hydrographiques, tous les poissons ont un certain degré d'ascendance de poissons d'éclosérie. Les participants à l'atelier pensaient qu'il n'est peut-être pas raisonnable de prévoir une réduction de 100 % de l'effectif de la population, mais que la possibilité d'une perte supérieure à 70 % était certainement raisonnable compte tenu des tendances observées dans l'abondance et des effets cumulatifs des menaces décrits dans l'élément 8.</p> <p><i>Menaces au classement le plus élevé : Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages (É), Autres modifications de l'écosystème (É), Matériel génétique introduit (M-É), Effluents agricoles et sylvicoles (É), Sécheresses (É) et Températures extrêmes (M-É).</i></p>

Tableau 54. Classement général des menaces pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évaluées. Il convient de noter que ce tableau présente le classement combiné des différentes catégories de menaces contenues dans chacune des grandes catégories de menaces globales figurant dans le tableau.

Catégorie de menace principale du COSEPAC	UD 1	UD 6	UD 13	UD 15
Développement résidentiel et commercial	Inconnue	Faible	Faible	Faible
Agriculture et aquaculture (concurrence avec les poissons d'écloserie)	Moyenne-élevée	Moyenne-élevée	Faible-moyenne	Faible-moyenne
Production d'énergie et exploitation minière	S. O.	Faible-moyenne	Faible-moyenne	Faible-moyenne
Corridors de transport et de service	Négligeable	Faible-moyenne	Faible-moyenne	Faible-moyenne
Utilisation des ressources biologiques (pêche)	Moyenne-élevée	Élevée	Faible	Faible-moyenne
Intrusions et perturbations humaines	Négligeable	Négligeable	Négligeable	Faible
Modifications des systèmes naturels (gestion de l'eau, modifications des écosystèmes)	Élevée	Moyenne-élevée	Moyenne-élevée	Élevée
Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	Élevée	Faible-moyenne	Faible-moyenne	Moyenne-élevée
Pollution (toutes sources et menaces confondues)	Moyenne-Élevée	Moyenne	Moyenne	Élevée
Phénomènes géologiques (glissements de terrain)	Inconnue	Inconnue	Faible	Inconnue
Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents (déplacement de l'habitat)	Faible-élevée	Faible-élevée	Élevée	Élevée
CLASSEMENT GÉNÉRAL DES MENACES	Extrême	Extrême	Extrême	Extrême

3.2. ÉLÉMENT 9 : ACTIVITÉS LES PLUS SUSCEPTIBLES DE MENACER LES CARACTÉRISTIQUES DE L'HABITAT DÉTERMINÉES DANS LES ÉLÉMENTS 4 ET 5

La majorité des menaces décrites à l'élément 8 peuvent avoir des impacts sur les caractéristiques de l'habitat déterminées dans les éléments 4 et 5. Les séquences des effets ont été décrites dans l'élément 8 et les principales menaces pour chaque UD sont présentées dans la section 3.1.12 Sommaire.

3.3. ÉLÉMENT 10 : FACTEURS NATURELS QUI LIMITERONT LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT

Les facteurs limitatifs naturels sont définis comme des « facteurs non anthropiques qui, dans la fourchette de variation normale, limitent l'abondance et l'aire de répartition d'une espèce sauvage ou d'une population » (MPO 2014b). Il est important de noter que les facteurs ou processus limitatifs naturels peuvent être exacerbés par les activités anthropiques et peuvent alors devenir une menace. Par défaut, un facteur limitatif naturel est classé comme présentant un risque de menace « faible » dans le calculateur, à moins que d'autres facteurs (menaces anthropiques) n'exacerbent les niveaux naturels de variation ou les répercussions pour une population. Comme presque tous les facteurs limitatifs naturels sont influencés par les changements climatiques d'origine anthropique ou l'aménagement du paysage, ils sont étroitement liés aux menaces et aux effets existants.

3.3.1. Limites biologiques et physiologiques

La température est l'une des influences environnementales les plus importantes sur la biologie des salmonidés (Carter 2005) et est fortement liée à l'histoire de l'évolution des salmonidés dans le Pacifique Nord-Ouest et à leur répartition historique (Brannon *et al.* 2004). Les températures de l'eau peuvent toucher tous les stades du cycle vital des salmonidés et avoir des effets directs et indirects sur la santé des poissons par l'entremise de divers mécanismes (Dunham *et al.* 2001; Richter et Kolmes 2005), notamment les taux de croissance et d'alimentation, le métabolisme, le développement des embryons et des alevins vésiculés, la période des événements du cycle vital tels que la montaison, la fraie, la croissance en eau douce et la migration vers la mer, ainsi que la disponibilité de la nourriture (Carter 2005). De plus, les populations de saumon peuvent avoir des valeurs optimales et des limites thermiques de migration différentes (Eliason *et al.* 2011). Ainsi, les tolérances thermiques des salmonidés peuvent être considérées comme un facteur limitatif pour tous les stades du cycle vital du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Les salmonidés ne peuvent généralement pas extraire suffisamment d'oxygène pour maintenir leurs fonctions physiologiques au repos lorsque la température dépasse 25 °C (Clark *et al.* 2008). Clark et ses collaborateurs (2008) suggèrent que le maximum thermique critique pour le saumon chinook adulte au repos dépend de la masse, et se situe autour de 25 °C pour les gros poissons (plus de 4 kg) et de 27 °C pour les adultes plus petits. Si les températures de l'eau dépassent 18 °C, le saumon chinook ralentit son rythme de montaison, ce qui a une incidence sur le taux de montaison. Une barrière thermique peut arrêter complètement la migration du chinook si la température de l'eau dépasse 20 °C; le stress extrême et la mortalité accélérée commencent avec l'exposition à des températures proches de 21 °C (Richter et Kolmes 2005; Jensen *et al.* 2006). On a observé que les poissons au repos à des stades de maturation plus avancés subissent un stress physiologique important à des températures aussi basses que 16 et 17 °C (Timothy Clark, Ph. D., comm. pers.); toutefois, il convient de noter que ces résultats

sont soit directement tirés, soit déduits d'études en laboratoire étroitement contrôlées et ne tiennent pas compte des agents de stress supplémentaires et sources de confusion.

Les œufs de saumon chinook survivent et éclosent entre 5 et 15 °C (Leitritz et Lewis 1976; Boles *et al.* 1988; McCullough 1999); les températures supérieure et inférieure signalées pour une mortalité de 50 % des saumons chinooks avant l'éclosion sont de 16 °C et de 2,5 à 3,0 °C, respectivement (Alderdice et Velsen 1978). Il existe cependant des exceptions aux limites thermiques indiquées pour certaines populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique de type fluvial, car on sait que les poissons connaissent des températures bien supérieures à ces seuils. Dans l'intérieur de la Colombie-Britannique, le chinook peut rencontrer des températures de l'eau proches de 0 °C pendant plusieurs semaines durant l'incubation des œufs (Richard Bailey, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers. 2019). La température létale supérieure pour les alevins de saumon chinook est de 25,1 °C (Scott et Crossman 1973).

La documentation sur les effets du stress et de l'augmentation de la température de l'eau indique qu'une exposition prolongée aux eaux chaudes peut influencer la viabilité des œufs et la densité des spermatozoïdes. Jensen et ses collaborateurs (2006) ont montré dans une étude que le chinook maintenu à 22 °C présentait des niveaux élevés de cortisol maternel, une hormone liée au stress qui peut être exprimée en réaction à des influences thermiques, se traduisant par une augmentation de la mortalité, une réduction de la longueur à la fourche et de la masse, une diminution du volume du sac vitellin, une utilisation ralentie du sac vitellin et, dans une certaine mesure, une augmentation de la prévalence des malformations morphologiques. Richter et Kolmes (2005) ont relevé plusieurs études dans lesquelles la qualité interne des gamètes chez les salmonidés adultes matures exposés à des températures supérieures à 13 °C, juste avant ou pendant la fraie, avait été gravement perturbée. Cela a entraîné une perte de viabilité des gamètes qui s'est traduite par une réduction du taux de fécondation et du développement des embryons. Comme pour la section précédente sur les limites thermiques pendant l'incubation, il existe des exceptions à ces limites. Le saumon chinook de la rivière Nicola (UD 15) peut connaître des fluctuations diurnes extrêmes au moment de la fraie avec des périodes minimales de l'eau inférieures à 10 °C pendant la nuit et pouvant atteindre 23 °C pendant le jour en raison des faibles débits et des variations de la température diurne de l'air. Le saumon chinook de la rivière Salmon (UD 13) et du marécage Maria (UD 6) peut également rencontrer dans les frayères des températures entre 20 et 25 degrés.

3.3.2. Prédation

La prédation est une source de mortalité pour tous les stades du cycle vital du saumon chinook; les taux de prédation précis aux différents stades du cycle vital et les impacts directs sur la mortalité du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique demeurent incertains. La menace de prédation commence dès le stade de l'œuf et se poursuit tout au long du stade juvénile en eau douce, avec pour sources une variété d'espèces opportunistes de poissons, de mammifères et d'oiseaux (Sandercock 1991). Bien que les taux de prédation précis sur le saumon chinook soient actuellement inconnus, les interactions avec les prédateurs pourraient jouer un rôle important dans la mortalité de certains stocks de chinook (Brown *et al.* 2019). Certaines de ces interactions (la prédation par les pinnipèdes) sont influencées ou exacerbées par les activités anthropiques et, à ce titre, sont considérées comme des menaces pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans l'élément 8.

Les principaux prédateurs d'eau douce du saumon chinook sont l'omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), la sauvagesse du nord (*Ptychocheilus oregonensis*), les lamproies (*Lampetra spp.*) et les chabots (*Cottus spp.*). L'omble à tête plate

est considéré comme un piscivore important dans les lacs du réseau hydrographique du Fraser (à la fois dans l'intérieur et sur une grande partie de la côte) et les ombles à tête plate anadromes sont des piscivores abondants et efficaces dans la région du delta du Fraser (Christensen et Trites 2011). Compte tenu des tendances à la baisse prouvées de la taille et de l'abondance des ombles à tête plate dans le bassin hydrographique du Fraser, il est peu probable que cette espèce soit un facteur déterminant du déclin des saumons comme le saumon chinook du Fraser (Christensen et Trites 2011). La lamproie fluviatile est considérée comme un prédateur important du saumon d'âge 0 dans le détroit de Georgia et on estime qu'elle a consommé 65 %, 25 % et 2,3 % de la production totale de saumoneaux de coho, de chinook et de saumon rouge, respectivement, en 1991 (Beamish et Neville 1995; 2001). Cependant, il existe peu d'informations sur l'abondance et la répartition de la lamproie fluviatile dans le Fraser, et il n'est donc pas possible de quantifier les effets de sa prédation sur le saumon chinook du Fraser.

La loutre de rivière (*Lontra canadensis*) peut se nourrir de saumons adultes dans les cours d'eau de fraie. Les loutres ont été identifiées comme une menace pour le saumon rouge du lac Ozette, dans l'État de Washington (Scordino *et al.* 2016). Des loutres de rivière ont été observées dans de nombreuses rivières où vivent des saumons chinooks dans le bassin du Fraser, notamment lorsqu'elles étaient en train de tuer des saumons chinooks adultes dans la rivière Nicola (Richard Bailey, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers. 2019). Les loutres capturent probablement plus efficacement les saumons dans des rivières plus petites au débit réduit, et dans des zones où l'habitat est peu complexe. La hausse de la température de l'eau réduit la capacité de nage et l'endurance du chinook, ce qui accroît sans doute encore sa vulnérabilité à la prédation par les loutres. Les processus induits par les changements climatiques qui se traduisent par des températures de l'eau plus élevées, des débits faibles en été et la perte de la structure des chenaux, exacerbent probablement l'impact des loutres de rivière.

Sur les 31 espèces de mammifères marins présentes dans les eaux au large de la côte canadienne du Pacifique, sept sont connues pour se nourrir de salmonidés (Brown *et al.* 2019). Il s'agit notamment (mais pas exclusivement) des otaries (*Zalophus californianus*, *Eumetopias jubatus*), du phoque commun (*Phoca vitulina*), du dauphin à flancs blancs (*Lagenorhynchus obliquidens*) et du rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) [Riddell *et al.* 2013]. Cependant, la prédation par les mammifères marins est assurément considérée comme une menace, car les activités anthropiques exacerbent/ont exacerbé les effets négatifs de leur prédation sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les pinnipèdes en particulier joueraient un rôle important dans le déclin de l'abondance du saumon chinook, et sont examinés de manière plus détaillée dans la section 3.1.8.2 Espèces indigènes problématiques.

Trois écotypes distincts d'épaulards (*Orcinus orca*) vivent dans les eaux côtières du Pacifique Nord-Est. On sait qu'un écotype, qui comprend les épaulards résidents du nord et les épaulards résidents du sud, consomme de préférence le saumon chinook adulte (âge ≥ 2 ans en mer), bien que son abondance soit relativement rare par rapport aux autres espèces proies (Ford et Ellis 2006; Hanson *et al.* 2010). Il est possible que les épaulards résidents préfèrent le saumon chinook en raison de sa taille relativement grande, de sa teneur élevée en lipides et de sa disponibilité toute l'année dans leur habitat côtier (Ford et Ellis 2006). Voir la description détaillée des interactions avec les prédateurs à la section 3.1.8.2. Pendant les mois d'été et d'automne, les épaulards résidents se rassemblent dans des zones côtières précises pour intercepter les saumons qui retournent à leurs cours d'eau de fraie natals. Bien que ces regroupements soient spatialement et temporellement corrélés avec l'abondance des saumons roses et rouges en migration, des études de terrain approfondies sur le comportement de quête de nourriture indiquent que les épaulards résidents recherchent sélectivement le saumon

chinook et, dans une moindre mesure, le saumon kéta (Ford et Ellis 2006; Hanson *et al.* 2010; Brown *et al.* 2019). Ces baleines semblent cibler les grands poissons, dont la plupart sont âgés d'au moins quatre ans. Hanson et ses collaborateurs (2010) ont déduit par analyse génétique que 80 à 90 % des saumons chinooks consommés en été par les épaulards résidents provenaient du bassin hydrographique du Fraser, et seulement 6 à 14 % des rivières de la région de la baie Puget. Riddell et ses collaborateurs (2013) ont discuté des conclusions d'un atelier selon lesquelles les populations de saumon chinook de la rivière Thompson Sud constituent le stock prédominant dans le régime alimentaire de l'épaulard résident du sud. Les estimations annuelles des nombres de saumons chinooks consommés par les épaulards résidents sont plutôt spéculatives, car on connaît mal la proportion que représente le chinook dans le régime alimentaire du prédateur en hiver. Même si les épaulards résidents se nourrissent en majorité de chinook pendant l'été, ce n'est peut-être pas le cas de décembre à avril, lorsqu'ils s'alimentent au large de la côte extérieure. Cependant, en supposant qu'une moitié de leurs besoins énergétiques annuels est assouvie par la prédation qu'ils exercent sur le saumon chinook, on estime qu'ils consomment 500 000 poissons par an (Ford *et al.* 2010). On a aussi estimé que les épaulards résidents pourraient consommer jusqu'à 100 000 chinooks en juillet et en août autour de l'île de Vancouver (Brown *et al.* 2019).

Plusieurs espèces d'oiseaux ont été identifiées comme des prédateurs du saumon chinook durant sa dévalaison, notamment le Grand Harle (*Mergus merganser*), le Grand Héron (*Ardea Herodias*), le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) et le Martin-pêcheur d'Amérique (*Megaceryle alcyon*) (Wood 1987a). Les effets de la prédation pendant la dévalaison sont considérés comme anticompensatoires pour les salmonidés, c'est-à-dire que le taux de mortalité des salmonidés augmente lorsque l'abondance des saumons diminue (Brown *et al.* 2019). Des espèces d'oiseaux qui se nourrissent de saumons chinooks dans les estuaires côtiers ont été également identifiées, comme la Mouette de Bonaparte (*Larus Philadelphia*), la Sterne caspienne (*Hydroprogne caspia*) et le Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) [Mace 1983; Sebring *et al.* 2013]. Les populations de saumon chinook de type fluvial ont une résidence en eau douce plus longue que les populations de type océanique et sont donc plus vulnérables à la prédation aviaire. Chez les populations de type océanique le long de la côte de la Colombie-Britannique, le plus grand impact des prédateurs aviaires se fait sentir pendant la dévalaison, les taux de mortalité maximaux signalés se situant entre 8 % (Wood 1987a) et 12 % (Mace 1983). Les populations de type fluvial passent au moins un an à grossir en eau douce, tandis que les populations de type océanique restent tout au plus cinq mois en eau douce avant d'arriver dans l'estuaire du Fraser ou dans ceux de la baie Boundary. Bien que l'on n'ait pas trouvé d'évaluation directe des taux de prédation aviaire sur le saumon chinook de type fluvial, Wood (1987b) a indiqué des taux de mortalité élevés, de 24 à 65 % de la production potentielle de saumoneaux, pour le saumon coho, qui reste un an en rivière.

On ignore actuellement la dynamique des populations de taupe du Pacifique dans l'océan Pacifique Nord, mais des rapports anecdotiques affirment que l'abondance de l'espèce a considérablement augmenté depuis la fin de la pêche au filet maillant dérivant en haute mer (1992) et de la pêche canadienne de l'encornet volant (1987) [Okey *et al.* 2007; Goldman et Musick 2008; Seitz *et al.* 2019]. D'autres mesures de protection, telles que les modifications apportées à la *Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act* (1976), notamment la *Shark Finning Prohibition Act* de 2000 et la *Shark Conservation Act* de 2010, ont probablement contribué à l'augmentation de la productivité de la taupe du Pacifique au cours des dernières années (Seitz *et al.* 2019). Des recherches récentes indiquent que la prédation par la taupe du Pacifique pourrait être une source importante de mortalité des grands saumons chinooks immatures et matures en mer, tant en été qu'en hiver et dans une vaste zone géographique englobant les îles Aléoutiennes et s'étendant jusqu'au centre et à l'est de la mer de Béring (Seitz *et al.* 2019). Cette étude a également fourni des preuves de l'occupation de la

mer de Béring par les taupes du Pacifique pendant l'hiver, alors que l'on pensait généralement que les températures ambiantes plus froides de l'eau (4 à 6 °C) repoussaient cette espèce vers le sud à l'arrivée de l'hiver (Weng *et al.* 2005, 2008; Goldman et Musick 2008).

Seitz et ses collaborateurs (2019) postulent que les grands prédateurs dominants comme les taupes du Pacifique constituent un mécanisme particulier de mortalité tardive en mer, contribuant en fin de compte à la diminution proportionnelle des classes d'âge plus vieilles de saumons chinooks remontant chaque année dans les frayères. On a posé l'hypothèse que la prédation du saumon atlantique par la maraîche (*Lamna nasus*) et le thon rouge de l'Atlantique (*Thunnus thynnus*) est un facteur important entravant le rétablissement des stocks dans les rivières canadiennes (Lacroix 2014), et on peut supposer que des effets similaires sont possibles pour les stocks de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique présents dans les eaux côtières du Pacifique.

Le saumon est une source de nourriture exceptionnellement nutritive, prévisible et facile à capturer pour les ours (Quinn 2005). Les ours peuvent tuer beaucoup plus de saumons que tout autre prédateur terrestre et le saumon peut constituer la majorité du régime alimentaire annuel des grizzlis (*Ursus arctos*) et des ours noirs (*U. americanus*) dans les régions côtières (Hilderbrand *et al.* 1999a, 1999b; Reimchan 2000; Mowat et Heard 2006). Les ours se rassemblent le long des cours d'eau à saumons pendant la montaison (Quinn 2005) et ont tendance à tuer les saumons les plus grands et les plus récemment arrivés (Ruggerone *et al.* 2000). Ils se nourrissent de manière sélective des parties du corps du saumon riches en graisse, en particulier la cervelle et les œufs des femelles (Gende *et al.* 2001, 2004); ils ont tendance à laisser les parties non consommées des carcasses dans le cours d'eau, le long des berges ou dans la forêt voisine, où elles sont disponibles pour les nécrophages et les décomposeurs (Reimchan 2000; Gende *et al.* 2001). Bien qu'elle ne porte pas spécialement sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, une étude pluriannuelle sur la prédation dans la baie Bristol, en Alaska, a rapporté que les ours avaient consommé moins de 25 % de la biomasse totale des 4 218 saumons rouges qu'ils avaient tués (Quinn 2005). Il a été suggéré qu'une prédation intense peut exercer une pression sélective sur les grands saumons des populations des petits cours d'eau et peut conduire à l'évolution de saumons plus jeunes et plus petits par rapport à ceux des cours d'eau voisins où les taux de prédation sont plus faibles (Quinn *et al.* 2001). Il n'existe actuellement aucune source complète de données sur la prédation du saumon par les ours en Colombie-Britannique. On ignore donc l'étendue de la prédation par les ours de toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique; cependant, il est peu probable qu'elle contribue de manière importante aux tendances actuelles au déclin de l'abondance en raison d'un lien évolutif fort et ancien entre ces espèces.

Christensen et Trites (2011) ont identifié une multitude d'espèces cooccurrentes qui pourraient présenter des risques de prédation pour les populations de saumon rouge du Fraser, dont beaucoup chevauchent les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Dans leur étude, ils ont également déterminé un certain nombre de lacunes dans les informations concernant l'abondance et les tendances de la population de ces espèces cooccurrentes, ainsi que la nécessité de mieux surveiller leur abondance et leur répartition afin de déterminer leur influence sur le saumon chinook, en particulier pour les espèces qui ciblent les premiers stades du cycle vital du chinook en eau douce.

Tableau 55. Prédateurs probablement rencontrés par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Groupe de prédateurs	Nom commun	Nom scientifique
Poissons d'eau douce	Omble à tête plate	<i>Salvelinus confluentus</i>
	Lotte	<i>Lota Lota</i>
	Saumon coho	<i>Oncorhynchus kisutch</i>
	Truite fardée	<i>Oncorhynchus clarkii clarkii</i>
	Dolly Varden	<i>Salvelinus malma</i>
	Touladi	<i>Salvelinus namaycush</i>
	Achigan à grande bouche	<i>Micropterus salmoides</i>
	Sauvagesse du nord	<i>Ptychocheilus oregonensis</i>
	Truite/Saumon arc-en-ciel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
	Lamproie fluviatile	<i>Lampetra ayresi</i>
	Chabots	<i>Cottus spp.</i>
	Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>
	Perchaude	<i>Perca flavescens</i>
Poissons marins	Requin bleu	<i>Prionace glauca</i>
	Merlu du Pacifique	<i>Merluccius productus</i>
	Maquereau blanc	<i>Scomber japonicus</i>
	Laimargue du Pacifique	<i>Somniosus pacificus</i>
	Taupe du Pacifique	<i>Lamna diprosis</i>
	Aiguillat commun	<i>Squalus acanthias</i>
Oiseaux	Cormoran à aigrettes	<i>Phalacrocorax auritus</i>
	Grand Harle	<i>Mergus merganser</i>
	Goélands	<i>Larus spp.</i>
	Sterne caspienne	<i>Hydroprogne caspia</i>
	Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>
	Balbusard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>
Mammifères	Otarie de Californie	<i>Zalophus californianus</i>
	Marsouin de Dall	<i>Phocoenoides dalli</i>
	Phoque commun	<i>Phocavitulina richardsi</i>
	Marsouin commun	<i>Phocoena phocoena</i>
	Rorqual à bosse	<i>Megaptera novaeangliae</i>
	Épaulards (résidents)	<i>Orcinus orca</i>
	Otarie à fourrure du Nord	<i>Callorhinus ursinus</i>
	Dauphin à flancs blancs du Pacifique	<i>Lagenorhynchus obliquidens</i>
	Otarie de Steller	<i>Eumetopias jubatus</i>
	Ours brun	<i>Ursus arctos</i>
	Ours noir	<i>Ursus americanus</i>
Coyote	<i>Canis latrans</i>	
Loup	<i>Canis lupus</i>	

3.3.3. Concurrence

La concurrence avec les autres saumons du Pacifique existe dans divers milieux, tant en eau douce qu'en mer. Dans l'eau douce, du fait de la limitation des ressources associée aux fortes densités de poissons d'écloserie, la concurrence peut avoir des effets importants sur les

poissons sauvages pendant les stades de juvéniles et constitue un déterminant important de la valeur adaptative pour toute la vie (Tatara et Berejikian 2012). On pense que la concurrence interspécifique dans les assemblages indigènes de salmonidés anadromes est minime, car ces espèces occupent des niches écologiques spatio-temporelles quelque peu différentes (Hearn 1987; Quinn 2005). La concurrence pour les frayères et le déplacement des nids construits par des congénères peuvent être une source majeure de dynamique compensatoire chez le saumon. Il est peu probable que les populations actuelles de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique se fassent concurrence pour les frayères, qui soutenaient autrefois des abondances considérablement plus importantes. On pense cependant que l'habitat de fraie est limité dans le marécage Maria. Il faut toutefois noter que les géniteurs d'écloserie peuvent exacerber la concurrence pour les frayères (abordé en détail dans la section 3.1.2.3 Aquaculture en mer et en eau douce).

Il se pourrait que les méduses exploitent indirectement les saumons du Pacifique et il existe des preuves que leurs populations augmentent dans les écosystèmes côtiers (Brotz *et al.* 2012; Purcell 2012). Les méduses présentent plusieurs caractéristiques qui les rendent très influentes dans la restructuration du flux d'énergie dans les réseaux trophiques pélagiques : des taux de croissance et de reproduction élevés, un vaste régime alimentaire planctonophage et apparemment peu de prédateurs à l'âge adulte (Condon *et al.* 2012; Robinson *et al.* 2014). Une étude récente a précisé que *Hyperiamedusarum*, un amphipode parasite de *Phacellophora camtschatica*, prévalait dans les régimes alimentaires des saumons chinooks juvéniles de type océanique au sud-est de l'île de Vancouver. Il était présent dans 47 %, 36 % et 29 % des régimes alimentaires des saumons chinooks échantillonnés en 2014 (N = 79), 2015 (N = 360) et 2016 (N = 761), respectivement (Weil *et al.* 2019). Les auteurs soulignent que ces résultats contrastent avec des recherches antérieures qui n'avaient pas signalé la présence de *H. medusarum* dans les régimes alimentaires des saumons cohos ou chinooks échantillonnés dans la même région entre 1973 et 1976, ce qui indique que les changements en cours dans le milieu marin peuvent entraîner des modifications de la composition des espèces proies et concurrentes.

La maladie, la prédation et la concurrence sont des facteurs complexes et interdépendants, et les deux premiers peuvent exacerber le degré de concurrence que subissent les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique. Par exemple, les maladies causées par des parasites et des agents pathogènes modifient souvent le comportement des saumons et les rendent plus sensibles à la prédation ou les placent dans une situation de désavantage concurrentiel (Miller *et al.* 2014). Une forte concurrence peut accroître l'exposition à la prédation et la menace des prédateurs peut entraîner des coûts de vigilance qui provoquent un comportement de regroupement et augmentent la concurrence locale. Bien que ces interrelations soient difficiles à quantifier, il a été démontré que plusieurs facteurs anthropiques influencent hypothétiquement ou empiriquement certains aspects de chacune d'entre elles. Une incertitude entoure la manière dont la concurrence naturelle peut toucher le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais les impacts cumulés d'autres menaces peuvent exacerber la concurrence pendant tout le cycle vital du chinook.

3.4. ÉLÉMENT 11 : DISCUSSION CONCERNANT LES IMPACTS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS DES MENACES DE L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES AUTRES ESPÈCES COOCCURRENTES, LES EFFORTS DE SURVEILLANCE ACTUELS ET LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les espèces cooccurrentes peuvent être classées parmi les prédateurs, les concurrents ou les proies, qui ont tous une relation différente avec les menaces susceptibles d'avoir un impact sur l'abondance ou le comportement du saumon chinook. Les menaces auront normalement des

effets négatifs sur les prédateurs si l'abondance du saumon chinook diminue; cependant, certaines menaces peuvent avantager les prédateurs en modifiant le comportement du chinook ou sa capacité à les percevoir. Les menaces possibles qui peuvent être bénéfiques pour les prédateurs sont les effluents de métaux lourds qui perturbent les capacités chimiosensorielles du saumon chinook, ou certains niveaux de suspension des sédiments qui peuvent réduire l'acuité visuelle du saumon chinook sans influencer les prédateurs non visuels, augmentant ainsi leur probabilité de réussite. Les concurrents bénéficieront généralement d'une plus faible abondance du saumon chinook, à moins que diverses menaces n'aient un impact négatif sur l'habitat partagé ou les besoins en proies. Les menaces qui pèsent sur la productivité des océans, dont le déclin se répercute probablement aussi directement sur les espèces proies du saumon chinook, peuvent avoir des effets semblables sur le chinook et ses concurrents dans le milieu marin.

La plupart des menaces qui touchent les caractéristiques de l'habitat auraient simultanément un impact sur de nombreuses espèces cooccurrentes. Par exemple, un prédateur terrestre utilisant des arbres ou la végétation riveraine serait perturbé par les modifications de la surface de captage, telles que la diminution du couvert forestier ou l'urbanisation accrue. Outre la destruction de l'habitat, le déclin des populations de saumon peut avoir des effets sur la végétation riveraine en raison de la réduction des apports en nutriments provenant des carcasses (Hocking et Reynolds 2011). Si l'impact de la réduction des nutriments est variable selon les bassins versants, il est probablement plus important dans les bassins plus petits pauvres en nutriments (Hocking et Reynolds 2011). Les modifications du débit d'eau douce causées par les barrages et l'irrigation auront très probablement des effets négatifs sur toutes les espèces aquatiques. Certaines espèces introduites et envahissantes peuvent bénéficier des régimes chauds de température dans l'eau douce, car elles ont une tolérance physiologique aux températures élevées et peuvent supplanter les espèces indigènes. La stratégie du ministère de l'Environnement et du Changement climatique de la Colombie-Britannique consiste actuellement à mener des relevés sur les espèces aquatiques introduites, comme la perchaude, et des mesures de gestion visant à les éradiquer ont été prises dans plusieurs réseaux hydrographiques dulcicoles.

D'importantes lacunes dans les connaissances sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique nuisent à l'évaluation de l'état des stocks et à la définition d'objectifs de rétablissement importants et quantifiables. Voici un bref récapitulatif des principales sources d'incertitude relevées durant ce processus d'évaluation du potentiel de rétablissement.

- L'aire de répartition en eau douce du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique couvre une vaste zone géographique dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary, et la plupart de cet habitat n'a pas fait l'objet d'une étude exhaustive. On ignore des aspects de l'aire de répartition en eau douce, en particulier pour les stades de juvéniles, et il est donc difficile de les évaluer dans un contexte de menace. En outre, on connaît mal la répartition marine du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en raison de l'absence de programmes de stocks indicateurs munis de micromarques magnétisées codées (MMC) pour ces UD et, par conséquent, certaines des informations sur la répartition présentées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement ont été déduites à partir de données limitées.
- La qualité et la couverture des données sur les échappées varient dans les UD et entre elles, ce qui se traduit par une plus grande confiance dans certaines estimations et une plus grande incertitude dans d'autres. De ce fait, les tendances de l'abondance, en particulier dans l'UD 1, peuvent être inexactes et les échappées annuelles peuvent être sous-estimées si des parties d'une UD ne font pas l'objet de relevés.

-
- Les séries chronologiques exactes pour l'influence naturelle proportionnelle (INP) sont limitées pour diverses populations intégrées en raison des programmes limités de recapture de saumons marqués. Les tendances des populations sauvages peuvent donc être inexactes, en particulier dans l'UD 1 où la mise en valeur est importante et le marquage, limité. On ignore les effets futurs de l'augmentation à grande échelle de la production d'écloserie sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, notamment l'évolution des profils génétiques des populations sauvages et si la concurrence pour les ressources écologiques limitées s'intensifiera entre les saumons d'écloserie et les saumons sauvages dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary. L'ampleur des effets de la génétique et de la compétition du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique d'écloserie sur les populations sauvages est largement inconnue en raison de la diversité génétique non surveillée des populations et des capacités de charge inconnues de l'habitat, respectivement.
 - Bien que nous ayons une compréhension de base de la biologie du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en eau douce et en mer, nous manquons d'informations précises telles que la survie de l'œuf à l'alevin, l'utilisation détaillée de l'habitat d'eau douce, la productivité, les données stock-recrue et les renseignements sur la survie en eau douce et en mer pour toutes les UD. Cependant, ces données existent pour le saumon chinook de la rivière Nicola, mais elles ne sont peut-être pas représentatives de l'UD dans son ensemble (voir l'élément 13 pour le contexte).
 - L'impact des pêches (ciblant ou non le chinook) est actuellement limité ou inconnu pour toutes les UD. Le saumon chinook de la rivière Nicola dans l'UD 15 est la seule population pour laquelle on dispose d'une longue série chronologique de données tirées des MMC, bien que la généralisation de ces données aux autres populations de l'UD 15 soit limitée en raison des différences importantes dans la période de migration.
 - Il existe des lacunes importantes dans notre connaissance de la répartition actuelle des espèces envahissantes et de leurs effets potentiels sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, tant en milieu marin qu'en eau douce. Le crabe vert, présent actuellement dans plusieurs emplacements de la mer des Salish et qui devrait continuer à étendre son aire de répartition en Colombie-Britannique, est une espèce particulièrement préoccupante.
 - Il existe une multitude de sources de pollution dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary, mais les informations disponibles sur les effets de ces contaminants sur le chinook du sud de la Colombie-Britannique et leur influence sur sa survie dans les milieux marins et d'eau douce sont actuellement limitées.
 - Bien que les évaluations de la menace aient été déterminées d'après les meilleures connaissances disponibles, une incertitude importante entoure l'ampleur et les impacts des changements climatiques. Les chinooks du sud de la Colombie-Britannique ont des adaptations uniques à certaines caractéristiques et on ignore dans quelle mesure ils peuvent faire preuve de plasticité phénotypique pour amortir les changements environnementaux.

4. ÉLÉMENTS 12 À 15 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

4.1. ÉLÉMENT 12 : OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

Proposer des objectifs de rétablissement en matière d'abondance et de répartition.

Un objectif de survie et un objectif de rétablissement ont été proposés et utilisés dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement pour toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique visées (tableau 56). L'objectif de survie vise à atteindre le statut d'espèce préoccupante du COSEPAC, tandis que l'objectif de rétablissement représente un point de référence pour le rétablissement ou un statut d'espèce non en péril. Cette approche est conforme aux avis du MPO sur la définition des objectifs de rétablissement en vertu de la LEP (MPO 2011, 2021b). L'objectif de survie peut représenter un point de référence limite qui déclenche l'élaboration de plans de rétablissement lorsque l'abondance des géniteurs devient inférieure à l'objectif; pour sa part, l'objectif de rétablissement peut indiquer un objectif de gestion idéal. En d'autres termes, l'objectif de survie représente le niveau de population minimum requis pour assurer la persistance à long terme, et pourrait être considéré comme un objectif à court terme sur la voie du rétablissement. La définition de l'objectif de survie dans ce rapport ne correspond pas à la définition de la survie selon les directives de la LEP, car l'objectif de survie défini ici reprend l'approche du COSEPAC et peut inclure une tendance au déclin si l'abondance est suffisamment élevée. Les points de référence du rétablissement biologique pour ces UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ont été choisis en fonction des critères du COSEPAC pour la désignation du statut et des points de référence de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS). Bien que les objectifs présentés tentent d'être cohérents avec les évaluations du COSEPAC et de la PSS, ce sont des objectifs très simplifiés par rapport aux critères plus nuancés utilisés dans les processus dirigés par des experts réalisant les évaluations du COSEPAC et de la PSS, qui comprennent un large éventail de critères. Ainsi, l'atteinte de l'objectif de survie ou de rétablissement ne se traduira pas nécessairement par un changement du statut d'une UD selon le COSEPAC ou la PSS.

Les objectifs de rétablissement proposés ici contiennent des points de référence de l'abondance et de la trajectoire de la population. D'autres variables pourraient être prises en compte pour le rétablissement, comme l'expansion de l'aire de répartition, les niveaux de productivité ou les inférences de la productivité (p. ex., les tendances de la fécondité, de la taille selon l'âge ou des taux de maturation), la diversité génétique, les valeurs de l'INP ou l'atténuation des menaces, qui pourraient toutes fournir des indications sur l'état de la population et sa résilience. Les tendances de nombre de ces paramètres du cycle vital ont été examinées dans l'élément 3, mais beaucoup de ces variables demeurent inconnues pour ces populations et aucun objectif précis n'a donc été fixé. Ces variables, dans la mesure où des données existaient, ont été prises en compte pour évaluer la capacité de ces stocks à atteindre les objectifs de survie et de rétablissement, et sont examinées plus en détail à la section 4. Il convient de noter que, bien que les objectifs de répartition ne soient pas spécifiés, l'intention est de maintenir toutes les frayères. Les échappées de géniteurs permettent de surveiller la répartition de la fraie sur toute l'étendue spatiale de l'UD; cependant, les données sur l'habitat de croissance en eau douce et l'habitat marin sont plus rares et difficiles à évaluer. Le manque de données détaillées sur la répartition a été inclus parmi les recherches nécessaires afin de pouvoir fixer des objectifs de répartition pour chaque stade biologique. Il est recommandé de prendre en compte tous les aspects susmentionnés dans la définition du rétablissement et la fixation des objectifs si ces UD sont inscrites en vertu de la LEP. Toutefois, aux fins de l'évaluation du potentiel de rétablissement, les objectifs étaient concentrés sur les propriétés qui peuvent être évaluées objectivement.

Ces UD ont été désignées comme étant menacées et en voie de disparition par le COSEPAC en grande partie en raison du petit effectif des populations et du déclin de l'abondance des géniteurs. Par conséquent, des objectifs d'abondance minimale ont été inclus, car les estimations de l'abondance relative de ces UD étaient faibles par le passé et les exigences de variation en pourcentage n'assureront pas adéquatement le rétablissement. On a retenu le seuil de géniteurs requis pour atteindre le nombre de géniteurs au rendement maximal durable

(G_{RMD}) en une génération ($G_{gén}$) pour l'objectif de l'abondance pour la survie, car ce paramètre a donné de bons résultats dans des évaluations pour des scénarios à productivité variable (Holt 2009; Holt et Bradford 2011) et correspond au point de référence inférieur de l'abondance de la PSS. L'objectif de rétablissement en matière d'abondance a été fixé à 85 % de G_{RMD} afin qu'il corresponde à la composante de l'abondance de la zone verte de la PSS pour le saumon chinook. Ces points de référence de l'abondance sont évalués comme une abondance moyenne par génération. Les UD pour lesquelles $G_{gén}$ ou G_{RMD} est inférieur à 1 000, l'objectif en matière d'abondance a été fixé à un minimum de 1 000 pour garantir le dépassement du critère D du COSEPAC. Pour les objectifs de rétablissement, on mesure la composante de la trajectoire de la population par la variation en pourcentage sur trois générations. La variation en pourcentage nécessaire associée aux deux objectifs en matière d'abondance décrits ci-dessus sont globalement fondées sur les critères A et C du COSEPAC. Lorsque l'objectif en matière d'abondance est supérieur à 10 000 géniteurs, un déclin de moins de 30 % est requis (critère A), et lorsque l'objectif est inférieur à 10 000 géniteurs, une croissance de la population à la hausse est requise (critère C). Les critères A et C comportent des exigences plus nuancées qui ne sont pas décrites ici.

Les estimations de $G_{gén}$ et de G_{RMD} pour les UD ont été générées à l'aide d'une méthode fondée sur l'habitat (Parken *et al.* 2006; appelée le « modèle d'habitat »). Les estimations fondées sur l'habitat présentées dans le présent rapport sont des mises à jour des points de référence décrits dans l'évaluation de la PSS de 2014, effectuées à l'aide de la version la plus récente du modèle d'habitat (tableau 57). Un aperçu du processus de calcul des points de référence est fourni ci-après. Un extrait d'un document de recherche sur l'évaluation selon la PSS³⁹, avec la description détaillée des méthodes utilisées pour calculer les points de référence, est reproduit à l'annexe G. Le modèle d'habitat est un modèle de régression prédictif basé sur une méta-analyse des points de référence stock-recrutement (c.-à-d., G_{RMD} et G_{rem} [nombre de géniteurs nécessaire pour le remplacement]) et de la superficie accessible du bassin versant. L'équation actualisée, tirée de Parken *et al.* (2006), utilisée pour les points de référence dans ce rapport, est fournie dans le tableau 57. Les superficies des bassins versants ont été précédemment calculées pour l'évaluation de la PSS de 2014 avec ArcGIS, à l'aide de l'Atlas des bassins versants de la Colombie-Britannique et du Fisheries Information Summary System (FISS), et ont fait l'objet d'un examen par les pairs réalisé par le personnel de terrain du programme qui effectue les relevés sur les frayères. Ces informations ont été appliquées pour déterminer la superficie du bassin versant accessible au saumon chinook pour chaque UD. Les UD pour lesquelles la fraie a lieu dans un seul bassin versant n'ont qu'une seule estimation de G_{RMD} et G_{rem} ; celles pour lesquelles la fraie se produit dans plusieurs bassins versants ont plusieurs estimations de superficies de bassins versants, avec des estimations individuelles de G_{RMD} et G_{rem} qui correspondent aux unités de stock et à la dynamique de la population. Pour parvenir à une estimation de G_{RMD} et G_{rem} dans l'habitat à l'échelle de l'UD pour les UD comportant plusieurs bassins versants, nous avons calculé les aires de répartition conjointes de G_{RMD} et G_{rem} à partir des estimations individuelles pour tous les bassins versants associés à l'UD, ce qui nous a alors permis de produire une estimation de $G_{gén}$ et G_{RMD} à l'échelle de l'UD. Les superficies des bassins versants utilisées pour les UD dans ce rapport sont présentées dans le tableau 58. Les bassins versants du ruisseau Scotch et de la rivière Seymour ont été omis des objectifs de rétablissement de l'UD 13, car ils ne font pas actuellement l'objet de relevés et aucun relevé n'y est prévu à l'avenir. Par conséquent, les objectifs de rétablissement pour

³⁹ Brown, G., Thiess, M.E., Pestal, G., Holt, C.A and Patten, B. In prep. Integrated Biological Status Assessments under the Wild Salmon Policy Using Standardized Metrics and Expert Judgement: Southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Conservation Units. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.

l'UD 13 ont été calculés en utilisant uniquement les bassins versants des rivières Eagle et Salmon. Les estimations de $G_{\text{gén}}$ et G_{RMD} à partir des données de sortie du modèle d'habitat pourraient varier des estimations dérivées des analyses stock-recrue (S-R) effectuées avec des données propres à l'UD, d'après l'analyse par exclusion d'un élément menée dans Parken *et al.* (2006). Pour l'instant, il n'est pas possible de vérifier ces estimations du modèle par rapport aux données précises de l'UD. Lorsque les données S-R pour ces UD seront disponibles, on pourra s'en servir pour générer des objectifs de rétablissement plus représentatifs pour l'UD et les inclure dans le modèle afin de fournir des prédictions plus précises et de mieux représenter la capacité de production des stocks de saumon chinook.

Les points de référence fondés sur l'habitat représentent des objectifs de l'abondance absolue pour toutes les UD. Les points de référence de l'abondance absolue sont difficiles à évaluer pour ces UD, car seules des données sur l'abondance relative sont disponibles. Les estimations des échappées disponibles pour ces UD seront une sous-estimation de la population et il y aura une divergence lors de la comparaison avec les points de référence de l'abondance absolue. Tant que des estimations de l'abondance absolue ne sont pas disponibles pour ces UD, soit à la suite d'une expansion significative des activités d'évaluation des stocks, soit en élaborant des échelles permettant de relier l'abondance relative à l'abondance absolue, il est recommandé d'utiliser les estimations de l'abondance relative disponibles pour évaluer si l'objectif d'abondance est atteint ou non. Le manque de données sur l'abondance absolue est une lacune qui doit être comblée, mais cela prendra du temps et l'utilisation de l'abondance relative pour l'instant permettra une évaluation prudente du statut de l'UD.

Les niveaux de mise en valeur des stocks par des écloséries sont différents dans toutes les UD visées par la présente évaluation du potentiel de rétablissement et peuvent limiter la capacité de la population sauvage à se rétablir en raison de la diminution de la valeur adaptative due à la présence de la génétique des poissons d'écloserie. Les objectifs de rétablissement doivent viser la survie et le rétablissement des populations sauvages, mais cela peut s'avérer difficile lorsque des programmes de suivi spécialisés sont limités ou inexistantes. Dans le contexte de l'évaluation du potentiel de rétablissement, les objectifs de rétablissement doivent inclure à la fois les poissons d'écloserie et les individus sauvages frayant dans l'environnement naturel car, dans la plupart des cas, les programmes de suivi des échappées existants ne permettent pas de les distinguer. L'influence naturelle proportionnelle (INP) est un paramètre servant à mesurer le niveau d'influence des poissons d'écloserie dans les populations mises en valeur; ses valeurs peuvent être un moyen de rendre compte des impacts des poissons d'écloserie sur les objectifs de rétablissement. Withler et ses collaborateurs (2018) ont proposé des valeurs de l'INP pour différents niveaux de désignation des populations (tableau 59). Pour que les populations soient considérées comme rétablies, nous recommandons que les valeurs de l'INP correspondent à la valeur supérieure ou égale à 0,72 pour obtenir la désignation de « population intégrée-sauvage ». Cependant, nous reconnaissons également le rôle que joue la mise en valeur des stocks par des écloséries dans le rétablissement des populations vulnérables et que l'INP peut être inférieure à cette valeur sur une période donnée. De plus, la valeur des données tirées des MMC des poissons d'écloserie est très importante pour les accords bilatéraux entre les États-Unis et le Canada. À ce titre, l'importance des données tirées des MMC l'emporterait sur l'exigence que les valeurs de l'INP soient égales ou supérieures à 0,72. Il est essentiel de mesurer directement l'INP pour pouvoir considérer la population rétablie comme sauvage et que cet objectif de rétablissement est atteint.

Comme indiqué ci-dessus, beaucoup de variables et de facteurs peuvent modifier la sélection et l'estimation des objectifs de survie et de rétablissement. Nombre de ces variables (p. ex., l'aire de répartition de tous les stades du cycle vital, la fécondité, la taille selon l'âge, la productivité) sont des données manquantes pour la plupart des UD évaluées ici. Conformément à la LEP, les

modèles et les objectifs doivent être revus au fur et à mesure que des données supplémentaires sont disponibles.

Tableau 56. Objectifs de survie et de rétablissement pour chaque UD évaluée. L'objectif de survie est d'atteindre le statut d'espèce préoccupante du COSEPAC. L'objectif de rétablissement consiste à atteindre le statut d'espèce rétablie ou d'espèce non en péril. Pour atteindre l'objectif, chaque population doit atteindre à la fois l'objectif en matière d'abondance et la variation en pourcentage requise. L'abondance est fondée sur $G_{\text{gén}}$ ou 85 % de G_{RMD} pour les objectifs de survie ou de rétablissement respectivement, sauf indication contraire, et est mesurée par rapport à une moyenne générationnelle.

-		Objectifs de survie		Objectifs de rétablissement		
UD	Nom abrégé de l'UD	Abond.	UD	Nom abrégé de l'UD	Abond.	UD
UD 1	Baie Boundary-Automne	1 000	UD 1	Baie Boundary-Automne	1 000	UD 1
UD 6	Bas Fraser-Été (marécage Maria)	1 000	UD 6	Bas Fraser-Été (marécage Maria)	1 000	UD 6
UD 13	ThS-Type fluvial-Été	1 000	UD 13	ThS-Type fluvial-Été	1 000	UD 13
UD 15	BTh-Type fluvial-Printemps	4 038	UD 15	BTh-Type fluvial-Printemps	4 038	UD 15

Tableau 57. L'équation et les valeurs des paramètres pour estimer les points de référence S-R en fonction de la superficie du bassin versant élaborés dans Parken et al. 2006. Les estimations de ces paramètres sont des valeurs actualisées par rapport au rapport initial et représentent les valeurs les plus récentes pour le modèle d'habitat. Les paramètres sont fournis pour les populations de type océanique et fluvial (b).

a)

Équation
$\ln(\hat{y}) = \ln(\hat{a}) + (\hat{b} * \ln(x)) + (\hat{\sigma}^2/2)$

b)

	G_{RMD} – Type fluvial	G_{rem} – Type fluvial	G_{RMD} – Type océanique	G_{rem} – Type océanique
\hat{y}	G _{RMD}	G _{rem}	G _{RDM}	G _{rem}
$\ln(\hat{a})$	3,06	3,99	2,36	3,67
\hat{b}	0,686	0,691	0,887	0,852
x	Superficie accessible du bassin versant			
$\widehat{\sigma}^2$	0,260	0,208	0,136	0,124

Tableau 58. Superficies accessibles des bassins versants, par affluent principal, utilisées dans le modèle d'habitat pour estimer les points de référence S-R pour chaque UD.

UD	Bassins versants	Superficie (km²)
UD 1	Rivières Little Campbell, Nicomekl, Serpentine	339
UD 6	Marécage Maria	33
UD 13	Rivières Eagle et Salmon	1 456
UD 15	Rivières Bonaparte, Deadman, Nicola et Coldwater, ruisseaux Louis et Spius	10 457

Tableau 59. Lignes directrices possibles pour l'inclusion des populations d'écloserie intégrées dans les évaluations de la Politique concernant le saumon sauvage en fonction de leur désignation biologique d'après Withler et al. (2018).

Désignation	INP	Inclusion dans l'évaluation de la PSS	Justification
Sauvage	s. o.	Oui	Pas d'écloserie intégrée; minimisation des risques liés aux poissons errants.
Sauvage-Influencée par des poissons d'écloserie errants	s. o.	Provisoire	La plupart des poissons sont sauvages, mais les effets à long terme du flux génétique unidirectionnel devraient être des facteurs de risque.
Intégrée-Sauvage	≥ 0,72	Oui	La plupart des poissons sont d'origine naturelle et > 50 % sont sauvages; le flux génétique favorise l'environnement naturel.
Intégrée-Transition	≥ 0,5, < 0,72	Provisoire	Le flux génétique favorise l'environnement naturel, mais < 50 % des poissons sont sauvages. Le programme d'écloserie peut être un facteur de risque pour la population sauvage.
Intégrée-Écloserie	< 0,5	Non	La sélection en écloserie domine, car la plupart des poissons sont issus de l'écloserie; < 25 % des géniteurs sont sauvages.

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

Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable sur le plan scientifique et évaluer si les trajectoires permettent au fil du temps d'atteindre les objectifs de rétablissement potentiels, en fonction des paramètres actuels de la dynamique des populations.

Pour l'élément 13, le mandat général de l'évaluation du potentiel de rétablissement est de projeter les trajectoires des populations sur une période raisonnable (minimum de 10 ans ou trois générations) sur le plan scientifique et les trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels en fonction des paramètres actuels de la dynamique des populations pour ces quatre UD de saumon chinook. Plusieurs types d'informations sont nécessaires pour décrire la dynamique actuelle des populations d'une UD; cependant, aucune des quatre UD ne dispose de toutes les informations requises. Nous avons plutôt suivi, pour les quatre UD mises en valeur, une approche similaire à celle appliquée pour l'évaluation du potentiel de rétablissement du saumon chinook du Fraser non mis en valeur (MPO 2021b), tel que précisé dans le mandat de la présente évaluation du potentiel de rétablissement des UD mises en valeur du saumon chinook. La présente section de l'élément 13 décrit la justification des évaluations qualitatives des trajectoires des populations pour chaque UD. Elle donne aussi

une explication détaillée de la variabilité de la qualité des données et des méthodologies d'évaluation des stocks qui existent entre les populations biologiques de chaque UD et de la raison pour laquelle ces informations sont insuffisantes pour générer des trajectoires des populations solides sur le plan scientifique au fil du temps.

L'estimation de la dynamique des populations pour une UD de saumon chinook nécessite une quantité considérable d'informations pour reconstruire les composantes de la productivité dépendantes et indépendantes de la densité pour chaque cohorte de l'UD (Commission du saumon du Pacifique [CSP] 1999). Il faut construire la productivité passée pour chaque cohorte pour générer une relation de dynamique des populations qui représente l'UD et les conditions actuelles afin d'effectuer les projections futures. La productivité de chaque cohorte est estimée à partir : 1) des données sur les géniteurs, mesurées par cohorte, âge et origine (stock d'écloserie [SE] et stock d'origine naturelle [SON]) pour chaque site de l'UD; 2) des données correspondantes sur l'exploitation, également mesurées par cohorte, âge et origine (SE et SON) pour chaque site de l'UD. Ces données sont utilisées pour estimer l'abondance du chinook avant la pêche, par origine et cohorte, et ajustées en unités d'équivalents adultes. Cet ajustement est nécessaire, car la mortalité par pêche touche les stades immatures et matures du saumon chinook et, en l'absence de pêche, la mortalité naturelle réduit le nombre de poissons qui survivent jusqu'au stade de la reproduction (c.-à-d., le même stade du cycle vital pour les recrues et les géniteurs). Les fonctions de la dynamique des populations sont estimées séparément pour les poissons d'origine naturelle et les poissons d'écloserie, ainsi que la représentation de leur interaction, le cas échéant, pour chaque population biologique dans l'UD. Les populations biologiques sont suffisamment isolées sur le plan de la reproduction pour présenter des variations sur les plans de la démographie et des caractères biologiques adaptatifs entre elles (p. ex., la période de la migration ou les profils de maturité).

Il y a longtemps que l'on utilise différentes échelles des unités pour la conservation de la biodiversité des poissons et la gestion des pêches (Hyatt et Riddell 2000), ce qui a conduit à des développements itératifs dans les unités utilisées par le COSEPAC pour le saumon chinook. Pour les évaluations du COSEPAC à l'appui de la *Loi sur les espèces en péril*, les UD de saumon chinook au Canada sont établies à partir de leur répartition géographique, de la variation de leur cycle vital et de leurs données génétiques; d'autres évaluations, comme les unités de conservation décrites dans la PSS du MPO, ont été conçues à d'autres fins de conservation; l'échelle d'une unité de conservation est plus petite qu'une UD ou de la même taille, mais pas plus grande pour le saumon chinook. La PSS (MPO 2005) a donné un aperçu de la structure des populations de saumon sauvage, le niveau de la population présentant un isolement reproductif suffisant pour que des adaptations persistantes à l'habitat local puissent se développer au fil du temps. En comparaison, les zones de gestion des stocks (ZGS) du MPO sont établies à une échelle qui correspond à celle des UD ou plus grande, c'est-à-dire qu'une ZGS est constituée d'une ou de plusieurs UD.

L'arrivée des micromarques magnétisées codées (MMC) et des programmes d'échantillonnage à la fin des années 1960 et au début des années 1970 a été l'une des contributions les plus importantes aux connaissances sur la diversité de la biologie du saumon chinook (Jefferts *et al.* 1963; Johnson 2004; Nandor *et al.* 2009). Cette technique a fourni la preuve que des populations peuvent effectuer des migrations océaniques sur de très longues distances et arriver à maturité à des âges différents (Healey 1991), et un très grand nombre de populations ont été identifiées sur une vaste zone géographique (Nehlsen *et al.* 1991; Slaney *et al.* 1996). Forts de ces connaissances, les organismes du Canada et des États-Unis ont lancé des programmes de MMC à l'échelle de la population biologique, mais seules quelques populations, de la Californie à l'Alaska, ont été ciblées par ces programmes dans les années 1970 et 1980 en raison des coûts élevés connexes.

Le Canada a lancé un programme des « cours d'eau clés » pour le chinook en 1984, associé à des programmes de MMC menés à plusieurs emplacements pour la mise en œuvre du Traité sur le saumon du Pacifique et l'amélioration de la gestion des pêches. Les populations ont été identifiées dans le cadre des premières études des MMC qui décrivaient le comportement de retour et l'étendue de l'errance, ainsi que d'autres caractéristiques adaptatives (p. ex., la période de la montaison, la répartition dans l'océan parmi les pêches; voir Fraser 1983). Les programmes des « cours d'eau clés » sont devenus un élément important des cadres d'évaluation des stocks de saumon, qui visaient à mettre en place des programmes de suivi des populations intensifs, étendus et aléatoires pour chaque groupe de stocks. Par la suite, des programmes plus intensifs de MMC ciblant le chinook ont été mis en place pour représenter les caractéristiques de production variées de la ressource. Toutefois, au Canada, ces populations ont été sélectionnées de façon opportuniste pour des raisons pratiques, en fonction d'une représentation des caractéristiques biologiques (p. ex., le cycle vital) et des paramètres opérationnels, comme la capacité d'estimer avec précision les échappées par âge et par sexe et les cohortes porteuses de MMC. Ces populations ont aussi été choisies en raison des possibilités d'utiliser les poissons d'écloserie pour les objectifs des évaluations des stocks, puisque les programmes de marquage de saumons chinooks sauvages n'étaient pas rentables à cause des taux de survie trop faibles des individus. Ces populations porteuses de MMC sont appelées stocks indicateurs du taux d'exploitation (SITE; CSP 2021), bien que des préoccupations concernant leur représentation des caractéristiques biologiques des populations non marquées (p. ex., mêmes taux de maturation et d'exploitation et autres profils comportementaux; CSP 2008; CSP 2015) aient amené des experts à recommander d'augmenter le nombre et d'examiner leur représentation de la production du chinook pour les évaluations des stocks et la gestion des pêches (Riddell 2004; CSP 2008; CSP 2015). Dans les années 1990, les gestionnaires des pêches ont commencé à réduire les taux d'exploitation afin de remédier au déclin de la survie et de stimuler les échappées de géniteurs. Cela s'est traduit par une réduction de la récupération des individus munis d'une MMC, puis à une incertitude accrue des estimations des impacts de la pêche fondées sur les MMC et des inférences utilisées dans le programme des stocks indicateurs du taux d'exploitation (Riddell 2004; CSP 2015). Cependant, l'augmentation des récupérations d'individus munis d'une MMC dans les frayères a permis de maintenir des taux d'échantillonnage appropriés des individus munis d'une MMC pour les stocks indicateurs du taux d'exploitation (CSP 2008).

Les programmes de suivi des stocks indicateurs du taux d'exploitation sont soigneusement conçus et normalisés afin de faciliter les inférences. De nombreux programmes relâchent des saumoneaux marqués de la même taille au même moment chaque année pour faciliter les inférences sur les changements des profils d'exploitation, de survie et de maturation par âge et cohorte. Ces programmes comportent un échantillonnage visant à suivre plusieurs autres caractéristiques biologiques afin d'estimer l'échappée par cohorte, âge, origine et autres profils biologiques, tels que l'état physique et les taux de croissance (Xu *et al.* 2020). Les cadres d'évaluation des stocks utilisés pour le saumon chinook canadien ont été conçus pour un ensemble d'objectifs qui ont appuyé la gestion et l'évaluation des pêches et l'évaluation de l'état des groupes de stocks au Canada et aux États-Unis pendant des décennies. L'objectif de mener une évaluation des stocks à l'échelle des UD de la LEP est récent, et on continue de réévaluer les UD à l'aide des nouvelles informations. Le cadre actuel d'évaluation des stocks n'a pas été modifié pour faire en sorte toutes les UD répondent à de nouveaux objectifs, tels que la capacité d'effectuer des évaluations et des projections de la dynamique des populations à l'échelle de l'UD plutôt qu'à l'échelle de la population reproductrice. Par conséquent, les circonstances relatives aux UD mises en valeur présentées dans le rapport ont produit des informations insuffisantes pour projeter les abondances des UD et des explications plus détaillées suivent.

4.2.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site

Plusieurs différences fondamentales relatives à l'estimation des échappées et aux méthodes d'échantillonnage entre les programmes de suivi des populations des stocks indicateurs du taux d'exploitation (intensifs) et des autres populations (étendus et aléatoires) peuvent limiter la capacité d'estimer les échappées des cohortes, selon l'âge et l'origine, pour chaque population de l'UD. Dans un stock indicateur du taux d'exploitation, les échappées sont estimées à l'aide de méthodes qui produisent des estimations non biaisées des géniteurs, mais on utilise des méthodes moins précises et plus incertaines pour les autres populations. Pour un stock indicateur du taux d'exploitation, il faut produire des estimations non biaisées de l'échappée totale pour atteindre l'objectif principal de taux d'exploitation précis (c.-à-d. les données sur les prises et l'échappée doivent avoir la même précision). En comparaison, l'objectif principal d'un programme étendu pour un stock autre qu'un stock indicateur du taux d'exploitation est de produire des estimations de l'abondance relative de l'échappée en vue d'établir des comparaisons relatives entre les années. La CSP et les entités de gestion des pêches utilisent les estimations de l'abondance relative pour planifier les pêches de l'Alaska à l'Oregon (CSP 2021). Les estimations non biaisées des échappées peuvent reposer sur des recensements passés effectués à un endroit fixe (p. ex., une passe à poissons, un déversoir, un SONAR) et sur des méthodes de marquage-recapture (voir les descriptions des méthodes dans CSP 2008 et CSP 2018). À titre de comparaison, les méthodes d'estimation des échappées pour les populations autres qu'un stock indicateur du taux d'exploitation peuvent avoir un biais variable, comme l'indiquent Parken et ses collaborateurs (2003) pour la méthode d'expansion du dénombrement maximal (-14 % à +24 % par rapport à la méthode de marquage-recapture), et un biais systématique lorsque le relevé porte seulement sur une partie de la population pour l'échappée de géniteurs. On a utilisé plusieurs programmes pour améliorer la précision des échappées pour les populations autres qu'un stock indicateur du taux d'exploitation (voir CSP 2018).

Généralement, l'estimation des échappées des stocks indicateurs du taux d'exploitation comporte un degré élevé d'échantillonnage stratifié par rapport aux autres stocks. La population de géniteurs d'un stock indicateur du taux d'exploitation est stratifiée en raison des variations des taux d'échantillonnage concernant le sexe, la taille et la présence de la nageoire adipeuse, ainsi que de la collecte de données pour le plan de l'étude par marquage-recapture. On procède à un échantillon aléatoire des carcasses pour prélever des écailles, récupérer les MMC, vérifier la présence ou l'absence de la nageoire adipeuse et collecter d'autres structures (comme les otolithes) dans chaque strate et ces données produisent des estimations précises des échappées des cohortes, selon l'âge et l'origine, pour la population totale à l'aide du plan d'échantillonnage stratifié. L'échantillonnage des écailles répond à plusieurs objectifs, notamment l'examen des échantillons de marquage-recapture pour déceler les biais éventuels, l'estimation de l'échappée par âge pour les poissons d'origine naturelle, et lorsqu'elles sont collectées avec des MMC, l'évaluation de l'erreur dans le processus de détermination de l'âge à l'aide des écailles. Le laboratoire de sclérochronologie du MPO à Nanaimo (Colombie-Britannique) a une capacité limitée de détermination de l'âge à l'aide des écailles et, selon les limites et les priorités concurrentes, les échantillons d'écailles peuvent être davantage sous-échantillonnés, ce qui rend plus complexe le plan d'échantillonnage stratifié. Pour de nombreuses populations autres que les stocks indicateurs du taux d'exploitation, il n'est pas possible d'estimer l'échappée selon l'âge et l'origine avec précision parce que les échantillons relatifs à l'âge et à l'origine ne sont pas prélevés (p. ex., en raison de la capacité insuffisante de traitement des écailles au laboratoire du MPO), sont prélevés de façon opportuniste ou sont collectés lorsqu'il n'est pas possible de mesurer les taux d'échantillonnage selon les strates de sexe et de taille. De plus, des poissons d'écloserie non marqués ont souvent été relâchés dans les populations mises en valeur de l'UD ou dans les populations voisines qui peuvent errer et

rejoindre l'UD, et empêchent une estimation raisonnablement précise des échappées selon l'origine.

4.2.2. Origine des géniteurs

Des estimations précises de l'échappée des cohortes selon l'origine des géniteurs sont nécessaires en raison du nombre croissant d'éléments probants indiquant que le succès de reproduction (valeur adaptative) des poissons d'écloserie qui fraient dans l'environnement naturel est plus faible que celui des poissons d'origine naturelle (Williamson *et al.* 2010; Christie 2014b; Withler *et al.* 2018). Ainsi, les modèles de dynamique des populations de saumons du Pacifique examinent, puis représentent ces différences de productivité selon les besoins (Tompkins *et al.* 2005; Buhle *et al.* 2009).

Pour représenter la dynamique des populations de ces quatre UD mises en valeur, il faut estimer les géniteurs en utilisant huit strates pour déterminer leur origine (c.-à-d., naturelle, même population-écloserie, même UD-saumon errant d'écloserie, UD différente-saumon errant d'écloserie) et la présence d'une entaille de nageoire (présente/absente). On utilise souvent les MMC et les entailles de la nageoire adipeuse (MMC-ENA) dans les stocks indicateurs du taux d'exploitation pour identifier les poissons d'écloserie, mais d'autres types d'entailles de nageoire (p. ex., nageoires adipeuse, ventrale, pelvienne), d'étiquettes (p. ex., MMC, TPI), de marques (p. ex., marques thermiques sur les otolithes, calcéine) et de marques génétiques (p. ex., marquage fondé sur la parenté; MFP) sont utilisés pour les autres stocks afin d'identifier les poissons d'écloserie; les poissons d'écloserie peuvent aussi être relâchés sans marque, et il n'est alors pas possible de les distinguer des poissons d'origine naturelle. L'échantillonnage pour tous ces types de marques d'écloserie a été effectué toutes les années pour peu de stocks indicateurs du taux d'exploitation et des autres stocks, voire aucun, ce qui crée une incertitude non estimée dans les échappées des cohortes selon l'âge et l'origine, et entraîne une surestimation de l'échappée des cohortes naturelles selon l'âge, et donc une surestimation de la productivité pour les géniteurs dans le milieu naturel.

4.2.3. Taux d'exploitation selon la cohorte, l'âge, l'origine et le site

Pour calculer le recrutement, on utilise les données tirées des MMC des stocks indicateurs du taux d'exploitation, car elles représentent la combinaison des prises conservées et de la mortalité accidentelle (non débarquée) pour chaque âge, par cohorte, en unités d'équivalents adultes. Un autre outil de gestion est le modèle de reconstitution de la montaison dans le Fraser (English *et al.* 2007), mais il ne convient pas à l'objectif d'utiliser les estimations de l'exploitation pour calculer le recrutement, car il ne représente que les prises conservées, que les prises de poissons de taille adulte (âge 2 et plus) et que les pêches dans le Fraser. Un autre outil, utilisé pour examiner la gestion du saumon chinook de type fluvial dans le Fraser (Dobson *et al.* 2020a), s'appuie sur les données de sortie du modèle de reconstitution de la montaison dans le Fraser et sur les estimations des prises appartenant aux groupes de stocks génétiques issues des pêches du sud de la Colombie-Britannique qui ont fait l'objet d'un échantillonnage génétique au cours des dernières années. Ces estimations comportent certaines limites et mises en garde (p. ex., les données de sortie ne sont pas exprimées en équivalents adultes selon l'âge pour toutes les pêches au Canada et aux États-Unis) qui limitent leur pertinence par rapport aux objectifs décrits par Dobson et ses collaborateurs (2020b), et elles ne représentent pas les impacts de toutes les pêches, selon l'âge, en unités d'équivalents adultes. Une autre complication des estimations des prises identifiées par la génétique survient en cas d'errance et d'introductions entre les UD, ce qui peut entraîner des erreurs d'identification génétique des stocks en raison de l'introggression.

Il faut disposer des taux d'exploitation en équivalents adultes pour chaque UD selon la cohorte, l'âge, l'origine et le site pour plusieurs raisons. Pour l'âge, les taux d'exploitation varient en raison de la relation entre la taille et l'âge des poissons, et les engins de pêche peuvent être sélectifs en fonction de la taille (p. ex., la sélectivité varie selon le maillage des filets maillants; Howard et Evenson 2010). De plus, les règlements de pêche peuvent varier en fonction de la taille du poisson, c'est le cas par exemple pour les limites de taille minimale relatives aux pêches sportives et à la traîne, et certaines pêches sportives utilisent des catégories de taille avec des limites de prises différentes selon la taille du poisson. La présence ou l'absence de l'entaille de la nageoire adipeuse est également une considération importante, car les pêches peuvent être sélectives par marquage pour les règlements sur la conservation totale des prises ou les limites mixtes de conservation. Le site est une autre considération en cas de différences relative à la période de migration entre un stock indicateur du taux d'exploitation et un stock non indicateur du taux d'exploitation dans l'UD, et en cas de différences relatives au type de sites et aux impacts connexes pour les populations parmi les pêches terminales en estuaire.

Un autre exemple de réglementation difficile, du point de vue de l'estimation du recrutement et de la productivité, se produit lorsque la pêche terminale en estuaire est soumise à des règlements qui limitent les prises aux poissons mâles seulement. En réalité, les prises sont composées d'un mélange des sexes en raison des erreurs de détermination du sexe dans ces pêches. L'exploitation différentielle par sexe concentre davantage de femelles dans l'abondance des géniteurs, mais lorsque l'abondance des géniteurs n'est pas estimée par sexe, l'estimation de la productivité de ce type de population sera plus élevée pour les cohortes de géniteurs soumises à la réglementation sélective par sexe que pour celles assujetties à la réglementation non sélective. Cette situation peut conduire à l'observation de tendances relatives à la productivité dans les séries chronologiques entre les années de fraie d'une population et de différences de productivité entre les populations de l'UD.

4.2.4. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations

La variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche peut fluctuer entre les populations d'une UD durant la même année en raison de circonstances qui peuvent se produire dans une population, mais pas dans les autres. Ces variations de la survie influencent la dynamique des populations et les tendances relatives à la productivité, ce qui peut conduire à des inexactitudes si on utilise une certaine population pour tirer ce type d'inférences pour d'autres populations. Ces situations peuvent se traduire par différentes variations du recrutement indépendant de la densité parmi les populations, qui peuvent être mesurées et représentées lorsqu'il existe des programmes intensifs de suivi de toutes les populations, mais que les programmes étendus de suivi avec un échantillonnage limité ou opportuniste ne permettent pas de mesurer. Les variations temporelles de la survie entre les populations peuvent être dues à de nombreux facteurs, notamment les blocages de la migration des saumons adultes, l'extraction d'eau et les impacts extrêmes du faible débit des rivières, les effets des feux de forêt, ainsi que les événements localisés de pollution aquatique et les modifications de l'habitat riverain.

La mortalité et la dispersion des saumons adultes peuvent se produire lorsque les rivières sont obstruées et bloquées par des glissements de terrain ou des passes à poissons défectueuses; on peut alors observer différentes tendances relatives à la productivité indépendantes de la densité parmi les populations de la même UD. En cas d'obstruction, les saumons adultes dépensent des ressources pour tenter de franchir l'obstruction ou l'obstacle et, après de nombreuses tentatives, certains saumons se disperseront dans des zones voisines pour frayer, y compris dans la même rivière en aval de l'obstruction; d'autres mourront des blessures subies en tentant de franchir l'obstruction ou d'emprunter d'autres voies de passage, entraînant une mortalité des

poissons due au stress causé par l'obstruction. Ces situations ne sont pas toujours détectées immédiatement et les effets sur la mortalité et la dispersion des saumons peuvent ne pas être mesurés. Cette situation influencera la productivité de la population, avec des réductions substantielles possibles de l'abondance de la population victime de l'obstruction ou de l'obstacle, mais aussi des abondances accrues pour les populations qui reçoivent les saumons qui se dispersent. On constate alors des variations de la composante de la productivité indépendante de la densité parmi les populations de l'UD.

Le débit et la température de la rivière peuvent influencer la survie des saumons adultes et juvéniles qui se trouvent dans la rivière au même moment, et un événement d'une seule année peut se répercuter sur la composante de la productivité indépendante de la densité de cinq cohortes simultanément dans une population. Les faibles débits des rivières réduisent la surface mouillée des cours d'eau et la capacité de production des chinooks juvéniles; ils peuvent concentrer les chinooks adultes dans des fosses de repos où le transfert d'agents pathogènes entre les individus est plus facile, provoquant des épisodes localisés de mortalité prégénésique. Les faibles débits des rivières peuvent également faciliter un réchauffement plus rapide des rivières à des températures auxquelles les chinooks adultes arrêtent leur montaison; les températures élevées peuvent également causer du stress et une mortalité chez les chinooks adultes et juvéniles (Bowerman *et al.* 2021). Le débit et la température des rivières peuvent varier entre les populations d'une UD sous l'effet de facteurs naturels et anthropiques, et certains réseaux hydrographiques sont plus sensibles que d'autres en raison de la géomorphologie fluviale locale et des activités humaines. Par exemple, l'ampleur des prélèvements d'eau et la zone hyporhéique d'une rivière varient d'un cours d'eau à l'autre, généralement parce que la quantité et le type de développement agricole peuvent être considérablement différents d'une rivière à l'autre, tout comme leur hydrologie.

Les feux de forêt peuvent avoir des effets négatifs locaux sur la productivité des populations en raison de la modification de la végétation riveraine et des glissements de terrain, mais aussi des produits chimiques ignifuges déversés dans la rivière, ce qui peut entraîner des variations entre les populations de la même UD lorsque les feux ne touchent pas toutes les populations de la même manière la même année. La végétation riveraine favorise la survie du saumon chinook de différentes manières : en fournissant de l'ombre au cours d'eau et en refroidissant les températures de la rivière; en stabilisant le rivage et en réduisant l'érosion et la sédimentation; en apportant des débris ligneux dans le chenal du cours d'eau qui créeront des habitats complexes pour le saumon; en fournissant un habitat pour plusieurs types d'insectes terrestres et aquatiques dont se nourrissent les chinooks juvéniles. Les feux de forêt peuvent contribuer à des glissements de terrain et à des coulées de débris qui ajoutent des sédiments aux cours d'eau, risquant de réduire la survie de l'œuf à l'alevin, de modifier le cours de la rivière et d'accroître l'érosion des berges, ce qui réduit la capacité de la rivière à produire des saumons chinooks juvéniles. Le déversement accidentel de produits chimiques ignifuges dans la rivière pendant les feux de forêt peut entraîner une mortalité aiguë des chinooks de type fluvial et une diminution de la survie lorsque les poissons passent de l'eau douce à la mer (Dietrich *et al.* 2013).

La survie des populations peut varier en fonction des épisodes de pollution locale, des changements de volume des rivières ou des altérations de l'habitat qui entraînent d'importantes mortalités aiguës de poissons. Ces événements suscitent souvent une grande attention de la part des médias, mais le nombre de mortalités est souvent mesuré de manière approximative, car ces situations sont irrégulières et ne font pas partie du cadre d'évaluation des stocks de

saumon⁴⁰. Lorsqu'il a été mesuré scientifiquement, le taux de mortalité peut être alarmant⁴¹ (90 % de mortalité). Ces événements touchent généralement une population dans une UD, mais pas les autres populations de l'UD au cours de la même année, ce qui donne des variations dans les composantes de la productivité indépendantes de la densité et des erreurs lorsque les informations sont extrapolées d'une population à une autre.

4.2.5. Sommaire

Il existe suffisamment de données pour élaborer les relations de la dynamique des populations et les trajectoires de population prospectives correspondantes pour le saumon chinook pour une seule population dans l'une des quatre UD évaluées dans le présent document (rivière Nicola). Même si certains soutiennent que nous pouvons utiliser les paramètres des modèles stock-recrue utilisant les données de la rivière Nicola pour au moins fournir des projections prospectives pour l'UD 15 (basse Thompson, type fluvial, printemps), nous affirmons qu'étant donné le manque de données concernant l'estimation des échappées pour les strates pertinentes, l'origine des géniteurs, les taux d'exploitation pour les strates pertinentes, et en particulier la variabilité temporelle des taux de survie non liés à la pêche entre les populations de cette UD (p. ex., la défaillance de la passe à poissons sur la rivière Bonaparte, les impacts des feux de forêt lors de différentes années dans diverses zones de l'UD), ces projections ne seraient pas représentatives de l'UD dans son ensemble. Par conséquent, elles n'offriraient pas la rigueur scientifique nécessaire permettant d'effectuer la présente analyse. Un sommaire des types de données disponibles dans chaque UD est présenté dans le tableau 60.

4.2.6. Évaluations qualitatives

Les UD restantes sont évaluées qualitativement en raison des contraintes liées aux données décrites dans l'élément 13.

Les tendances récentes des échappées et le nombre de menaces documentées dans l'élément 8 ne permettent pas de prévoir une amélioration probable des tendances et des abondances observées (voir l'élément 2) dans ces UD (tableau 56). Les abondances qui étaient faibles par le passé ont continué au cours des dernières années malgré les efforts déployés pour réduire les taux d'exploitation. Il n'est toujours pas certain que les mesures de réduction des prises aient effectivement réduit la pression exercée par la pêche sur les populations. Un examen récent a déterminé que les mesures mises en place en 2012 pour réduire les taux d'exploitation dans les zones de gestion de printemps et d'été 5₂ ont probablement été fructueuses; cependant, on a relevé plusieurs incertitudes qui ont empêché de tirer une conclusion définitive (MPO 2019; Dobson *et al.* 2020a). En supposant que les taux de récolte aient effectivement baissé, la diminution simultanée de l'abondance indique que ces UD connaissent probablement une baisse de productivité. Les données nécessaires pour évaluer les tendances de la productivité dans les UD de type fluvial font défaut, mais les éléments probants qualitatifs soutiennent l'hypothèse d'un déclin. Ces données correspondent aux éléments probants de la diminution de la taille selon l'âge chez le saumon chinook du Fraser (Xu *et al.* 2020) et sont étayées par d'autres études qui ont documenté des déclin généralisés de la productivité (Dorner *et al.* 2018) et de la survie (Welch *et al.* 2020) du saumon chinook.

⁴⁰ CBC. 2019. [Hundreds of spawning salmon killed in Squamish river; BC Hydro admits responsibility | CBC News](#) [consulté le 14 mars 2022].

⁴¹ Globe and Mail. 2019. [B.C. closes Cheakamus to fishing | The Globe and Mail](#) [consulté le 14 mars 2022].

Les impacts des menaces qui pèsent sur ces UD ont fait l'objet d'une analyse approfondie dans l'élément 8, qui fournit des éléments probants importants indiquant que ces menaces continueront probablement à avoir un impact sur la survie et le rétablissement des UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique visées par le présent rapport. Pour deux des principales menaces qui pèsent sur les UD de l'intérieur de la Colombie-Britannique (UD 13 et 15; ThS-1.3 et BTh-1.2), à savoir le retrait du couvert forestier et les changements climatiques, le contrôle des impacts est limité et aucune option d'atténuation à court terme n'est disponible. Les pertes massives de couvert forestier dues en grande partie à des feux de forêt extrêmement étendus et intenses dans l'intérieur de la Colombie-Britannique ont entraîné une instabilité de l'habitat d'eau douce et des conditions hydrologiques, comme on l'a observé en particulier lors des inondations des rivières Coldwater et Nicola en novembre 2021. La fréquence et l'intensité des grands incendies de forêt devraient augmenter selon les scénarios de changements climatiques. Des années d'exploitation forestière extensive dans ces deux UD ont également provoqué une diminution du couvert forestier. Il est peu probable que les mesures d'atténuation (p. ex., le reboisement) visant à améliorer le couvert forestier améliorent ces conditions avant plusieurs générations (Perry et Jones 2017; Tschaplinski et Pike 2017). La perte du couvert forestier dans le bassin du Fraser deviendra de plus en plus évidente à l'avenir, car on prévoit que les effets des changements climatiques exacerberont les conditions hydrologiques changeantes (début plus précoce de la crue nivale, changements dans le manteau neigeux, sécheresses, inondations; Brown 2002; Shrestha *et al.* 2012; Kang *et al.* 2014, 2016; Islam *et al.* 2019). Cela peut avoir une profonde influence sur la quantité et la qualité des habitats de croissance en eau douce, en particulier pour le saumon chinook de type fluvial, qui utilise ces habitats pendant plus longtemps (Brown *et al.* 2019). Ces changements dans les conditions hydrologiques peuvent également entraîner des décalages temporels dans les périodes de disponibilité de l'habitat dans le bas Fraser et l'estuaire (Richard Bailey, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers.). Dans le Pacifique Nord, les changements climatiques (hausse des températures et augmentation du nombre des vagues de chaleur, acidification des océans, modification de la répartition des proies) devraient continuer à réduire la productivité des océans et les conditions océaniques ne devraient pas s'améliorer dans un avenir proche (Walsh *et al.* 2018; Young et Galbraith 2018; Galbraith et Young 2019). La baisse de la productivité de l'océan a probablement un impact négatif sur la productivité de ces UD.

La capacité d'atteindre les objectifs de survie et de rétablissement pour ces UD est difficile à évaluer en raison du manque de données sur les échappées absolues, de l'incertitude entourant les effets des éclosions et de l'incertitude concernant l'impact des diverses menaces. Dans les paragraphes suivants, nous allons examiner les tendances récentes et à long terme, ainsi que les menaces en cours dans le contexte de chaque UD, de même que la capacité de chacune des UD à atteindre ses objectifs de rétablissement et de survie respectifs.

L'UD 1 (baie Boundary) est située dans un environnement fortement urbanisé et on manque actuellement de programmes d'échappées solides dans deux de ses trois rivières pour évaluer correctement les tendances de l'abondance. D'après les tendances actuelles, cette population augmente (voir l'élément 2), mais les abondances restent faibles. Cette UD est également fortement mise en valeur par d'importants lâchers de juvéniles d'éclosion non marqués chaque année et par un grand nombre d'adultes d'éclosion errants issus d'autres populations qui remontent dans la rivière Little Campbell. L'incapacité de distinguer les poissons sauvages des poissons d'éclosion pour cette UD est problématique et il faut la corriger pour déterminer la véritable tendance de l'abondance du chinook sauvage dans la baie Boundary. La disponibilité de l'habitat est probablement limitée en raison de l'environnement extrêmement aménagé de l'UD 1 qui réduit la résilience de la population aux menaces, notamment les déversements de produits chimiques, le développement urbain et la pollution, qui sont courants dans les centres urbains. Il est essentiel d'améliorer le suivi des échappées et de produire des estimations plus

précises de l'abondance des géniteurs sauvages pour atteindre les objectifs de rétablissement et de survie de cette UD.

L'UD 6 (marécage Maria) ne se reproduit qu'à un seul emplacement dans le bassin versant du bas Fraser, ce qui la rend très vulnérable au déclin causé par presque toutes les menaces. Cette UD est déjà confrontée à des problèmes d'accès aux frayères, en particulier dans les situations de basses eaux, qui vont sans doute devenir plus fréquentes avec l'évolution des changements climatiques. De plus, la présence d'espèces envahissantes connues pour nuire aux populations de saumon a été confirmée. La tendance de l'abondance sur la durée de la série chronologique révèle une trajectoire légèrement positive, mais la tendance récente de l'abondance pour cette population est fortement négative, donnant à penser que des mesures d'atténuation draconiennes sont probablement nécessaires pour assurer la persistance de cette UD. Il sera difficile d'atteindre les objectifs de survie et de rétablissement pour cette UD, étant donné la frayère limitée, le mauvais état de la population et les nombreuses menaces qui pèsent sur le chinook dans le marécage Maria. Les UD 13 et 15 sont géographiquement très étendues et des programmes d'échappées n'existent pas pour toutes leurs populations, mais des programmes solides sont en place pour au moins une des populations de chaque UD. Ces deux UD présentent des tendances à la baisse de l'abondance à long terme, avec une stabilisation et un déclin plus modéré au cours de la période plus récente des trois dernières générations. Les biomes de ces régions de la Colombie-Britannique sont très sensibles aux impacts des feux de forêt et de la sécheresse, dont la fréquence et la gravité devraient augmenter avec le temps en raison des impacts des changements climatiques. D'après les données disponibles au moment de la rédaction de ce rapport, l'UD 15 atteindra probablement l'objectif de survie défini dans ce rapport au cours des trois prochaines générations. Cependant, les graves inondations qui se sont produites dans les rivières Coldwater et Nicola en novembre 2021 ont sans doute un effet négatif sur la survie et le rétablissement de cette UD et il est peu probable que la tendance à la stabilisation persiste. Il est probable que la partie relative à l'abondance dans l'objectif de rétablissement et de survie pour ces deux UD puisse être atteinte au cours des trois prochaines générations, mais les tendances globales de la population sont toujours négatives (voir l'élément 2).

Du fait de la mise en valeur des UD évaluées dans ce rapport, il fallait examiner les valeurs de l'INP en ce qui concerne les objectifs de survie et de rétablissement. Les valeurs moyennes de l'INP pour les populations disponibles correspondent généralement aux valeurs recommandées pour les populations intégrées éclosérie-sauvage établies par le MPO en 2018, avec une certaine variation interannuelle (tableau 11), à l'exception de l'UD 1 où les valeurs de l'INP sont en moyenne inférieures à ce point de référence. Cependant, la difficulté de différencier les poissons d'élevage des poissons sauvages dans les frayères de nombreuses populations génère une grande incertitude concernant ces estimations.

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

Tableau 60. Récapitulatif de la disponibilité des données dans les quatre UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Description du site	UD 1 (baie Boundary)	UD 6 (marécage Maria)	UD 13 (ThS-1.3)	UD 15 (BTh-1.2)
Nombre de sites occupés par des populations	3	1	4	6
Sites avec échappée absolue par âge	3	0	0	1
Sites avec taux d'exploitation par âge	0*	0*	0	1
Sites avec mise en valeur directe et récente	3	1	1	4
Sites avec échappée récente par âge et origine	0	1	1	1
Sites avec des données pour représenter la variation temporelle de la productivité	0	0	0	1

* Approximation

4.3. ÉLÉMENT 14 : HABITATS CONVENABLES DISPONIBLES

Présenter un avis sur la mesure dans laquelle les habitats convenables disponibles répondent aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce proposés dans l'élément 12 seront atteints.

Les évaluations du potentiel de rétablissement visent à fournir un avis sur l'état des habitats *disponibles* (offre) et *nécessaires* (demande) et à étayer la discussion pour déterminer si la disponibilité de l'habitat limite actuellement la croissance de la population ou empêche la population d'atteindre les objectifs de rétablissement proposés (MPO 2014a). Dans ce contexte, l'*offre* fait référence à la quantité de chaque type d'habitat connu et à la mesure selon laquelle chaque type d'habitat pourrait soutenir la population en cas de saturation de l'habitat. La *demande* fait référence à l'utilisation de l'habitat par l'espèce et est estimée à partir de l'effectif de la population et des densités qui peuvent être atteintes dans différents types d'habitats.

L'habitat d'eau douce a été décrit de manière générale pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (voir l'élément 4), mais il est difficile de l'évaluer dans le contexte des besoins, et de l'offre et de la demande, en particulier pour le chinook du Fraser de type fluvial qui grandit en eau douce pendant une ou plusieurs années (UD 13 et 15) et qui fréquente des zones géographiques relativement étendues dans le bassin versant (UD 13 [ThS-1.3; 424 km²] et UD 15 [BTh-1.2; 1 330 km²]; COSEPAC 2020). On a observé que le chinook du Fraser de type fluvial présente trois stratégies principales pendant la phase de croissance en eau douce :

- grandir dans le cours d'eau natal de l'émergence à la smoltification;
- grandir dans le cours d'eau natal de l'émergence jusqu'à la fin de l'été, puis migrer vers le cours principal d'un cours d'eau plus grand, comme la rivière Thompson ou le Fraser, pour y passer l'hiver et y rester jusqu'à la smoltification au printemps suivant;
- quitter immédiatement le cours d'eau natal après l'émergence et se disperser (activement et passivement) vers l'aval pour hiverner dans le cours principal, les chenaux latéraux et les petits affluents du bas Fraser et de l'estuaire.

Collectivement, cet habitat d'alevinage dans le bassin versant du Fraser représente des milliers de kilomètres de cours d'eau à la largeur et à la profondeur variables, et la convenance de cet habitat peut changer chaque année ou chaque saison selon les conditions environnementales (c.-à-d., les conditions de débit, les températures, la turbidité, etc.). En plus de l'habitat d'alevinage, la quantification de l'offre et de la demande d'habitat de fraie pour les UD de type fluvial pose également des défis, car de nombreuses UD comptent plusieurs frayères et toutes ne font pas l'objet de relevés ou de relevés réguliers dans le temps en raison de diverses contraintes (accès éloigné, turbidité de l'eau, contraintes financières, etc.). La disponibilité et la qualité de l'habitat de fraie et des substrats peuvent également changer chaque année ou chaque saison en raison des conditions environnementales ou de phénomènes météorologiques extrêmes (débits et températures élevés ou faibles, apports de sédiments, formation de glace de fond/de frasil, etc.), ce qui complique encore l'estimation de l'offre d'habitat.

Il est peu probable qu'une offre insuffisante d'habitats d'eau douce soit limitative dans les UD 1, 13 et certaines parties de l'UD 15 selon les conditions environnementales actuelles. Les habitats disponibles dans le bassin de la rivière Nicola pourraient être limitatifs après les inondations de novembre 2021 et il faudra les évaluer. L'UD 6 (marécage Maria) est la seule population couverte par la présente évaluation du potentiel de rétablissement qui utilise une frayère unique et bien définie, et on pense que la quantité d'habitat de fraie est limitative, tant aux niveaux de population actuels qu'aux objectifs de rétablissement proposés. Le saumon chinook du marécage Maria se reproduit dans une zone extrêmement limitée du marécage en raison des impacts intenses subis par l'habitat tout au long du XX^e siècle, qui ont gravement dégradé et réduit l'habitat de fraie. On ne sait pas si des abondances antérieures beaucoup plus importantes ont existé dans le marécage Maria, car les registres des échappées ne remontent qu'à 1986. Les relevés sur l'échappée de 1986 à aujourd'hui estiment l'abondance totale (poissons d'écloserie et sauvages) du saumon chinook à moins de 1 000 individus, à part quatre années où elle se situait entre 1 000 et 1 500 individus. Un chenal de fraie existant a été allongé en 2001, passant de 60 m à 210 m, pour fournir un habitat supplémentaire au chinook; cependant, on ignore combien de sites convenables pour les nids se trouvent dans ce tronçon du chenal. Une intervention humaine est constamment nécessaire dans le marécage Maria pour garantir que l'habitat reste accessible au chinook et lui convient. On a signalé que l'habitat de fraie des salmonidés était faible dans la rivière Serpentine (UD 1) et on a ajouté du gravier de fraie dans certains tronçons entre 2013 et 2016 (Yuan 2018); cependant, on ignore en grande partie la répartition de la fraie et l'échappée du chinook dans ce réseau.

L'habitat limité dans l'estuaire du Fraser peut contribuer aux déclinis de la productivité du saumon chinook (Chalifour *et al.* 2020), peut-être parce qu'il est beaucoup moins étendu que celui qui était disponible par le passé (Finn *et al.* 2021). Levy et Northcote (1982) ont signalé que la densité du saumon chinook était la plus élevée dans les chenaux des marais saumâtres de l'estuaire du Fraser (maximum de 0,18 poisson-m²), un chiffre qui se rapproche des densités auxquelles on a observé des temps de résidence considérablement plus courts et des taux de croissance réduits chez les chinooks juvéniles dans le delta de la rivière Nisqually (0,20 à 0,25 poisson-m²; Davis *et al.* 2018). Il est cependant fort probable que la capacité de charge estuarienne a été réduite par diverses activités antérieures et que l'augmentation continue de la production des éclosiers pourrait exacerber cette perte en accroissant les effets liés à la densité dans l'habitat restant (David *et al.* 2016; Chalifour *et al.* 2020). L'offre d'habitat estuarien pourrait donc être limitative dans certains contextes. Cependant, notre compréhension réduite de l'utilisation de l'habitat dans l'estuaire, associée à des relevés et à un suivi limités de la qualité de cet habitat, restreint notre capacité à fournir un avis sur l'offre et la demande d'habitat pour l'évaluation du potentiel de rétablissement.

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

Cet élément représente une lacune notable dans les connaissances relatives au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et a été mis en évidence comme un besoin de recherche majeur (élément 11). Pour traiter cet élément correctement, des recherches sur la dispersion, le comportement, les densités et la survie des alevins à l'échelle des UD sont nécessaires, conjointement avec une évaluation de l'état des connaissances sur l'habitat dans tout leur bassin versant respectif, l'estuaire et le Pacifique Nord. Pour évaluer à l'avenir l'offre d'habitats convenables, il serait bon d'organiser une collaboration entre les Sciences du MPO, le Programme de protection de l'habitat du poisson (PPHP) du MPO, le ministère des Forêts, des Terres, de l'Exploitation des ressources naturelles et du Développement rural (MFTERNDR) et le ministère de l'Environnement et du Changement climatique, ainsi qu'avec les nombreuses autres organisations qui ont compilé des informations dans diverses bases de données cartographiques. Une évaluation des changements qui ont probablement eu un impact sur la capacité de charge dans le milieu marin serait également utile aux futures évaluations.

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

Évaluer la probabilité que l'objectif ou les objectifs de rétablissement potentiels puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et la façon dont cette probabilité varierait selon différents paramètres de mortalité (surtout plus faible) et de productivité (surtout plus élevée).

Comme on l'a mentionné dans les sections précédentes, les limitations des données ont empêché de modéliser de manière valable les UD visées par la présente évaluation du potentiel de rétablissement. L'évaluation qualitative réalisée pour ces UD dans l'élément 13 indique que ces populations continueront à décliner dans les conditions actuelles. Toute augmentation du nombre ou de la gravité des menaces abordées dans l'élément 8, tout retard dans les mesures d'atténuation ou même la persistance des impacts inchangés des menaces actuelles entraînera probablement la poursuite, voire l'accroissement, du taux de déclin de ces UD. Les efforts visant à améliorer la productivité et la survie de ces populations, en atténuant les menaces actuelles et passées et en prévenant ou en atténuant les impacts futurs, amélioreront les

chances de rétablissement de ces populations. Même si l'on ignore les niveaux actuels du taux d'exploitation dans certaines de ces UD, la réduction des impacts de la pêche augmentera probablement les chances de rétablissement de ces UD, comme on l'a constaté pour le coho du Fraser intérieur et l'UD 2 (rivière Harrison) dans la précédente évaluation du potentiel de rétablissement pour le saumon chinook (MPO 2021b).

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

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

Dresser une liste des mesures d'atténuation réalisables et des activités de rechange raisonnables aux activités posant des menaces pour l'espèce et son habitat (énumérées dans les éléments 8 et 10).

Lorsque des espèces sont menacées et déclinent en raison d'influences humaines, des mesures d'atténuation sont souvent mises en œuvre pour inverser ou limiter les impacts. Les menaces pesant sur les espèces et leur habitat ont souvent des impacts écologiques qui peuvent être cumulatifs et interreliés, ce qui peut se traduire par un manque de compréhension des résultats des mesures d'atténuation ou une incertitude dans la détermination du niveau d'efficacité des mesures. Alors que les mesures d'atténuation dans le milieu marin sont souvent vastes et à trop grande échelle pour donner des résultats importants, la protection de l'environnement d'eau douce pour les salmonidés peut être efficace. Dans une analyse documentaire, McClelland (2021) a déterminé que les impacts réels des mesures de remise en état de l'habitat sont très variables. Il a déterminé que les saumons utiliseront l'habitat remis en état, mais que cela ne se traduira pas nécessairement par une augmentation de la survie ou de l'abondance. L'auteur a lié ce résultat au fait que souvent seul le tronçon remis en état était surveillé et il a affirmé que l'objectif de la remise en état devrait être de restaurer les processus écologiques, ce qui inclurait une combinaison de mesures. À cette fin, McClelland formule deux recommandations clés lorsqu'on envisage des initiatives de remise en état de l'habitat du saumon.

- La première est de mettre en place un suivi efficace et à long terme. Il faudrait également sélectionner des témoins valables et des tronçons de référence pour rendre compte des changements dans l'environnement naturel.
- La seconde recommandation est de coordonner les efforts; des projets multiples et coordonnés à l'échelle du bassin versant seraient le plus bénéfiques aux populations de saumon.

Bien qu'il soit assez difficile de déterminer l'efficacité des mesures de remise en état, Sawyer (2021) a effectué une analyse documentaire et a conclu qu'il existait quatre types de mesures concernant l'habitat qui profiteraient aux populations de salmonidés.

- La première mesure consiste à protéger les habitats dans les eaux d'amont des cours d'eau de l'UD. Sawyer (2021) a déterminé qu'il s'agissait du moyen le plus simple, le moins coûteux et le plus efficace afin de maintenir des habitats fonctionnels sur le plan écologique pour les saumons du Pacifique en péril.
- La deuxième consistait à reconnecter les habitats d'eau douce en supprimant les obstacles afin d'augmenter la capacité de charge et de réduire les pressions dépendantes de la densité dans les habitats de fraie et de croissance en eau douce.

-
- La troisième mesure est la restauration de l'écoulement et du transport des sédiments. Bien que les UD couvertes dans ce rapport ne contiennent pas de grands barrages, beaucoup d'entre elles subissent de graves impacts des prélèvements d'eau à des fins agricoles et municipales. Certains programmes qui encouragent la conservation de l'eau ou améliorent le suivi et la réglementation de l'utilisation agricole et municipale des eaux souterraines et de surface seraient très bénéfiques. En outre, on peut envisager des mesures de contrôle des eaux pluviales pour atténuer le ruissellement des surfaces imperméables dans les environnements urbains et le resurfacement des routes, la stabilisation des talus et le retrait des routes dans les régions fortement touchées par les pratiques forestières.
 - La dernière mesure que Sawyer a jugée efficace était le rétablissement des fonctions riveraines, y compris la création de zones tampons riveraines grâce à la plantation, l'exclusion du bétail et les stratégies de pause/rotation du pâturage. Ces mesures ne sont pas propres au chinook du sud de la Colombie-Britannique directement, mais les principes peuvent être appliqués lorsqu'on envisage des mesures d'atténuation pour le rétablissement de ces UD.

Le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique utilise des milieux nombreux et diversifiés tout au long de son cycle vital; l'utilisation de ces milieux et la période de la migration varient considérablement entre les populations (p. ex., type océanique et type fluvial; voir les descriptions détaillées du cycle vital du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans l'élément 1). Du fait de cette variabilité, certaines UD sont plus à risque que d'autres, en particulier pour les variantes de type fluvial qui grandissent en eau douce pendant une ou plusieurs années (UD 13 et 15). Il existe également une variabilité interannuelle considérable entre les milieux d'eau douce et marins, qui influe sur la gravité de l'ensemble des menaces et des facteurs limitatifs agissant sur la réussite de la fraie (voir le sommaire des menaces pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans le tableau 54). De plus, bon nombre des menaces déterminées dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement sont extrêmement difficiles à atténuer en raison des nombreux processus physiques, biologiques et chimiques interreliés qui interviennent dans les grands écosystèmes. La combinaison de ces facteurs pose de nombreux défis pour la planification de l'atténuation et crée une grande incertitude associée à la quantification de l'efficacité des mesures d'atténuation une fois qu'elles sont appliquées. À l'heure actuelle, les données sont insuffisantes pour que l'on puisse quantifier les avantages à l'échelle d'une UD découlant de chaque activité d'atténuation pour toutes les UD, ce qui limite grandement notre capacité à hiérarchiser les activités d'atténuation en fonction de leur importance pour le rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et de leur caractère réalisable, et à maximiser l'utilisation des ressources. C'est pourquoi nous ne tentons pas, dans la présente section, de classer les options d'atténuation par ordre de priorité, mais présentons plutôt un aperçu des mesures d'atténuation générales et précises qui permettraient de lutter contre les menaces déterminées dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement. Toutefois, à la fin de la présente section, nous résumons et examinons les résultats d'une enquête sur l'atténuation menée par les experts qui ont participé à l'atelier sur les menaces. Nous avons ajouté ces résultats à l'évaluation du potentiel de rétablissement comme moyen de déterminer les mesures d'atténuation ayant possiblement le plus d'effet, d'après l'avis d'experts présents lors de l'atelier sur les menaces.

5.1.1. Stratégies d'atténuation

5.1.1.1 Élaboration

Les menaces posées par les nouveaux développements peuvent être atténuées par des mesures propres au projet visant à en réduire, éliminer ou atténuer les effets nocifs. Coker et

ses collaborateurs (2010) ont élaboré un document d'orientation générale pour accompagner les évaluations du potentiel de rétablissement dans la région du Centre et de l'Arctique, mais il est pertinent pour tous les réseaux hydrographiques où vivent des poissons. Dans leur document, Coker et ses collaborateurs (2010) détaillent de manière exhaustive les liens entre les ouvrages et activités et leurs « séquences des effets », ainsi que les stratégies d'atténuation pour rompre ces séquences. Il s'agit de mesures d'atténuation précises qui peuvent être prises par les personnes travaillant dans l'eau et à proximité. Lorsque les activités de développement ne se déroulent pas directement dans l'habitat du poisson, les conséquences potentielles à plus grande échelle sur la productivité du poisson ne sont souvent pas prises en compte. La planification du développement dans tous les secteurs doit tenir compte des effets hydrologiques cumulatifs dans les bassins versants et de l'état actuel de la santé hydrologique d'un bassin versant, qui est inextricablement lié à la survie et à la productivité du saumon (Hartman et Brown 1988; Tschaplinski et Pike 2017).

La législation, y compris, mais sans s'y limiter, les lois provinciales *Riparian Areas Protection Act*, *Forest and Range Practices Act*, *Mines Act*, *Water Sustainability Act*, la *Loi sur les pêches* modernisée (fédérale) et l'Énoncé de politique sur la protection des pêches, fournissent le cadre de la protection de l'habitat du poisson. Ces lois et leurs règlements reconnaissent le lien entre les activités et les menaces sur l'habitat, mais ne sont efficaces que lorsqu'ils sont mis en œuvre de manière cohérente. Cela nécessite une coopération multi-instances, une interprétation prudente de la politique, une planification meilleure et plus holistique de l'utilisation des terres, ainsi qu'une surveillance et une mise en œuvre adéquates. Un soutien et un financement permanents et uniformes sont requis.

Les lois énumérées ci-dessus, les politiques et les documents d'orientation ne sont utiles que dans la mesure où ils sont applicables. Dans bien des cas, l'atténuation représente des coûts supplémentaires. Des problèmes importants de conformité aux règlements ont été cernés dans les situations où la protection de l'habitat dépend de professionnels ou lorsque les impacts potentiels du développement doivent être déclarés par le promoteur (Carter 2014; Haddock 2018). Ces méthodes de planification et de surveillance créent un conflit d'intérêts entre le profit et la protection des poissons, ce qui nuit à l'application des mesures d'atténuation (Haddock 2018). Les organismes doivent disposer de ressources adéquates pour faciliter la planification par des tiers, la surveillance et la mise en application des règlements. En plus de la mise en application et de la planification par des tiers, des filets de sécurité financiers obligatoires pour les problèmes imprévus (p. ex., les déversements ou les brèches) seraient utiles. Un cadre juridique et stratégique appliqué de manière cohérente aux échelles des municipalités, des districts régionaux, des provinces, du gouvernement fédéral et des Premières Nations contribuerait à protéger le saumon.

5.1.1.2 Agriculture et aquaculture

Plusieurs menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, associées à l'agriculture (perte/dégradation de l'habitat, entrée du bétail dans les cours d'eau) et à l'aquaculture (diverses interactions concurrentielles avec les poissons d'écloserie) ont été cernées dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement. D'autres menaces liées à l'agriculture et à l'aquaculture, telles que le prélèvement d'eau et la pollution, ont également été déterminées, mais elles sont traitées dans des sections distinctes du présent document (respectivement les sections 5.1.1.7 Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages et 5.1.1.8 Pollution).

Les activités agricoles sont pratiquées dans la majorité de l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. La menace est probablement la plus élevée dans les régions les plus sensibles à la sécheresse, comme dans les UD 13 et 15, et qui risquent davantage de

subir des effets négatifs des prélèvements d'eau à des fins agricoles. Comme dans d'autres secteurs, l'atténuation des impacts des nouveaux aménagements agricoles doit tenir compte à la fois des impacts physiques directs de ces activités, tels que la perte ou la dégradation de l'habitat, et des conséquences à plus grande échelle, comme les impacts sur les fonctions hydrologiques des cours d'eau, la dynamique du ruissellement et la pollution, entre autres. Outre les lois énumérées ci-dessus dans la section 5.1.1.1 Développement, il existe d'autres textes législatifs qui visent à réduire les impacts de l'agriculture, notamment la *Environmental Management Act*, la *Public Health Act* et la *Integrated Pest Management Act*. En outre, une meilleure planification des activités agricoles sur le terrain contribuerait probablement au rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Des programmes tels que le Environmental Farm Plan⁴² visent à soutenir les exploitations agricoles afin de réduire les risques environnementaux et fournissent des évaluations et des conseils sur place pour des facteurs tels que l'intégrité des zones riveraines, l'irrigation et le drainage, la qualité de l'eau, la qualité de l'air et le contrôle des émissions, ou encore le stockage des matériaux à la ferme. Il convient de faire appel à de tels programmes dans la mesure du possible pour assurer la protection de l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

La pisciculture est généralisée sur la côte sud de la Colombie-Britannique et dans les habitats de croissance proches du littoral, et il est probable que tous les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique entreront en contact avec des installations d'aquaculture, comme des parcs en filet ouverts, ou des poissons d'écloserie à un moment donné de leur cycle vital. L'empreinte des parcs en filet ouverts n'a probablement qu'un impact négligeable sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais la transmission de maladies, l'introduction de matériel génétique et l'errance de poissons d'écloserie dans la nature, entre autres, sont préoccupantes; l'aquaculture terrestre ou en parcs clos permettrait sans doute d'éliminer ces interactions. Le MPO s'est engagé à élaborer un plan de transition visant à éliminer les filets ouverts d'ici 2025.

Il existe également des préoccupations concernant les interactions compétitives entre le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les poissons d'écloserie, qui entrent en concurrence pour les ressources à tous les stades du cycle vital et dans tous les habitats fréquentés; ces interactions compétitives peuvent avoir des effets négatifs sur les populations sauvages lorsque les ressources sont limitées (Tatara et Berejikian 2012; voir l'examen des interactions compétitives entre le chinook sauvage et le chinook d'écloserie dans les éléments 2 et 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement). Les interactions entre les poissons d'écloserie et les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique sauvages sont abordées plus en détail dans la section 5.1.1.6 Mise en valeur des stocks par des écloseries.

5.1.1.3 Effets de la pêche

La nature des pêches ayant un impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique a considérablement changé au cours des 40 dernières années. La survie réduite en mer dans les années 1980 et les mesures de gestion prises dans les années 1990 pour la conservation des populations en péril ont entraîné des réductions de l'effort de pêche et des prises débarquées dans toutes les eaux côtières au fil des ans (Brown *et al.* 2019). En 1997 et 1998, on a considérablement réduit les pêches canadiennes en mer afin de limiter les impacts sur le saumon coho du Fraser intérieur, ce qui a modifié davantage les répartitions des prises en mer et diminué les captures en mer de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Brown *et al.* 2019).

⁴² Province of British Columbia. [Environmental Farm Plan Program](#) [consulté le 15 octobre 2022].

Cependant, un certain nombre de facteurs faussent les effets réels de la réduction des pêches. La pêche ciblant des populations de saumon fortes et faibles qui migrent ensemble, d'origine sauvage ou mises en valeur, constitue un défi inhérent à l'estimation des impacts des pêches (Brown *et al.* 2019). Dans les pêches de stocks mélangés, il existe des risques de surpêche des populations de saumon plus faibles sur le plan de la reproduction ou moins abondantes qui se trouvent avec des populations sauvages ou mises en valeur plus fortes ou plus abondantes (DFO Salmonid Enhancement Program 2013). Actuellement, on ne comprend pas bien l'impact total des pêches sans rétention en raison de la possibilité de sous-déclaration des prises accessoires et des incertitudes entourant les taux de mortalité des poissons remis à l'eau. Cependant, il a été démontré que les méthodes de manipulation et les conditions de remise à l'eau influent sur la mortalité après la remise à l'eau (Gale 2011; Robinson 2013).

Il existe également des impacts non pris en compte de la pêche illicite, qui faussent encore davantage la réaction des populations aux changements apportés aux pêches. On a déterminé que les impacts des pêches sans rétention et de la pêche illicite devraient faire l'objet de recherches futures.

On pourrait atténuer davantage les impacts des pêches au filet pendant la co-migration du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique en imposant des périodes d'ouverture plus courtes, des durées d'immersion des filets maillants plus courtes, des filets plus petits, un maillage plus grand pour les filets maillants ou l'utilisation de filets emmêlants et une pêche active réalisée avec des filets fixes plutôt que des méthodes de pêche passive. L'utilisation de méthodes de déchargement à l'aide d'épuisettes sur les senneurs aide les poissons relâchés à récupérer, tout comme les réservoirs de récupération lorsqu'ils sont correctement utilisés. Les mesures d'atténuation pour la pêche récréative peuvent inclure, sans s'y limiter, l'utilisation d'engins qui réduisent l'impact sur les poissons remis à l'eau, comme les hameçons sans barbe, des cours/examens obligatoires sur la manipulation et l'identification des poissons (similaires à l'examen de formation à la conservation et aux loisirs de plein air pour la chasse), ainsi que la diminution des possibilités de pêche lorsque la conformité aux règlements n'atteint pas les niveaux recherchés. Les activités de recherche et d'évaluation des stocks doivent utiliser les méthodes les moins invasives possibles.

La réduction des prises est l'une des rares mesures d'atténuation immédiate disponibles pour réduire les impacts sur le chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais même sans activité de pêche, de nombreuses UD pourraient ne pas se rétablir à court terme. On peut réduire la pression exercée par la pêche à la fois en limitant l'effort de pêche ciblant des stocks mélangés ou en ciblant mieux l'effort de pêche dans les estuaires, où les populations les plus fortes ne sont plus mélangées aux populations plus faibles.

5.1.1.4 Foresterie et gestion des feux de forêt

De nombreuses activités liées à la foresterie et à la gestion des feux de forêt, tant antérieures qu'actuelles, ont été relevées comme représentant des menaces pour le chinook du sud de la Colombie-Britannique dans l'élément 8 de la présente évaluation du potentiel de rétablissement (voir les sections 3.1.4.3 Voies de navigation, 3.1.5 Utilisation des ressources biologiques et 3.1.7 Modifications des systèmes naturels). En résumé, les coupes à blanc et les activités d'élimination de la végétation riveraine réalisées par le passé ont eu des effets négatifs importants sur la stabilité des chenaux et la complexité de l'habitat des cours d'eau, les bilans des sédiments et des nutriments, la température des cours d'eau, la dynamique du ruissellement, les hydrogrammes saisonniers et la santé globale des forêts dans toutes les régions des bassins versants du Fraser et de la baie Boundary. Le gouvernement de la Colombie-Britannique est en train de réviser les pratiques forestières actuelles. Cet examen et les changements apportés à la réglementation visent à réduire ces impacts en encourageant

une meilleure planification de manière à appliquer des taux de coupe durables et sélectifs et en tenant compte d'informations telles que la santé/diversité des forêts, la gestion des feux de forêt et des combustibles, la situation des poissons et de la faune, les changements climatiques et les effets cumulatifs dans les objectifs de gestion du bois (BC Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations [FLNRO] 2017). Cependant, les feux de forêt, les infestations de ravageurs et les maladies deviennent des menaces plus récurrentes en Colombie-Britannique, et les coupes de récupération menées à la suite de ces événements sont indiquées dans l'élément 8 de la présente évaluation du potentiel de rétablissement comme une menace probable pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique à l'avenir. Les coupes de récupération couvrent généralement de plus grandes zones que les blocs de coupe conventionnels et peuvent se produire dans l'habitat riverain en raison des exemptions accordées pour la récupération du bois endommagé par le feu, les insectes ou les maladies; à moins que les réglementations et les pratiques forestières ne changent, les futures coupes de récupération auront donc probablement des impacts sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

La planification future des coupes de récupération et de la récolte du bois doit prendre en compte les objectifs de rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, y compris les impacts physiques de ces activités et, surtout, les conséquences plus vastes sur les fonctions hydrologiques par les surfaces de captage modifiées. Plusieurs lois provinciales sont en place pour guider les pratiques forestières durables sur les terres publiques et privées, notamment la *Forest Act*, la *Forest and Range Practices Act* et la *Private Managed Forest Land Act*. Cependant, comme dans d'autres secteurs, ces lois doivent être mises à jour régulièrement et il faut soutenir leur surveillance et leur mise en application. Il est également essentiel de modifier la législation en vue d'éliminer ou de réduire les coupes de récupération agressives à la suite de perturbations forestières, comme on en a connu après l'épidémie de dendroctone du pin ponderosa en Colombie-Britannique, pour assurer le rétablissement à long terme du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. En outre, les pratiques d'exploitation forestière doivent être menées de manière à ne pas compromettre les fonctions hydrologiques et la stabilité des pentes dans les bassins versants où vivent des poissons, afin d'éviter une augmentation de la sédimentation et des glissements de terrain dans l'habitat du poisson.

L'entreposage des grumes dans le bas Fraser est également défini dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement comme une menace pour le transit et la croissance du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans le bas Fraser (section 3.1.4.3 Voies de navigation) [Healey 1980]. Le bas Fraser est un chenal très actif pour le transport des estacades flottantes et contient une forte concentration d'estacades flottantes et de barges, qui peuvent avoir divers effets physiques, chimiques et biologiques nocifs sur le milieu environnant (Power et Northcote 1991; Nelitz *et al.* 2012). Les estacades flottantes peuvent également fournir une couverture et attirer les saumons chinooks qui migrent vers l'intérieur en quête d'un refuge; cependant, elles peuvent également attirer des prédateurs tels que les phoques communs, qui les utilisent comme des sites d'échouerie et de mise bas (Baird 2001; Brown *et al.* 2019). Cette zone est également connue pour abriter des millions de saumons en dévalaison qui occupent les zones de l'estran marin après la smoltification et avant de migrer dans la mer (Nelitz *et al.* 2012). La suppression ou la réduction des impacts actuels du stockage de grumes dans le bas Fraser et l'estuaire amélioreront probablement la quantité et la disponibilité de l'habitat littoral pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (et d'autres espèces de saumons du Pacifique) qui se reproduit ou se déplace dans le bas Fraser, et devraient être considérées comme une activité d'atténuation pour améliorer l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

5.1.1.5 Espèces envahissantes et problématiques

L'introduction d'espèces aquatiques envahissantes (EAE) est extrêmement difficile à atténuer, car il suffit de quelques individus, parfois introduits involontairement, pour modifier irrévocablement un bassin versant. La gestion des EAE est caractérisée par une longue histoire d'échecs qui a été suivie par des dommages irréversibles subis par les écosystèmes, tant à l'échelle fédérale qu'à l'échelle des provinces et des États à proximité du Pacifique Nord-Ouest (c.-à-d., le fleuve Columbia et ses affluents); il est donc primordial d'agir rapidement pour gérer les EAE. Une fois que les EAE sont établies, il peut être extrêmement difficile de les gérer sans causer des répercussions sur les communautés biologiques indigènes en utilisant des techniques de suppression conventionnelles telles que le retrait physique (filets, pêche à l'électricité) et l'intervention chimique (Roténone). Lorsque des EAE sont détectées, tous les efforts pour éradiquer ces espèces doivent être entrepris aussi rapidement que possible et il faut mettre en œuvre et maintenir des programmes de surveillance pour s'assurer que l'éradication est complète. Cela est particulièrement vrai pour les espèces qui ont un temps de maturation court, une fécondité élevée et de grands mécanismes de dispersion, comme les moules dreissenidées et le crabe vert (voir la description détaillée des menaces que représentent les EAE pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans l'élément 8), qui ont été définies comme des menaces potentielles majeures pour les fonctions des écosystèmes dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary. Il est toutefois difficile de détecter les invasions biologiques à leurs débuts, lorsque les densités de population sont minimales, et les techniques de relevé conventionnelles nécessitent des ressources considérables et peuvent avoir un impact négatif sur les espèces non ciblées, en plus d'être d'une efficacité douteuse lorsque les espèces ciblées sont peu abondantes (Olsen *et al.* 2015). L'utilisation de l'échantillonnage de l'ADN environnemental (ADNe) suscite un vif intérêt depuis sa création (Ficetola *et al.* 2008). Il s'agit d'une technique non invasive permettant de détecter et de surveiller les espèces d'eau douce envahissantes ou rares, nécessitant un effort minimal sur le terrain et éliminant les impacts négatifs potentiels sur les espèces non ciblées. La mise en œuvre de programmes réguliers de surveillance de l'ADNe dans les zones d'introduction probables peut être une option pour suivre la colonisation ou la propagation des EAE.

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

La prédation par les pinnipèdes (phoques communs, otaries de Steller, otaries de Californie) a été relevée comme une source potentiellement importante de mortalité pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans un élément de l'évaluation du potentiel de rétablissement, en particulier pour les UD dont l'abondance est fortement réduite (voir la section 3.1.8.2 Espèces indigènes problématiques). Des travaux considérables ont été réalisés pour étudier les effets des interactions prédatrices entre le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les pinnipèdes, mais un grand nombre d'autres processus écologiques en jeu dans la mer des Salish brouillent notre compréhension de ces interactions et de leurs impacts sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Il existe peu de stratégies d'atténuation directe pour réduire les impacts de la prédation, à l'exception du prélèvement légal (abattage) ou non légal (capture ou relocalisation). Un récent atelier technique organisé par l'Institut des océans et des pêches (Université de la Colombie-Britannique), qui a réuni un large groupe de scientifiques et de gestionnaires du Canada et des États-Unis possédant une expertise technique sur les pinnipèdes et les salmonidés, a évalué l'état actuel des connaissances et les incertitudes entourant les régimes

alimentaires et la dynamique des populations de pinnipèdes, ainsi que les impacts que les pinnipèdes peuvent avoir sur le saumon du Pacifique dans la mer des Salish (Trites et Rosen 2019). Le compte rendu de cet atelier donne beaucoup de détails sur les pinnipèdes et leurs interactions avec le saumon du Pacifique (voir Trites et Rosen 2019); cependant, le consensus général de cet atelier était que les données sont insuffisantes à l'heure actuelle pour justifier une atténuation sous la forme d'un abattage de pinnipèdes dans la mer des Salish, en raison des niveaux élevés d'incertitude dans l'état actuel de l'information et des effets indirects de l'abattage. Des options non létales, telles que la capture ou le harcèlement des pinnipèdes pendant des périodes importantes, ont également été abordées, mais une réflexion considérable doit être menée pour mettre en œuvre de telles actions afin d'éviter l'accoutumance au fil du temps. Comme mentionné dans la section 5.1.1.4 Forêt et gestion des feux de forêt, on sait que les estacades flottantes attirent le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et d'autres saumons qui viennent s'y réfugier, mais aussi d'autres prédateurs, et les phoques communs les utilisent comme sites d'échouerie. Le retrait des estacades flottantes dans les zones clés, en particulier dans les estuaires, pourrait être bénéfique pour réduire le nombre de pinnipèdes qui s'attaquent aux saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique venus s'y réfugier.

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

5.1.1.6 Mise en valeur des stocks par des écloséries

La mise en valeur par les écloséries a été utilisée à la fois comme un outil de conservation et une méthode visant à maintenir les pêches de saumons du Pacifique au Canada, après que l'on a pris conscience du déclin rapide des prises dans les années 1970. Les écloséries ont permis d'atteindre certains objectifs de conservation, mais elles ont également soulevé un certain nombre de préoccupations écologiques et sont devenues un sujet de controverse en biologie de la conservation (National Research Council 1996; Myers *et al.* 2004; Lackey 2013). Les problèmes potentiels découlant des niveaux élevés de production d'écloserie sont examinés en détail dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement. En résumé, les programmes de mise en valeur et d'écloserie peuvent réduire la diversité génétique, accroître la concurrence intraspécifique dans un habitat fortement dégradé et entraîner des taux de mortalité par pêche plus élevés pour le saumon sauvage. Des activités de conservation du saumon chinook se déroulent depuis de nombreuses décennies dans les eaux côtières états-uniennes du Pacifique Nord-Ouest, remontant à l'époque de la construction des barrages sur le cours principal du fleuve Columbia, et peuvent fournir des informations utiles pour les programmes de rétablissement des populations décimées de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. L'effet négatif des écloséries sur la survie du chinook sauvage a été signalé dans le fleuve Columbia et de nombreuses études ont fait état d'interactions entre les poissons d'écloserie et les saumons sauvages, ayant ou non des effets négatifs, de Sacramento, en Californie, à la baie Puget, dans l'État de Washington. Relativement peu d'informations sont disponibles sur ces interactions écologiques dans le détroit de Georgia et aux environs, mais certaines indiquent que les ressources alimentaires peuvent être limitatives dans les estuaires et les eaux plus profondes voisines de la mer des Salish.

Il est particulièrement difficile d'atténuer les interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages dans l'ensemble de leur environnement commun, et tout au long de leur cycle vital en raison du comportement migratoire du saumon qui se traduit souvent par le mélange de plusieurs stocks. Les effets génétiques du croisement avec des poissons d'écloserie peuvent également subsister pendant plusieurs générations après la réduction de la production d'écloserie. Cependant, même une diminution modérée du niveau de production des écloseries réduira les interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages et permettra à ces derniers de s'adapter localement à leur environnement (Kostow 2009). Les répercussions génétiques ne peuvent donc être atténuées que par la réduction des croisements dans une rivière natale, mais la gestion de la production régionale des écloseries peut atténuer d'autres processus écologiques. Les poissons issus des écloseries peuvent également transmettre des agents pathogènes à leurs congénères sauvages. Les pratiques d'écloserie devraient donc chercher à réduire les charges en pathogènes, par exemple en limitant les prélèvements d'eau de rivière pendant les périodes où la température de l'eau est élevée et où certains agents pathogènes se répliquent plus rapidement (Karvonen *et al.* 2010) ou en utilisant des traitements prophylactiques.

Le message n'est pas de fermer les écloseries, mais de recueillir plus activement des informations sur les interactions écologiques entre les saumons chinooks sauvages et d'écloserie, et d'utiliser la mise en valeur pour fournir des renseignements sur les processus de survie des saumons du saumoneau à l'âge 2 afin de faciliter la gestion future des stocks. Ces informations supplémentaires peuvent ensuite servir à étayer les décisions concernant les niveaux de production d'écloserie et les stratégies de lâcher qui peuvent entraver le rétablissement des populations sauvages décimées.

L'abondance extrêmement faible du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans l'UD 6 et l'abondance incertaine des poissons sauvages dans l'UD 1 posent un risque grave de disparition de ces UD sans une forme d'intervention des écloseries. Les programmes d'écloserie de conservation doivent être soigneusement mis en œuvre et appliquer des processus dynamiques afin de modifier leurs activités lorsque les points de référence du rétablissement sont atteints et de réduire la menace de l'introduction de matériel génétique des poissons d'écloserie dans la population sauvage.

5.1.1.7 Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages

La menace que représentent la gestion et l'utilisation de l'eau (pour divers secteurs) dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique est généralisée pour toutes les UD examinées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Elle englobe les menaces provenant des structures liées à la lutte contre les inondations (digues, écluses, vannes de marée), des barrages et les aménagements hydroélectriques, et de prélèvement de l'eau.

Il n'y a pas de grands barrages hydroélectriques dans l'habitat du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais il est possible que de plus petites structures de retenue d'eau existent dans ces régions. En ce qui concerne l'extraction des écoulements de surface et des aquifères, la gestion de l'eau peut être en conflit direct avec les besoins en eau du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et d'autres animaux vivant dans les cours d'eau. Ces structures servent principalement pour l'irrigation et l'atténuation des inondations, et la plupart ne sont pas actuellement gérées de manière à répondre aux exigences de passage ou de débit pour les poissons. Des vannes sont présentes dans la baie Boundary et pourraient être construites dans d'autres UD. Elles entravent le passage des chinooks à plusieurs stades du cycle vital et peuvent avoir une incidence sur les caractéristiques de l'habitat. Les structures d'atténuation des crues empêchent les saumons chinooks juvéniles de se disperser dans des

zones privilégiées hors chenal pendant les crues de printemps. Il est essentiel de reconnaître et de protéger l'habitat hors chenal pour la croissance du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique si l'on veut maintenir la productivité à l'avenir.

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

L'extraction de l'eau présente également un risque d'entraînement des saumons juvéniles, et leur placage est possible si les prises d'eau ne sont pas munies de grilles adéquates ou sont mal dimensionnées. Bien que les grilles soient obligatoires sur les prises d'eau, elles sont souvent enlevées ou ne sont pas remplacées en cas de perte, car elles peuvent augmenter le travail et les coûts d'entretien. La surveillance des grilles des prises est nécessaire pour en assurer la conformité.

5.1.1.8 Pollution

De nombreuses sources de pollution, tant antérieures qu'actuelles, ont été relevées dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement comme constituant une menace importante pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique : les eaux usées domestiques et urbaines, les effluents industriels et militaires, les effluents agricoles et sylvicoles, les déchets solides et ordures, ainsi que les polluants atmosphériques. Beaucoup de ces contaminants sont persistants dans l'environnement, peuvent parcourir de longues distances et ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et les chaînes alimentaires à partir de sources multiples. De plus, les contaminants générés par diverses sources s'accumulent en se mélangeant dans l'environnement. Par conséquent, il est extrêmement difficile de déterminer les effets des différents polluants les uns par rapport aux autres, et donc d'établir un ordre de priorité pour les activités d'atténuation visant à réduire leur nocivité.

Les principaux textes législatifs en vigueur pour les questions de pollution environnementale en Colombie-Britannique sont les lois provinciales *Environmental Management Act* et *Waste Discharge Regulation*, ainsi que les lois fédérales *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, *Loi sur les pêches* et *Loi sur les ressources en eau du Canada*. La législation et les changements opérationnels mis en place dans les dernières décennies ont permis de réduire efficacement la pollution provenant de divers secteurs; bien que la

législation/réglementation actuelle vise à réduire la contamination de l'environnement, les effets des activités antérieures constituent toujours une menace notable pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique à tous les stades de son cycle vital. C'est particulièrement vrai dans le sud de la partie continentale, ainsi que dans le bas Fraser et son estuaire, qui a toujours été l'épicentre des activités anthropiques de la province qui génèrent de la pollution, en plus de servir de goulot d'étranglement pour les polluants accumulés dans tout le bassin du Fraser (voir l'examen de la pollution dans le bassin du Fraser dans la section 3.1.9 Pollution et contaminants de l'élément 8). Tous les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique doivent traverser le sud de la partie continentale en empruntant le bas Fraser ou les rivières de l'UD 1 (baie Boundary) pendant leur dévalaison et pendant leur montaison pour la fraie, et sont donc exposés deux fois aux polluants environnementaux dans ces zones.

L'une des rares options dont nous disposons actuellement pour atténuer la pollution future est l'adoption et la mise en application de règlements plus stricts sur les activités qui génèrent et rejettent des contaminants dans l'environnement. Il existe cependant des difficultés inhérentes à la surveillance des rejets de polluants en raison du grand nombre de sources dans le bassin du Fraser et les zones côtières environnantes. Cela est particulièrement vrai lorsque les mesures dépendent d'une autodéclaration et d'une perte potentielle de revenus (voir la section 5.1.1.1 Développement). Des programmes de surveillance tels que PollutionTracker⁴³ s'efforcent actuellement de documenter les niveaux et les tendances de divers contaminants dans les zones côtières de la Colombie-Britannique. La biosurveillance des macroinvertébrés peut révéler des changements dans la qualité de l'eau et refléter les effets cumulatifs et la composition de la communauté. Il serait utile d'étendre des programmes de surveillance comme ceux-ci, en particulier dans le bassin du Fraser intérieur, pour déterminer et réduire les rejets de pollution qui pourraient avoir un impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

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

Un travail considérable est nécessaire afin de dresser une liste et d'établir la priorité des mesures d'assainissement de la pollution environnementale pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, en particulier à l'échelle de l'UD; il s'agit d'une lacune majeure dans les connaissances qu'il faut combler pour la future planification du rétablissement.

⁴³ Pollution Tracker. [Pollution Tracker – How polluted is your ocean?](#) [consulté le 15 mars 2022].

5.1.1.9 Changements climatiques

Les changements climatiques englobent un large éventail de problèmes complexes et interdépendants qui menacent le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et exacerberont probablement beaucoup de menaces abordées dans l'élément 8. Ces impacts cumulatifs ajoutent une couche de complexité à bon nombre des mesures d'atténuation recommandées précédemment et les changements climatiques devront être explicitement pris en compte dans toute la planification des mesures d'atténuation à l'avenir. Par exemple, des épisodes de précipitations plus extrêmes causés par les changements climatiques aggraveront les effets de certaines activités, comme l'augmentation des taux de ruissellement déjà influencés par l'exploitation forestière et les feux de forêt. Les structures et pratiques d'atténuation mal planifiées ou anciennes peuvent être dépassées; il peut y avoir une augmentation des défaillances des bassins de résidus et des installations de traitement de l'eau, ainsi que des taux d'affouillement plus élevés et une probabilité accrue d'effondrement des berges et d'avulsions. En outre, les défaillances des infrastructures dues à des phénomènes extrêmes peuvent entraîner un plus grand nombre de travaux dans les cours d'eau, qui sont susceptibles à leur tour de contribuer aux menaces évoquées dans la section Développement de l'élément 8.

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

La lutte contre les changements climatiques est un problème planétaire, et il n'existe pas de mesures simples permettant de freiner les hausses des températures moyennes mondiales. Les effets négatifs des changements climatiques ne devraient pas diminuer ou s'inverser dans l'avenir prévisible. Une préparation et une planification considérables sont donc nécessaires pour assurer la remise en état et la conservation de l'habitat restant disponible pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les autres salmonidés en péril. Le récent Accord de Paris⁴⁴ et le Groupe d'experts intergouvernemental des Nations Unies sur l'évolution du climat⁴⁵ fournissent des recommandations pour contribuer à l'effort mondial de lutte contre les changements climatiques et d'adaptation à ceux-ci. La gestion des populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et de leurs habitats doit suivre ces recommandations pour que ces populations soient résilientes et puissent s'adapter aux futurs changements environnementaux.

5.1.1.10 Remise en état des habitats estuariens, intertidaux et riverains

L'habitat de croissance historique dans l'UD 1 (baie Boundary) dans le bas Fraser et l'estuaire a été considérablement dégradé par divers aménagements et structures de lutte contre les inondations (digues, écluses, vannes de marée, etc.). Ces aménagements ont entraîné des pertes importantes dans l'estuaire du Fraser (70 à 90 %; Levings 2004) et ont restreint l'accès à

⁴⁴ [Paris Agreement](#) [consulté le 15 mars 2022].

⁴⁵ [Intergovernmental Panel on Climate Change](#) [consulté le 15 mars 2022].

la plaine inondable et à l'habitat hors chenal qui offrent des possibilités essentielles d'alimentation et de croissance pour les saumons chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique. La mortalité naturelle précoce peut être importante dans le milieu marin, résultant principalement de la prédation, lorsque les chinooks juvéniles ne grandissent pas suffisamment pour atteindre une taille minimale critique en juillet (Duffy et Beauchamp 2011) ou à la fin de leur premier été en mer (Beamish *et al.* 2011). Stimuler la remise en état des marais d'eau douce, saumâtre et salée est un moyen d'augmenter la capacité fonctionnelle de l'habitat estuarien et représente une option d'atténuation cruciale pour prévenir la perte d'habitat due à l'élévation du niveau de la mer (Temmerman *et al.* 2013). La remise en état de l'habitat dans les estuaires est cependant souvent rendue difficile par la complexité du cycle vital du saumon et ses divers besoins en matière d'habitat à de multiples échelles spatio-temporelles (Simenstad *et al.* 2000). En outre, il semble souvent que les interventions biologiques entreprises pour favoriser le rétablissement de la biodiversité et des fonctions des estuaires n'aient aucun effet, voire des effets néfastes (Moreno-Mateos *et al.* 2015), et il existe des risques avérés de suringénierie d'un écosystème ou d'encouragement de l'homogénéité entre les habitats (Elliot *et al.* 2016). Il convient donc d'accorder une attention particulière à la planification de la remise en état afin de surmonter ces difficultés.

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

Diverses organisations s'efforcent actuellement d'assurer la remise en état de l'habitat des marais et des chenaux à marée dans le bas Fraser, ainsi que d'améliorer la connectivité dans le delta du Fraser et l'habitat dans le Fraser intérieur, par exemple : le projet de rétablissement de la connectivité dans le delta de l'estuaire du Fraser (Raincoast Conservation Foundation); le projet de connexion des réseaux aquatiques « Connected Waters » (Watershed Watch Salmon Society); le projet d'amélioration de la résilience des eaux « Resilient Waters » (MakeWay

Foundation); le projet « Tsawwassen Eelgrass » (Programme de mise en valeur de l'habitat de l'Administration portuaire de Vancouver Fraser). L'amélioration de la coordination et de la planification des activités de remise en état dans l'estuaire du Fraser serait très bénéfique, car l'atténuation des dommages antérieurs subis par cet habitat très dégradé nécessitera à la fois une planification considérable et des opérations à grande échelle pour apporter des améliorations importantes aux fonctions des écosystèmes.

5.1.1.11 Conclusion

Les sections susmentionnées ont relevé un large éventail d'activités/de stratégies d'atténuation et leur relation avec les menaces indiquées dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement, mais il sera extrêmement difficile d'atténuer un grand nombre de ces menaces, d'autant plus que beaucoup sont interdépendantes et exacerbées par les changements climatiques. Dans de nombreux secteurs, il faut modifier rapidement les pratiques, tenir compte des effets cumulatifs et planifier dans le contexte des changements climatiques si l'on veut réduire davantage les impacts futurs sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les autres espèces de saumons du Pacifique en péril dans le Fraser (saumon coho du Fraser intérieur, saumon arc-en-ciel du Fraser intérieur, saumon rouge du Fraser). En plus d'atténuer les menaces futures, il est également nécessaire de réparer les dommages antérieurs causés par les activités de mise en valeur et d'extraction des ressources qui continuent d'avoir un impact sur les fonctions hydrologiques dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary. La restabilisation de régimes hydrologiques plus naturels et la remise en état d'habitats fortement dégradés, en particulier dans le bas Fraser et dans l'estuaire, faciliteraient les travaux visant à résoudre bon nombre des problèmes susmentionnés qui ont un impact négatif sur la productivité des eaux douces et des estuaires. Il s'agit toutefois d'efforts sur plusieurs générations, et qui ne sont possibles que si la gestion/planification future de tous les secteurs est conforme aux objectifs de rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Un thème commun aux catégories d'atténuation abordées plus haut est qu'une approche plus coordonnée et éclairée de la gestion des activités anthropiques est nécessaire. L'adoption d'une approche plus coordonnée entre les administrations favoriserait une utilisation plus efficace des ressources humaines limitées et faciliterait l'accès au large éventail de spécialistes requis pour élaborer une telle stratégie et gérer sa mise en œuvre dans le temps. On peut surveiller l'efficacité des activités d'atténuation, qui s'appuient sur les données scientifiques les plus récentes, tenant compte des recherches actuelles sur les changements dans l'utilisation des terres, de la concurrence intra- et interspécifique, de l'évolution des conditions de l'habitat océanique et estuarien et des changements climatiques (Maas-Hebner *et al.* 2016).

L'annexe F fournit un résumé des besoins en matière de recherche pour la planification du rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, et un travail considérable s'impose dans ces domaines avant de pouvoir hiérarchiser les mesures d'atténuation pour les UD évaluées dans la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Cependant, en favorisant des mesures de rétablissement bénéficiant à plusieurs espèces, les mesures et le coût financier requis pour atteindre le rétablissement seraient peut-être mieux acceptés.

Tableau 61. Stratégies générales d'atténuation des menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique.

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Développement résidentiel et commercial</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes du développement résidentiel, commercial et récréatif 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer le développement en cours et futur dans le contexte des besoins en habitat du saumon, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat • Bassins de captage appropriés pour la filtration des eaux de ruissellement • Marges de recul adéquates des plaines riveraines et inondables • Installation de surfaces non imperméables • Planification intelligente de l'eau • Dimensionnement adéquat des ponceaux ou choix approprié d'installer des structures de pont • Exercices de planification de l'utilisation des terres 	-
<i>Agriculture et aquaculture</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes de l'agriculture, de l'horticulture et de l'aquaculture • Interactions concurrentielles avec les poissons d'écloserie 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Concurrence 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités et le développement en cours et futurs dans le contexte des besoins en habitat du saumon, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat • Passer à l'aquaculture en milieu fermé • Réduire la production des écloséries, utiliser des stratégies de production en éclosérie adaptatives et de rechange (par exemple, la période et l'importance des lâchers) • Installer des stations d'abreuvement du bétail dans des zones éloignées des cours d'eau • Entretien des zones tampons riveraines • Planification intelligente de l'eau • Choisir des cultures appropriées pour le climat • Adopter des plans environnementaux de la ferme 	<p>Consulter le Plan agroenvironnemental et les autres politiques connexes.</p> <p>Il faut noter qu'il y a une grande quantité de production d'éclosérie excédentaire à l'extérieur du Fraser; l'éclosérie de la rivière Chilliwack est une exception notable.</p>
<i>Production d'énergie et exploitation minière</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes et activités d'extraction minière (extraction de gravier, extraction de placers, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités et le développement en cours et futurs dans le contexte des besoins en habitat du saumon, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat 	-
<i>Corridors de transport et de service</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Empreintes des routes, des voies ferrées, des lignes de services publics et des voies de navigation 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités et le développement en cours et futurs dans le contexte des besoins en habitat du saumon, ordonner et surveiller les travaux de compensation de la perte d'habitat • Utiliser des traversées de cours d'eau respectueuses du saumon (ponts à portée libre, chicanes, etc.), moderniser les traversées anciennes (par exemple, ponceaux suspendus) 	-

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Utilisation des ressources biologiques</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Exploitation forestière et récolte de bois dans les zones riveraines, transport de grumes par les rivières • Pêche 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte 	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre à jour/améliorer la politique forestière dans le contexte de la protection et de la restauration de l'habitat du saumon et des zones riveraines, gérer la période et l'abondance des estacades flottantes dans la rivière, surveiller et faire appliquer les exigences relatives à la qualité de l'eau pour la santé du saumon • Élaborer des seuils pour les autorisations environnementales à une échelle spatiale appropriée et les respecter • Marges de recul des zones riveraines prévues dans des règlements adéquats pour la protection du poisson et de son habitat • Participation accrue des organismes de réglementation à la planification de la récolte forestière • Meilleure orientation des gouvernements et des associations professionnelles pour les professionnels de la foresterie, y compris, mais non exclusivement, les hydrologues, les géomorphologues, les ingénieurs, les biologistes et les forestiers • Prise en compte des effets cumulatifs dans la foresterie • Mise hors service et remise en état stratégiques des routes forestières. Replantation stratégique, sélection des espèces et éclaircissement des nouvelles forêts (pour assurer la résilience aux changements climatiques et atténuer l'utilisation accrue de l'eau par les jeunes arbres) • Planification intégrée et transparente des opérations forestières qui sont effectuées à la fois par une seule entité forestière et par plusieurs dans les bassins hydrographiques • Adoption des principes des Premières Nations relatifs aux forêts et aux bassins hydrographiques dans la planification forestière • Examen des lois et des règlements régissant l'activité forestière en Colombie-Britannique par une commission conjointe de la Colombie-Britannique et du MPO afin de déterminer la capacité du cadre actuel à protéger le poisson et son habitat en vertu de la <i>Loi sur les pêches</i> • Gérer la période et l'abondance des estacades flottantes dans la rivière, surveiller et faire respecter les objectifs de qualité de l'eau et des effluents autour des estacades flottantes • Gestion adaptative de la pêche, renforcement de la surveillance et de la mise en application, réduction de la mortalité liée à la pêche (directe et accidentelle), éducation sur l'identification des salmonidés et les problèmes de conservation 	Les effets de la pêche sont transfrontaliers et sont associés à des stocks mixtes et à des espèces mixtes.
<i>Intrusions et perturbations anthropiques</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Activités récréatives (VTT dans les cours d'eau, bateaux à propulsion hydraulique, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte • Modification du comportement 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer l'accès (par exemple, les infrastructures) à l'eau et les activités autorisées (par exemple, les réglementations) dans le temps et dans l'espace, en renforçant la surveillance et la mise en application • Éducation accrue sur les interactions avec les cours d'eau et les saumons 	-

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Modifications des systèmes naturels</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Incendies et lutte contre les incendies • Barrages et gestion de l'eau • Modifications des surfaces de captage, de la foresterie et du développement linéaire 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte • Modification du comportement 	<ul style="list-style-type: none"> • Mettre à jour/améliorer la politique forestière dans le contexte de la conservation des fonctions du bassin versant qui soutiennent le saumon; exiger, surveiller et gérer les activités de reboisement et de restauration (y compris la gestion des caractéristiques des forêts matures) • Appliquer des traitements stratégiques comme l'éclaircissement, le nettoyage et le brûlage de la couverture morte pour prévenir les grands incendies • Gérer l'exploitation actuelle et future des ressources en eau, renforcer la surveillance et la mise en application pour les eaux de surface et les eaux souterraines, en tenant compte en particulier des besoins biologiques du saumon • Mettre hors service ou retirer les barrages, augmenter, surveiller et entretenir les infrastructures de passage du poisson pour les adultes et les juvéniles (passes à poissons, échelles à poissons, etc.) • Gérer l'eau de façon adaptative face aux changements climatiques et à la variabilité accrue • Gérer les développements linéaires en cours et à venir en imitant des cours d'eau plus naturels, en reconnectant les habitats hors chenal, en supprimant ou en restaurant les vieux aménagements, et établir et surveiller des cibles de qualité de l'eau et de sédiments • Tenir compte des effets cumulatifs dans le processus décisionnel • Mettre en place des projets de complexification de l'habitat, tels que des épis et de gros débris ligneux, pour améliorer la qualité de l'habitat 	-
<i>Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Espèces aquatiques envahissantes, agents pathogènes et virus introduits, espèces indigènes problématiques (par exemple, pinnipèdes, parasites et maladies), croisement avec des poissons d'écloserie 	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Modification du comportement • Prédation et concurrence • Augmentation de la prévalence des infections • Réduction de la diversité génétique et des forces de sélection naturelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Élimination des espèces aquatiques envahissantes, prévention de l'introduction par une surveillance accrue des populations d'EAE, nouvelles et existantes, renforcement de la mise en application et de l'éducation concernant l'introduction d'EAE • Surveillance et traitement des agents pathogènes dans l'aquaculture, transition vers l'aquaculture terrestre et traitement accru des effluents de l'aquaculture, mise en œuvre et suivi des mesures de contrôle des prédateurs • Réduction des estacades flottantes dans le bas Fraser et l'estuaire, qui servent d'échoueries aux pinnipèdes • Surveiller la génétique des poissons d'écloserie et sauvages et mettre en œuvre une planification adaptative de la production, marquer en masse les poissons d'écloserie pour les identifier et les retirer de la population reproductrice naturelle, réduire la production d'écloserie 	Les populations de pinnipèdes ont augmenté grâce à la protection des mammifères marins; des recherches sont nécessaires sur l'efficacité et l'applicabilité directe des mesures de contrôle des prédateurs
<i>Pollution</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Introduction de matières exotiques ou excédentaires ou d'énergie provenant de sources ponctuelles et 	<ul style="list-style-type: none"> • Modification du comportement et de l'état physique en raison des modulateurs hormonaux et 	<ul style="list-style-type: none"> • Gérer les activités/développements actuels et futurs qui contribuent à la pollution, améliorer la gestion et la surveillance des eaux usées, renforcer l'application des meilleures pratiques en matière de qualité de l'eau • Enlèvement ou assainissement des sédiments contaminés 	-

Grande catégorie de menaces du COSEPAC	Description de la catégorie de menace	Voie(s) possible(s)	Solutions d'atténuation possibles	Remarques
<i>Phénomènes géologiques</i>	diffuses, y compris des éléments nutritifs, des produits chimiques toxiques et des sédiments provenant d'activités urbaines, commerciales, agricoles et forestières	développementaux, de la régulation des gènes et d'autres toxicités, pouvant réduire la survie et la résilience	<ul style="list-style-type: none"> • Augmenter, surveiller et entretenir les infrastructures de passage du poisson pour les poissons adultes et juvéniles (passes à poissons, échelles à poissons, etc.) • Déterminer de manière proactive les zones à risque de glissements de terrain qui pourraient créer des obstacles au passage, et mettre en place une surveillance régulière afin de réduire les délais d'intervention pour lancer les activités d'atténuation 	-
<i>Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents</i>	• Déplacement des habitats d'eau douce et marins, et intensification de la fréquence des phénomènes météorologiques violents (sécheresses, inondations, températures extrêmes, etc.)	<ul style="list-style-type: none"> • Perte ou dégradation de l'habitat • Mortalité directe et indirecte • Exacerbent les effets d'autres menaces 	<ul style="list-style-type: none"> • Suivre les lignes directrices des récents rapports du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et de l'Accord de Paris • Gérer de façon proactive les habitats et les populations afin de les rendre résilients et de leur permettre de s'adapter aux changements futurs 	Une gestion adaptative est nécessaire pour toutes les activités d'atténuation dans le contexte des changements climatiques et de la fréquence accrue des phénomènes météorologiques violents.

5.1.2. Résultats du sondage sur l'atténuation

Les participants à l'atelier sur les menaces (organisé virtuellement en octobre 2021) ont proposé un inventaire des stratégies d'atténuation par UD en réponse aux classifications des menaces déterminées lors de l'atelier. L'inventaire a ensuite été compilé dans un sondage fondé sur une échelle de Likert dans lequel les participants à l'atelier devaient classer l'importance qu'ils accordaient à chaque stratégie d'atténuation pour faciliter le rétablissement d'une UD en sélectionnant « pas du tout importante (1) », « un peu importante (2) », « assez importante (3) », « modérément importante (4) », « extrêmement importante (5) » ou « incertain ou ne sait pas ». Les notes moyennes pondérées pour toutes les mesures d'atténuation proposées ont été calculées à partir des réponses de 13 participants (taux de réponse de 93 %), qui ont tous assisté à l'atelier sur les menaces, et sont résumées sur les Figures 1 à 27. Les réponses dans la catégorie « incertain ou ne sait pas » ont été exclues du calcul des moyennes pondérées. Les trois mesures d'atténuation les mieux notées pour chaque UD sont examinées ci-après. La portée des mesures d'atténuation se chevauche parfois; toutefois, ces mesures visent à déterminer un large éventail de possibilités d'atténuation, dont certaines pourraient être plus facilement mises en œuvre que d'autres.

Pour l'UD 1, la mesure d'atténuation la mieux notée est de collaborer avec les municipalités pour améliorer les vannes de marée (barrages marins) et faciliter le passage du poisson dans les rivières Nicomekl et Serpentine. La fermeture des vannes restreint la migration des adultes et des juvéniles, ce qui entraîne une accumulation d'individus et accroît leur exposition aux prédateurs. On ignore le degré de chevauchement temporel entre les migrations du chinook et les fermetures des barrages marins; cependant, on a observé des accumulations de chinooks et une prédation importante pendant les périodes de fermeture. On pourrait modifier le fonctionnement des barrages marins pour inclure des vannes de passage efficaces pour le chinook (et d'autres poissons) ou s'assurer que les vannes ne sont pas fermées pendant des périodes prolongées durant les migrations des saumons juvéniles et adultes. La deuxième mesure d'atténuation proposait d'harmoniser les objectifs et la surveillance du programme d'écloserie avec les objectifs génétiques du MPO pour les populations intégrées-sauvages de saumon chinook. Il est recommandé que le MPO investisse du temps et des efforts pour travailler avec les trois écloseries communautaires de l'UD 1 afin de normaliser les méthodes et d'adhérer aux cibles fondées sur la génétique pour les contributions mises en valeur au saumon chinook du Pacifique canadien (MPO 2018a), améliorer ou entamer les estimations des échappées et améliorer la qualité globale des données. De plus, il est recommandé de mettre en place des programmes de récupération des micromarques magnétisées codées pour mesurer l'INP, les taux d'errance hors du bassin, la répartition marine et l'exploitation par la pêche, ainsi que la survie des saumoneaux pour cette UD. Ces modifications devraient améliorer l'intégrité génétique de la population sauvage et combler des lacunes importantes dans l'évaluation de cette UD à l'avenir. La troisième mesure d'atténuation proposée concerne le rejet des eaux pluviales concentrées par les routes et les surfaces imperméables afin de réduire la quantité de pollution qui pénètre dans les habitats de l'UD 1. Les habitats de l'UD 1 sont fortement aménagés pour des usages urbains, industriels et agricoles. Les polluants et les contaminants pénètrent dans les cours d'eau de l'UD 1 par les eaux de ruissellement et les collecteurs d'eaux pluviales, et nuisent au saumon chinook, à son écosystème et à son habitat. On pourrait utiliser des rigoles ou des brèches dans les bermes de nivellement pour réduire la quantité de ruissellement direct dans les affluents et les rivières de l'UD 1.

Pour l'UD 6, les mesures d'atténuation visant à évaluer et à réduire le taux d'exploitation dans la pêche pour permettre à la population d'augmenter sont classées en tête. Les données quantitatives ne sont pas suffisantes pour estimer les taux d'exploitation totaux ou propres à la pêche pour l'UD 6; cependant, le saumon chinook de l'UD 6 migre en même temps que le

chinook de la rivière Thompson Sud 0.3 à montaison estivale, pour lequel on observe une mortalité par pêche importante. On en déduit donc que la pêche pourrait avoir un effet substantiel sur l'UD 6, qui pourrait être encore exacerbé lorsque le chinook fait étape dans le Fraser près de l'embouchure du marécage Maria pendant les périodes de faible débit, où il est davantage exposé à la pression de la pêche locale. Un échantillonnage accru des prises en vue de récupérer les micromarques magnétisées codées faciliterait la mesure du taux d'exploitation, et une réduction de la pression de la pêche pendant les périodes de migration et de repos des adultes de l'UD 6 pourrait avoir une retombée positive sur cette population. Les participants ont classé la lutte contre les plantes envahissantes (comme l'alpiste roseau) au deuxième rang des mesures d'atténuation les plus importantes pour l'UD 6. L'alpiste roseau infeste actuellement certains emplacements le long du chenal de fraie du saumon chinook dans le marécage Maria et il a le potentiel imminent d'entraver physiquement la migration et de nuire aux fonctions des écosystèmes riverains et aquatiques. L'alpiste roseau est difficile à contrôler en raison de son système de rhizomes persistant et de sa capacité à se reproduire à la fois par des rhizomes et par des graines. Cependant, il est possible de retirer manuellement la totalité de la masse racinaire et du système de rhizomes pour limiter sa propagation et réduire son abondance et son étendue. L'introduction d'un débit supplémentaire dans le marécage Maria pourrait faciliter la croissance de l'alpiste roseau également. La troisième mesure d'atténuation vise à restaurer l'habitat riverain par le biais de diverses stratégies; cette mesure est en partie rendue nécessaire par l'alpiste roseau qui limite les plantes riveraines indigènes. La température de l'eau dans le marécage Maria peut dépasser 20 °C pendant les mois d'été, et pourrait être réduite de plusieurs degrés dans des poches d'eau plus fraîche bénéficiant d'une couverture végétale riveraine suffisante (Justice et al. 2017). Une mesure d'atténuation suggérée pour cette UD comprend la possibilité de reconnecter le marécage Maria au Fraser. Cette mesure permettra probablement d'améliorer la qualité de l'eau pour la fraie et la croissance du saumon chinook, mais elle aurait des conséquences négatives sur les collectivités environnantes sur le plan de la lutte contre les inondations.

La mise en œuvre efficace des mesures de gestion de l'eau, y compris les ordonnances prises au besoin en vertu de la loi provinciale *Water Sustainability Act* (article 88) et étayées par des seuils de flux environnementaux critiques, est la première mesure d'atténuation pour l'UD 13. De même, la deuxième mesure d'atténuation la plus importante comporte l'achat de permis et de baux pour l'utilisation de l'eau afin de garantir des débits suffisants pour le chinook et les processus écologiques des cours d'eau. La demande en eau est importante dans la rivière Salmon, qui compte de nombreux permis d'utilisation de l'eau à des fins agricoles, et dans la rivière Eagle, visée par de nombreux permis d'utilisation de l'eau à des fins industrielles et agricoles; la demande en eau semble minime dans le ruisseau Scotch et la rivière Seymour, avec chacun moins de cinq permis d'utilisation de l'eau, bien qu'un seul permis puisse avoir un effet important sur les niveaux d'eau. Les faibles débits sont les plus graves dans la rivière Salmon, où ils ont bloqué la montaison des chinooks et où des sections à sec ont été signalées dans le cours principal. En outre, les extrêmes de température sont prononcés pendant les faibles débits, provoquant des barrières thermiques, du stress ou une mortalité dus aux maladies et aux prédateurs. En été, les températures de l'eau dans la rivière Salmon peuvent monter entre 25 et 30 °C; elles sont exacerbées par les bas niveaux d'eau et sont connues pour causer des mortalités massives de poissons. On ignore les seuils de débits critiques pour les chinooks adultes dans la rivière Salmon et il conviendrait donc de les déterminer et de les évaluer en améliorant le programme existant de surveillance des saumons chinooks adultes et en mettant en œuvre un programme de micromarques magnétisées codées pour mesurer leur survie et leur productivité. La restauration de l'habitat riverain par le biais de diverses stratégies est classée comme la troisième mesure d'atténuation la plus importante, et la plus pertinente pour le bassin versant de la rivière Salmon. La restauration des berges pourrait avoir moins

d'effet dans d'autres réseaux hydrographiques de l'UD 13, car la rivière Perry alimentée par les glaciers, l'habitat riverain existant et les sources d'eau souterraine refroidissent le bassin versant de la rivière Eagle, tandis que le ruisseau Scotch et la rivière Seymour ont un habitat riverain relativement plus efficace, avec des zones moussues et de nombreux cèdres qui fournissent de l'ombre et protègent contre les températures chaudes.

Les trois principales stratégies d'atténuation proposées pour l'UD 15 concernent l'amélioration des conditions de l'habitat abiotique. Comme pour l'UD 13, la mise en œuvre efficace des mesures de gestion de l'eau est classée comme la stratégie d'atténuation la plus importante pour l'UD 15. Le ruisseau Spius, les rivières Coldwater, Nicola, Deadman et Bonaparte et le ruisseau Louis sont tous sensibles à la sécheresse. On sait que les faibles débits restreignent le passage et exacerbent les températures chaudes de l'eau, ce qui entraîne des barrières thermiques, du stress, des maladies et des mortalités prégénéiques et chez les juvéniles. De nombreux permis d'utilisation de l'eau à des fins agricoles ont été accordés dans l'UD 15, la plus grande proportion se trouvant dans le bassin de la rivière Nicola, où la gestion efficace de l'eau est la plus pertinente en août, puisqu'il a été démontré que c'est durant ce mois que les faibles débits nuisent à la productivité des chinooks adultes et juvéniles (Warkentin 2020). Il existe d'autres preuves que la baisse du niveau des rivières causée par l'activation des pompes d'irrigation peut provoquer l'échouement des poissons, les prélèvements en vertu d'un seul permis ayant parfois un effet important (Richard Bailey, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique, comm. pers. 2021). Cependant, l'efficacité de la restriction des prélèvements d'eau peut varier selon les affluents. Il a été démontré que les coupures totales dans la rivière Coldwater n'entraînent que des gains mineurs dans certaines conditions et que les avantages obtenus dans la rivière Nicola sont insuffisants pour atteindre des conditions de débit optimales (Paul Mozin, Conseil tribal Scw'exmx, Merritt, Colombie-Britannique, comm. pers. 2022). La stabilisation des chenaux et des hautes terres peut également faciliter les mesures de gestion de l'eau pour le passage du poisson et les barrières thermiques. Les seuils de débits critiques et les limites de température pour le saumon chinook de la rivière Nicola sont indiqués dans l'élément 4; cependant, on n'a pas mené d'études similaires dans d'autres réseaux hydrographiques sensibles à la sécheresse de cette UD en raison des données limitées recueillies par les programmes de surveillance du chinook. La détermination et la protection des sources de refuges d'eaux froides dans les frayères et à proximité sont classées comme la deuxième mesure d'atténuation la plus importante, car tous les cours d'eau de l'UD 15 sont sensibles à la température. Une étude par imagerie thermique a été réalisée sur 23 km de la rivière Nicola entre la confluence de la rivière Coldwater et celle du ruisseau Spius, ainsi que sur un segment de 1 km immédiatement en aval du barrage du lac Nicola (Willms et Whitworth 2016). Les années suivantes du financement de ce projet ont été assurées pour étendre l'ensemble des données de cartographie thermique et inclure la surveillance *in situ* de la température du cours d'eau et de la remontée des eaux souterraines dans les refuges thermiques localisés. Cependant, il est important de noter que l'ampleur de l'effet des inondations de novembre 2021 a pu modifier les seuils de débits et les refuges thermiques connus. La stabilisation des hautes terres après les incendies et les coupes à blanc excessives est classée comme la troisième mesure d'atténuation la plus importante. Les feux de forêt et l'exploitation forestière ont considérablement influencé les hautes terres des bassins versants dans de nombreuses zones de l'UD 15, compromettant la stabilité des pentes et augmentant la sédimentation. Par exemple, de grandes inondations ont provoqué l'entrée de $250\,000 \pm 90\,000$ m³ de sédiments dans le ruisseau Guichon entre 2016 et 2018 (Reid 2020). Les charges de sédiments à grain fin (petit gravier, sable et limon) sont problématiques pour le saumon chinook parce qu'elles nuisent à la survie de l'œuf à l'alevin et remplissent les espaces interstitiels entre le gros gravier et les galets que les juvéniles utilisent comme refuges thermiques et contre les prédateurs, réduisant ainsi la quantité d'habitat disponible (Chapman

1988). La stabilisation des chenaux à l'aide de la végétation, en particulier autour des principales sources ponctuelles de sédiments créées par l'inondation de novembre 2021, peut être particulièrement efficace.

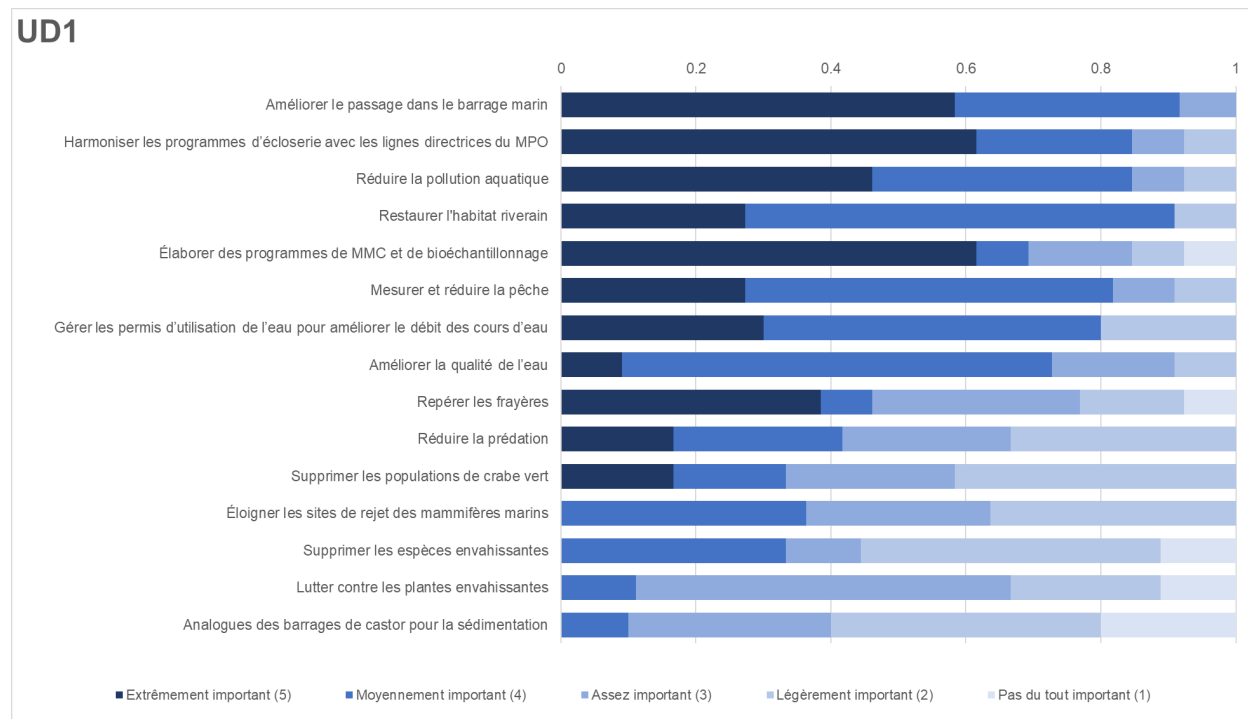


Figure 23. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 1.

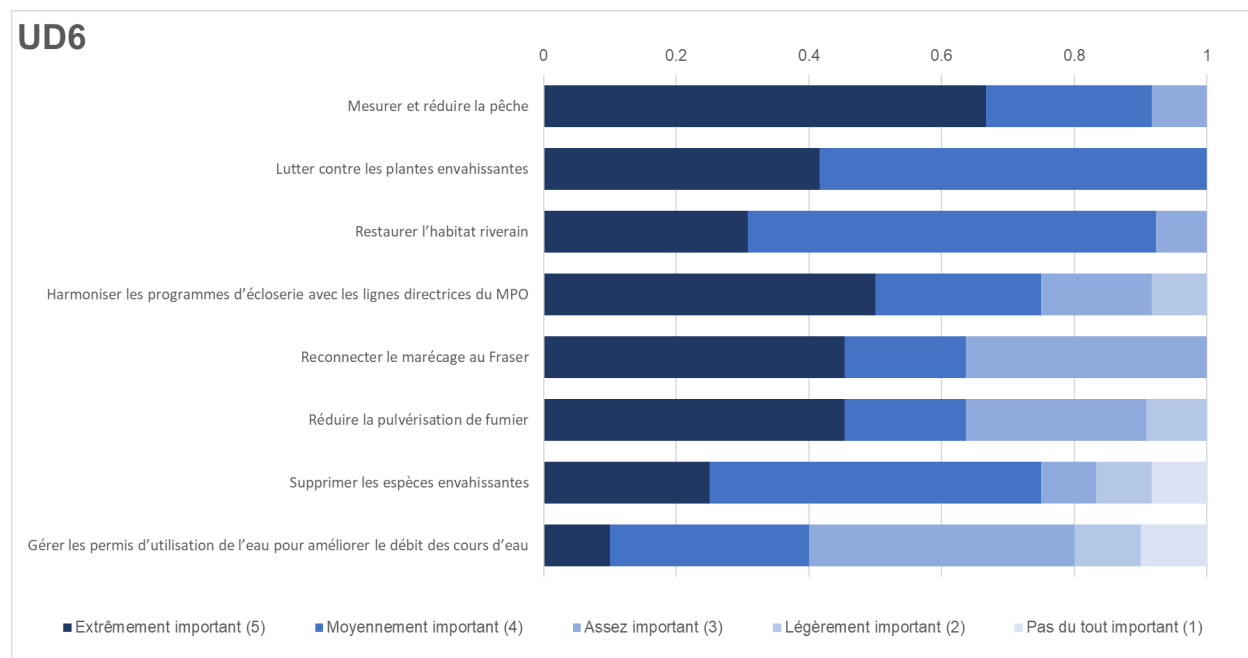


Figure 24. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 6.

UD13

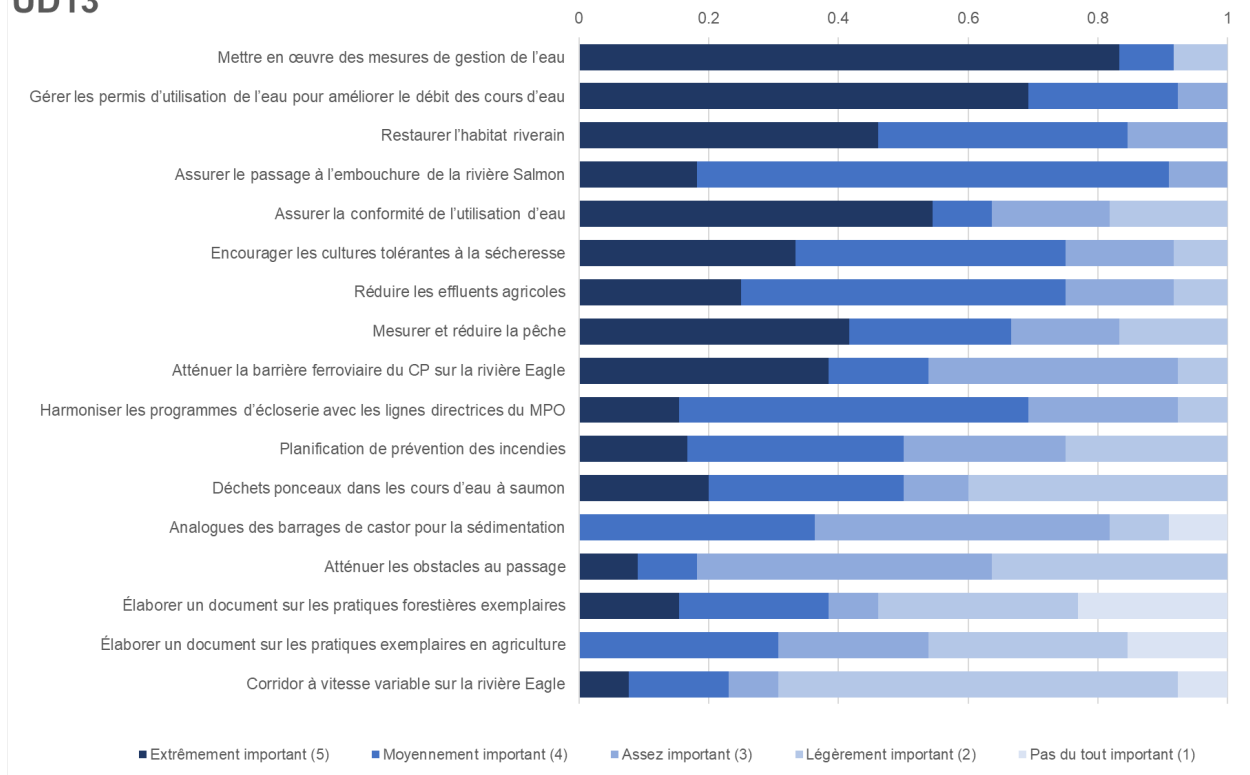


Figure 25. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 13.

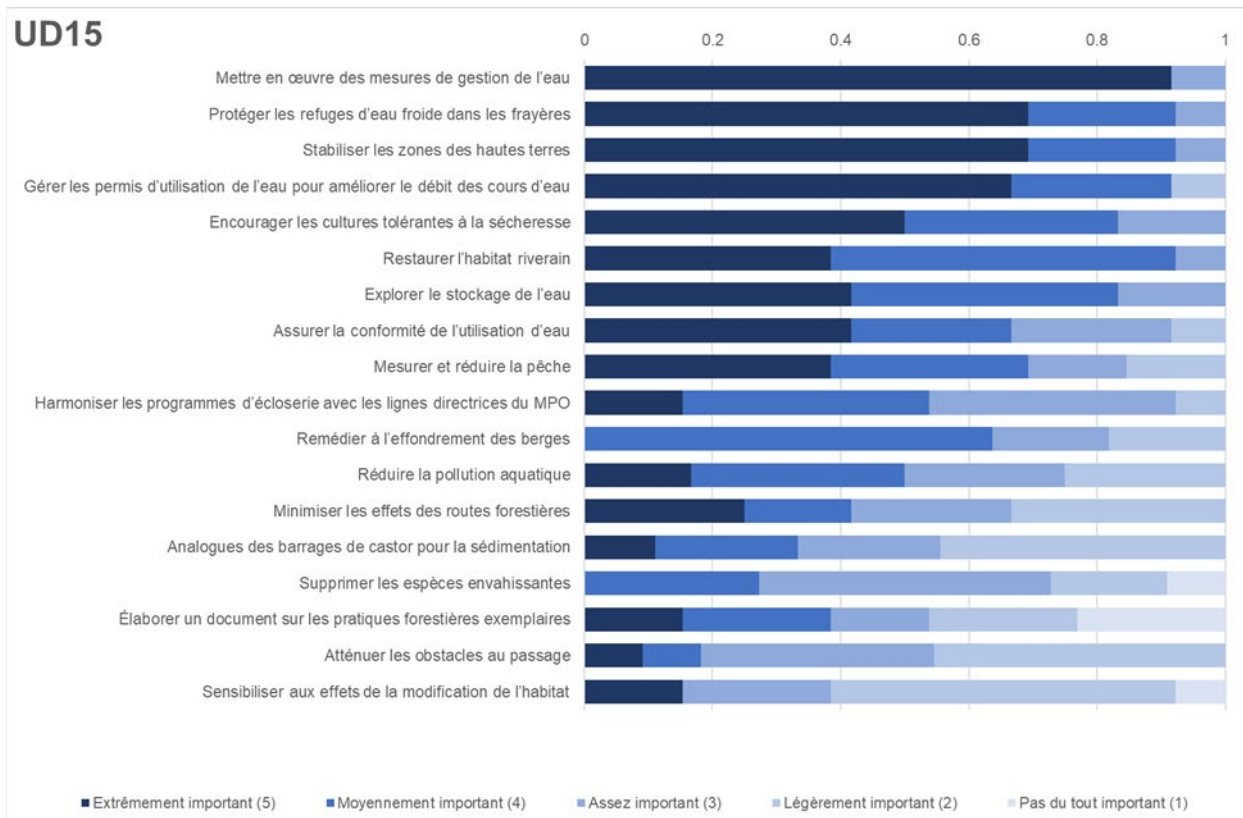


Figure 26. Proportion de réponses au sondage sur l'atténuation pour chaque mesure, classée par moyennes pondérées (en ordre décroissant) pour l'UD 15.

5.2. ÉLÉMENT 17 : INVENTAIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'AMÉLIORER LA PRODUCTIVITÉ OU LA SURVIE

Dresser un inventaire des activités susceptibles de faire augmenter les paramètres de survie ou de productivité.

L'élément 16 dresse un inventaire des activités susceptibles d'atténuer les menaces et les facteurs limitatifs déterminés, dont la plupart pourraient augmenter la productivité ou la survie du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Pour éviter toute redondance, elles ne sont pas reprises ici (voir les mesures d'atténuation possibles et le Tableau 1 pour une liste précise de stratégies d'atténuation). Cependant, comme indiqué dans les sections précédentes, les informations sur la répartition et l'utilisation de l'habitat, l'effet exact des menaces et des facteurs limitatifs et la variation interannuelle croissante des conditions environnementales tout au long du cycle biologique du chinook sont limitées, ce qui entrave notre capacité à mesurer l'effet que les activités d'atténuation peuvent avoir sur la productivité ou la survie.

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

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

Comme il est indiqué dans l'élément 8, les données sont actuellement insuffisantes pour que l'on puisse affirmer si la disponibilité d'habitats convenables pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique empêche actuellement ces quatre UD d'atteindre leurs objectifs de rétablissement. Toutefois, bon nombre des activités d'atténuation décrites dans l'élément 16 (voir le Tableau 1) peuvent contribuer à restaurer les propriétés de l'habitat selon des qualités supérieures. Coker et al. (2010) ont recensé une série d'activités visant à atténuer les menaces dans les milieux aquatiques et susceptibles d'améliorer la qualité des habitats. Le nombre de processus écologiques complexes qui peuvent modifier l'offre et la demande d'habitat au fil du temps limite considérablement notre capacité à produire des avis sur la faisabilité ou l'efficacité de la restauration de l'habitat. Des recherches sont nécessaires pour commencer à prioriser les activités de restauration de l'habitat pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Ce point a été défini comme un besoin de recherche majeur dans l'annexe F, Besoins en recherche.

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

Estimer la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation et activité de recharge énumérée dans l'élément 16, ainsi que l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17.

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

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

Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes attendues) sur une période raisonnable sur le plan scientifique et jusqu'au moment où seront atteints les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité liés aux mesures particulières à examiner énoncées dans l'élément 19. Inclure celles qui présentent la plus forte probabilité de survie et de rétablissement possible pour des valeurs de paramètre réalistes sur le plan biologique.

Ni les taux de mortalité, ni les productivités n'ont été déterminés dans l'élément 19, car il n'est pas possible actuellement de définir des paramètres de productivité ou de mortalité propres à la mesure d'atténuation.

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

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

Les données actuelles sont insuffisantes pour la modélisation des populations et l'élaboration de valeurs de paramètres recommandées.

5.7. ÉLÉMENT 22 : ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

Évaluer le taux maximal de mortalité d'origine anthropique et de destruction de l'habitat qu'une espèce peut subir sans risque pour sa survie ou son rétablissement.

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

Les projections quantitatives prospectives ne sont ni fiables, ni solides pour les quatre UD en raison de l'incertitude qui découle de la qualité des données sur les échappées relatives et de l'absence d'estimations fiables de l'exploitation. Par conséquent, l'évaluation des dommages admissibles est fondée sur l'évaluation des menaces tirée de l'élément 8, des tendances récentes de l'abondance relative (élément 2) et de la trajectoire future possible de ces populations d'après des évaluations qualitatives. D'après les résultats de l'atelier sur les menaces, toutes les UD étaient considérées comme à risque élevé ou extrême, en raison de la gravité et du nombre de menaces auxquelles elles font face. Il peut être difficile d'atténuer bon nombre de ces menaces étant donné leur nature généralisée, surtout que beaucoup sont exacerbées par les changements climatiques, présentant un risque d'extinction pour ces UD au cours des trois prochaines générations.

Une grande incertitude entoure la trajectoire future de ces populations, mais selon l'évaluation des menaces et la description qualitative dans la section 4.2.6., elles sont à risque élevé. À la lumière de ces renseignements, une approche de précaution est indiquée, à moins que des augmentations suffisantes de l'abondance moyenne générationnelle et des tendances de l'abondance soient confirmées à la suite des mesures d'atténuation ou de changements des conditions naturelles. **De nouveaux dommages peuvent continuer à compromettre le rétablissement. Par conséquent, pour favoriser la survie et le rétablissement dans ces UD, il est recommandé d'empêcher tout dommage futur et continu d'origine anthropique, de manière à ne pas compromettre le rétablissement.** Il est important de noter que certaines activités visant à favoriser la survie ou le rétablissement pourraient entraîner des dommages, mais pourraient avoir un effet positif net sur la population et devraient être prises en considération.

Pour l'UD 6, la superficie limitée de l'habitat de fraie et l'existence d'une seule petite population sont des préoccupations supplémentaires.

Pour l'UD 15, une autre préoccupation vient du risque accru de menace découlant des changements au niveau du paysage dans l'ensemble du bassin versant en raison du nombre, de l'étendue et de l'intensité des récents feux de forêt et inondations.

6. RÉFÉRENCES CITÉES

- Akbarzadeh, A., Günther, O.P., Houde, A.L., Li, S., Ming, T.J., Jeffries, K.M., Hinch, S.G. and Miller, K.M. 2018. Developing specific molecular biomarkers for thermal stress in salmonids. *BMC Genom.* 19: 1-28.
- Akbarzadeh, A., Houde, A.L.S., Sutherland, B.J., Günther, O.P. and Miller, K.M. 2020. Identification of hypoxia-specific biomarkers in salmonids using RNA-sequencing and validation using high-throughput qPCR. *G3: Genes, Genomes, Genetics.* 10: 3321-3336.
- Alderdice, D.F., and Velsen, F.P.J. 1978. [Relation between temperature and incubation time for eggs of Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). *J. Fish. Res. Board Canada* 35(1): 69–75.
- Alderman, S.L., Dindia, L.A., Kennedy, C.J., Farrell, A.P., and Gillis, T.E. 2017a. [Proteomic analysis of Sockeye Salmon serum as a tool for biomarker discovery and new insight into the sublethal toxicity of diluted bitumen](#). *Comp. Biochem. Physiol.* 22: 157–166.
- Alderman, S.L., Lin, F., Farrell, A.P., Kennedy, C.J., and Gillis, T.E. 2017b. [Effects of diluted bitumen exposure on juvenile sockeye salmon: From cells to performance](#). *Environ. Toxicol. Chem.* 36(2): 354–360.
- Alila, Y., and Beckers, J. 2001. [Using numerical modelling to address hydrologic forest management issues in British Columbia](#). *Hydrol. Process.* 15(18): 3371–3387.
- Allan, J.D., Wipfli, M.S., Caouette, J.P., Prussian, A., and Rodgers, J. 2003. [Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60(3): 309–320.
- Alsaadi, F., Hodson, P. V., and Langlois, V.S. 2018. [An embryonic field of study: The aquatic fate and toxicity of diluted bitumen](#). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 100: 8–13.
- Anderson, D., Moggridge, H., Warren, P., and Shucksmith, J. 2014. [The impacts of 'run-of-river' hydropower on the physical and ecological condition of rivers](#). *Water Environ. J.* 29(2): 268–276.
- Andres-Terre, M., McGuire, H.M., Pouliot, Y., Bongen, E., Sweeney, T.E., Tato, C.M. and Khatri, P. 2015. Integrated, multi-cohort analysis identifies conserved transcriptional signatures across multiple respiratory viruses. *Immunity.* 43: 1199-1211.
- Araki, H., Berejikian, B.A., Ford, M.J., and Blouin, M.S. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evol. Applic.* 1: 342-355.
- Araki, H., Cooper, B., and Blouin, M.S. 2007. Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science.* 318:100–103.
- Araki, H., Cooper, B., and Blouin, M.S. 2010. Carry-over effect of captive breeding reduces reproductive fitness of wild-born descendants in the wild. *Bio. Lett.* 5: 62-624.
- Arbeider, M., Sharpe, C., Carr-Harris, C., and Moore, J.W. 2019. Integrating prey dynamics, diet, and biophysical factors across an estuary seascape for four fish species. *Mar. Eco. Prog. Ser.* 613: 151-169.

-
- Arbeider, M., Ritchie, L., Braun, D., Jenewein, B., Rickards, K., Dionne, K., Holt, C., Labelle, M., Nicklin, P., Mozin, P., Grant, P., Parken, C., et Bailey, R. 2020. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon coho du Fraser intérieur](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/025. xii + 231 p.
- Arkoosh, M.R., Boylen, D., Dietrich, J., Anulacion, B.F., GinaYlitalo, Bravo, C.F., Johnson, L.L., Loge, F.J., and Collier, T.K. 2010. [Disease susceptibility of salmon exposed to polybrominated diphenyl ethers \(PBDEs\)](#). *Aquat. Toxicol.* 98(1): 51–59.
- Arkoosh, M.R., Casillas, E., Clemons, E., Kagley, A.N., Olson, R., Reno, P., and Stein, J.E. 1998. [Effect of pollution on fish diseases: Potential impacts on salmonid populations](#). *J. Aquat. Anim. Health* 10(2): 182–190.
- Arkoosh, M.R., Casillas, E., Clemons, E., McCain, B., and Varanasi, U. 1991. [Suppression of immunological memory in juvenile Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) from an urban estuary](#). *Fish Shellfish Immunol.* 1(4): 261–277.
- Arkoosh, M.R., Casillas, E., Huffman, P., Clemons, E., Evered, J., Stein, J.E. and Varanasi, U., 1998. Increased susceptibility of juvenile Chinook Salmon from a contaminated estuary to *Vibrio anguillarum*. *Trans. Amer. Fish Soc.* 127: 360-374.
- Arostegui, M.C., Smith, J.M., Kagley, A.N., Spilsbury-Pucci, D., Fresh, K.L., and Quinn, T.P. 2017. [Spatially clustered movement patterns and segregation of subadult Chinook salmon within the salish sea](#). *Mar. Coast. Fish.* 9(1): 1–12.
- Association of Professional Engineers and Geoscientists of British Columbia (APEGBC). 2016. [Flood Mapping in BC](#). The Association of Professional Engineers and Geoscientists of British Columbia. 54 p. [Consulté le 22 mars 2022]
- Bachman, R.A. 1984. Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113: 1–32.
- Baird, R.W. 2001. [Status of Harbour Seals, *Phoca vitulina*, in Canada](#). *Can. Field-Naturalist* 115(4): 663–675. [Consulté le 17 mars 2022]
- Ballard, T.M., and Krueger, W.C. 2005. Cattle and salmon II: Inference of Animal Activity From GPS Collar Data on Free-Ranging Cattle. *Rangel. Ecol. Manag.* 58(3): 274–278.
- Barnes, W.J. 1999. [The rapid growth of a population of Reed Canarygrass \(*Phalaris arundinacea* L.\) and its impact on some riverbottom herbs](#). *The Journal of the Torrey Botanical Society. J. Torrey Bot. Soc.* 126(2): 133–138. [Consulté le 23 mars 2022]
- Barnett-Johnson, R., Grimes, C.B., Royer, C.F., and Donohoe, C.J. 2007. [Identifying the contribution of wild and hatchery Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) to the ocean fishery using otolith microstructure as natural tags](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 1683–1692.
- Barton, B.A., Schreck, C., Ewing, R.D., and Patino, R. 1985. Changes in plasma cortisol during stress and smoltification in Coho Salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 59(3): 468–471.
- Bass, A.L., Connors, B.M., Bateman, A.W., Station, B.A., Mordecai, G.J., Teffer, A.K., Kaukinen, K.H., Li, S., Tabata, A., Rondeau, E.B., Patterson, D.A., Hinch, S.G., Trudel, M., Miller, K.M. 2022. Identification of infectious agents in early marine Chinook and Coho salmon associated with cohort survival. *Facets.* 7(1) 742-773.

-
- Bass, A.L., Hinch, S.G., Teffer, A.K., Patterson, D.A., and Miller, K.M. 2017. [A survey of microparasites present in adult migrating Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in south-western British Columbia determined by high-throughput quantitative polymerase chain reaction](#). J. Fish Dis. 40(4): 453–477.
- Bateman, A., Teffer, A., Bass, A., Ming, T., Hunt, B., Krkošek, M., and Miller, K. 2021. [Atlantic salmon farms are a likely source of *Tenacibaculum maritimum* infection in migratory Fraser River sockeye salmon](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci.
- BC Ministry of Agriculture. 2016. [Agricultural Land Use Inventory: Fraser Valley Regional District, Summer 2011-2013](#) (Reference No. 800.510-24.2013). Abbotsford, B.C. [Consulté le 23 mars 2022]
- BC Ministry of Environment (MOE). 2011. [Field Assessment for Determining Fish Passage Status of Closed Bottom Structures](#). 24 p.
- BC Ministry of Environment Lands and Parks. 1999. [Guidelines for Management of Flood Protection Works in British Columbia](#). 31 p. [Consulté le 22 mars 2022]
- BC Ministry of Forests, Lands, and Natural Resource Operations (FLNRO). 2017. [BC Provincial Timber Management Goals, Objectives & Targets](#). 18p.
- BC Ministry of Forestry. 2004. Quesnel timber supply area. Rationale for annual allowable cut (AAC) determination, effective 1 October 2004. 63 p.
- BC Ministry of Forests and Range. 2005. Merritt timber supply area. Rationale for annual allowable cut (AAC) determination, effective 1 July 2005. 63 p.
- Beacham, T.D., and Murray, C.B. 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., Gould, A.P., Withler, R.E., Murray, C.B., and Barner, L.W. 1987. [Biochemical Genetic Survey and Stock Identification of Chum Salmon \(*Oncorhynchus keta*\) in British Columbia](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(10): 1702–1713.
- Beacham, T.D., Supernault, K.J., Wetklo, M., Deagle, B., Labaree, K., Irvine, J.R., Candy, J.R., Miller, K.M., Nelson, R.J., and Withler, R.E. 2003. The geographic basis for population structure in Fraser River Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Fish. Bull. 101(2): 229–242.
- Beakes, M.P., Moore, J.W., Hayes, S.A., and Sogard, S.M. 2014. [Wildfire and the effects of shifting stream temperature on salmonids](#). Ecosphere 5(5): 1–14.
- Beamer, E.M., and Henderson, R.A. 1998. Juvenile Salmonid Use of Natural and Hydromodified Stream Bank Habitat in the Mainstem Skagit River, Northwest Washington. State of Idaho Department of Fish and Game. Skagit System Cooperative Research Department. 52 p.
- Beamish, R., and Neville, C. 1995. [Pacific salmon and Pacific herring mortalities in the Fraser River plume caused by river lamprey \(*Lampetra ayresii*\)](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 644–650. [Consulté le 22 mars 2022]
- Beamish, R.J., and Mahnken, C. 2001. [A critical size and period hypothesis to explain natural regulation of salmon abundance and the linkage to climate and climate change](#). Prog. Oceanogr. 49(1–4): 423–437.
- Beamish, R.J., and Neville, C.M. 2001. [Predation-based mortality on juvenile salmon in the Strait of Georgia](#). Tech. Rep. North Pacific Anadromous Fish Comm. 2(October): 11–13.

-
- Beamish, R.J., Lange, K.L., Neville, C.M., Sweeting, R.M., and Beacham, T.D. 2011. Structural patterns in the distribution of ocean- and stream-type juvenile chinook salmon populations in the Strait of Georgia in 2010 during the critical early marine period. North Pacific Anadromous Fish Commission. Doc. 1354.
- Beauchamp, D.A., Hoy, M., Wetzel, L., Muehlman, J., Stenberg, K., Mclean, J., Code, T., Elder, N., and Larsen, K. 2020. Trophic relationships of resident Chinook and Coho salmon and the influence of artificial light at night (ALAN) on predation risk during early marine life stages of juvenile salmon and forage fishes in Puget Sound. Salish Sea Marine Survival Project (SSMP) Technical Report. 65 p.
- Beck, M.W., Heck, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F., and Weinstein, M.P. 2001. [The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates](#). *Bioscience* 51(8): 633.
- Becker, D. 1973. Food and growth parameters of juvenile chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in Central Columbia River. *Fish. Bull.* 71(2): 387–400.
- Bell, R. 1958. Time, size, and estimated numbers of seaward migrations of Chinook Salmon and Steelhead Trout in the Brownlee-Oxbow section of the Middle Snake River. *In* J. of Chem. Infor. and Mod. Boise, Idaho, U.S.A.
- Berejikian, B., and Ford, M. 2003. Review of relative fitness of hatchery and natural salmon. National Marine Fisheries Service, Northwest Fisheries Science Center. Seattle, WA. NMFSNWFSC-61. 29 p.
- Bertness, M.D., and Ewanchuk, P.J. 2002. [Latitudinal and climate-driven variation in the strength and nature of biological interactions in New England salt marshes](#). *Oecologia* 132(3): 392–401.
- Beschta, R., Bilby, R., Brown, G., Holtby, L., and Hofstra, T. 1987. [Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions](#). *Streamside Manag. For. Fish. Interact.*: 191–232. [Consulté le 17 mars 2022]
- Bieber, C. 2003. Field sampling and modelling of creosote-derived contamination in a tidally-forced aquifer. Thesis (M.Sc.). University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Birchler, J.A., Yao, H., and Chudalayandi, S. 2006. Unraveling the genetic basis of hybrid vigor. *Pro. Nat. Acad. Sci.* 103: 12957-12958.
- Birtwell, I., Levings, C., Macdonald, J., and Rogers, I. 1988. A review of fish habitat issues in the Fraser River system. *Water Pollut. Res. J. Canada* 23(1): 1–30.
- Birtwell, I.K., Nassichuk, M.D., Beune, H., and Gang, M. 1987. Deas Slough, Fraser River Estuary, British Columbia: general description and some aquatic characteristics. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1926: 45 p.
- Bisson, P.A., and Bilby, R.E. 1982. [Avoidance of suspended sediment by juvenile Coho Salmon](#). *North Am. J. Fish. Manag.* 4: 371–374.
- Bjornn, T.C. 1971. [Trout and salmon movements in two Idaho streams as related to temperature, food, stream flow, cover, and population density](#). 100(3): 423–438.
- Bjornn, T.C., and Reiser, D.W. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. *In* Meehan W.R. (Ed.): *Influence of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats*. pp. 83–138.
-

-
- Bladon, K.D., Segura, C., Cook, N.A., Bywater-Reyes, S., and Reiter, M. 2018. [A multicatchment analysis of headwater and downstream temperature effects from contemporary forest harvesting](#). *Hydrol. Process.* 32(2): 293–304.
- Blais, J.M. 2005. [Biogeochemistry of persistent bioaccumulative toxicants: Processes affecting the transport of contaminants to remote areas](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62(1): 236–243.
- Blais, J.M., Schindler, D.W., Sharp, M., Braekevelt, E., Lafrenière, M., McDonald, K., Muir, D.C.G., and Strachan, W.M.J. 2001. [Fluxes of semivolatile organochlorine compounds in Bow Lake, a high-altitude, glacier-fed, subalpine lake in the Canadian rocky mountains](#). *Limnol. Oceanogr.* 46(8): 2019–2031.
- Boles, G.L., Turek, S., Maxwell, C., and McGill, D.M. 1988. Water Temperature Effects on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) with Emphasis on the Sacramento River. A Literature Review. State of California Department of Water Resources, Northern District. 97 p.
- Bollens, S., vanden Hooff, R., Butler, M., Cordell, J., and Frost, B. 2010. Feeding ecology of juvenile pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*) in a northeast pacific fjord: Diet, availability of zooplankton, selectivity for prey, and potential competition for prey resources. *Fish. Bull.* 108(4): 393–407.
- Bonar, S.A., Bolding, B.D., Divens, M., and Meyer, M. 2005. Effects of introduced fishes on coho salmon in three shallow Pacific northwest lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 134: 641–652.
- Bond, N.A., Cronin, M.F., Freeland, H., and Mantua, N. 2015. [Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific](#). *Geophys. Res. Lett.* 42(9): 3414–3420.
- Bonsal, B.R., Peters, D.L., Seglenieks, F., Rivera, A., and Berg, A. 2019. Changes in freshwater availability across Canada; Chapter 6 in Canada's Changing Climate Report. pp. 261–342.
- Booth, D.B., Hartley, D., and Jackson, R. 2002. [Forest cover, impervious-surface area, and the mitigation of stormwater impacts¹](#). *J. Am. Water Resour. Assoc.* 38(3): 835–845.
- Bowerman, T., Roumasset, A., Keefer, M.L., Sharpe, C.S., and Caudill, C.C. 2018. [Prespawn mortality of female Chinook Salmon increases with water temperature and percent hatchery origin](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 147(1): 31–42.
- Bowerman, T.E., Keefer, M.L., and Caudill, C.C. 2021. Elevated stream temperature, origin, and individual size influence Chinook salmon prespawn mortality across the Columbia River basin. *Fisher. Res.* 237: 105874.
- Bradford, M.J., and Irvine, J.R. 2000. [Land use, fishing, climate change, and the decline of Thompson River, British Columbia, Coho Salmon](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(1): 13–16.
- Bradford, M.J., and Taylor, G.C. 1997. [Individual variation in dispersal behaviour of newly emerged chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) from the Upper Fraser River, British Columbia](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(7): 1585–1592.
- Bradford, M.J., Tovey, C.P., and Herborg, L.M. 2008a. [Biological Risk Assessment for Yellow Perch \(*Perch flavescens*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2008/073. vi + 27.
- Bradford, M.J., Tovey, C.P., and Herborg, L.M. 2008b. [Biological Risk Assessment for Northern Pike \(*Esox lucius*\), Pumpkinseed \(*Lepomis gibbosus*\), and Walleye \(*Sander vitreus*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2008/074. viii + 46.
-

-
- Brannon, E.L., Currens, K.P., and Lichatowich, J.A. 1999. Review of Artificial Production of Anadromous and Resident Fish in the Columbia River Basin, Part I: A Scientific Basis for Columbia River Production Program. Northwest Power Planning Council, Document 99-4 (April 1999).
- Brannon, E.L., Powell, M.S., Quinn, T.P., and Talbot, A. 2004. [Population structure of Columbia River Basin Chinook Salmon and Steelhead Trout](#). In *Reviews in Fisheries Science*.
- Braun, D.C., Moore, J.W., Candy, J., and Bailey, R.E. 2016. [Population diversity in salmon: Linkages among response, genetic and life history diversity](#). *Ecography (Cop.)*. 39(3): 317–328.
- Bravo, C.F., Curtis, L.R., Myers, M.S., Meador, J.P., Johnson, L.L., Buzitis, J., Collier, T.K., Morrow, J.D., Laetz, C.A., Loge, F.J., and Arkoosh, M.R. 2011. [Biomarker responses and disease susceptibility in juvenile Rainbow Trout *Oncorhynchus mykiss* fed a high molecular weight PAH mixture](#). *Environ. Toxicol. Chem.* 30(3): 704–714.
- Brenner, R.E., Moffitt, S.D., and Grant, W.S. 2012. Straying of hatchery salmon in Prince William Sound, Alaska. *Envir. Bio. of Fishes*. 94: 179-195.
- Brett, J.R., Clarke, W.C., and Shelbourn, J.E. 1982. Experiments on thermal requirements for growth and food conversion efficiency of juvenile Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* (1127): 1–29.
- Brocklebank, J.R., Evelyn, T.P.T., Speare, D.J., and Armstrong, R.D. 1993. *Rickettsial septicemia* in farmed Atlantic and Chinook salmon in British Columbia: Clinical presentation and experimental transmission. *The Can. Vet. J.* 34: 745–748.
- Brotz, L., Cheung, .W.L., Kleisner, K., Pakhomov, E., and Pauly, D. 2012. [Increasing jellyfish populations: Trends in large marine ecosystems](#). *Hydrobiologia* 690(1): 3–20.
- Brown, G., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Candy, J.R., Parken, C.K., Pestal, G., and Willis, D.M. 2013. Pre-COSEWIC assessment of southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations. CSAP 2012/13 P23.
- 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, T.G., Runciman, B., Pollard, S., and Grant, A.D.A. 2009a. Biological Synopsis of Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2884: V+27.
- Brown, T.G. 2002. [Floodplains, flooding, and salmon rearing habitats in British Columbia: A review](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2002/007. 155 p.
- Brown, T.G., and Winchell, P. 2002. Use of Shuswap Lake foreshore by juvenile salmonids. Paper given at Institute of Ocean Science, Victoria, B.C. at MEHSD all staff meeting on Nov 27/2002.
- Brown, T.G., and Winchell, P. 2004. Fish Community of Shuswap Lake's Foreshore. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 60. Nanaimo, BC.
- Brown, T.G., Runciman, B., Pollard, S., Grant, A.D.A., and Bradford, M.J. 2009b. [Biological synopsis of Smallmouth Bass \(*Micropterus dolomieu*\)](#). *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2887: v + 50p.
-

-
- Brown, T., Runciman, B., Bradford, M.J., and Pollard, S. 2009c. [A biological synopsis of Yellow Perch \(*Perca flavescens*\)](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2883: v + 28p.
- Brown, T.G., White, E., Kelly, D., Rzen, L., and Rutten, J. 1994. Availability of juvenile Chinook Salmon to predators along the margins of the Nechako and Stuart rivers, B.C. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2245: 34 p.
- Brown, T.J., Whitehouse, T.R., and Levings, C.D. 1989. Beach seine data from the Fraser River at the north arm and main arm, and Agassiz during 1987-88. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 737: 134 p.
- Bruce, J. and Hatfield, T. 2003. Predicting salmonid habitat-flow relationships for streams from western North America. Nor. Amer. J. Fish. Manag. 20: 1005-1015.
- Brusven, M.A., Meehan, W.R., and Ward, J.F. 1986. Summer Use of Simulated Undercut Banks by Juvenile. North Am. J. Fish. Manag. 6: 32–37.
- Buhl, K.J., and Hamilton, S.J. 1998. [Acute toxicity of fire-retardant and foam-suppressant chemicals to early life stages of Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). Environ. Toxicol. Chem. 17(8): 1589–1599.
- Buhle, E.R., Holsman, K.K., Scheuerell, M.D., and Albaugh, A. 2009. Using an unplanned experiment to evaluate the effects of hatcheries and environmental variation on threatened populations of wild salmon. Biol. Conserv. 142(11): 2449–2455.
- Bullard, A., Wensink, R., and Moore, S. 2015. Sustainable Sediment Remediation. Naval Facilities Engineering Command Technical Report-NAVFAC EXWC-EV-1515. 43p + Appendix.
- Burdick, D.M., and Short, F.T. 1999. [The effects of boat docks on eelgrass beds in coastal waters of Massachusetts](#). Environ. Manage. 23(2): 231–240.
- Burner, C.J. 1951. [Characteristics of spawning nests of Columbia River salmon](#). U.S. Fish Wildl. Serv. Fish. Bull. 52: 94–110.
- Burt, D.W., and Wallis, M. 1997. [Assessment of Salmonid Habitat in the Salmon River, Salmon Arm](#). DFO Can.
- Burt, J.M., Hinch, S.G., and Patterson, D.A. 2012. [Developmental temperature stress and parental identity shape offspring burst swimming performance in sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\)](#). Ecol. Freshw. Fish. 21(2): 176–188.
- Bush, E., and Lemmen, D. 2019. [Canada's Changing Climate Report](#). Government of Canada, Ottawa, ON. [Consulté le 22 mars 2022]
- Bustard, D.R. 1986. Some differences between coastal and interior stream ecosystems and the implication to juvenile fish production. Pages 117-126, in J.H. Patterson (ed.), Proceedings of the Workshop on Habitat Improvements, Whistler, B.C. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.: 117–126.
- Caldeira, K., and Wickett, M.E. 2003. [Anthropogenic carbon and ocean pH](#). Nature 425(6956): 365.
- Caldeira, K., Archer, D., Barry, J.P., Bellerby, R.G.J., Brewer, P.G., Cao, L., Dickson, A.G., Doney, S.C., Elderfield, H., Fabry, V.J., Felly, R.A., Gattuso, J.P., Haugan, P.M., Hoegh-Guldberg, O., Jain, A.K., Kleypas, J.A., Langdon, C., Orr, J.C., Ridgwell, A., Sabine, C.L., Seibel, B.A., Shirayama, Y., Turley, C., Watson, A.J., and Zeebe, R.E. 2007. [Comment on "Modern-age buildup of CO₂ and its effects on seawater acidity and salinity" by Hugo A. Loáiciga](#). Geophys. Res. Lett. 34(18): 3–5.
-

-
- Cambary, J.A. 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreation freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500: 217–230.
- Campbell, P.M., and Devlin, R.H. 1997. [Increased CYP1A1 and ribosomal protein L5 gene expression: The response of juvenile Chinook Salmon to coal dust exposure](#). *Aquat. Toxicol.* 38(1–3): 1–15. [Consulté le 22 mars 2022].
- Candy, J.R., and Beacham, T.D. 2000. Patterns of homing and straying in southern British Columbia coded-wire tagged Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations. *Fish. Res.* 47: 41-56.
- Candy, J.R., Irvine, J.R., Parken, C.K., Lemke, S.L., Bailey, R.E., Wetklo, M., and Jonsen, K. 2002. [A discussion paper on possible new stock groupings \(Conservation Units\) for Fraser River Chinook Salmon](#). *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2002/085: 57 p.
- Carey, A.J., Lanksbury, J., Niewolny, L.A., West, J.E., Ylitalo, G., Johnson, L., and O'Neill, S.M. 2017. [Assessing the threat of toxic contamination to early marine survival of Chinook salmon from Puget Sound](#). In *Salish Sea Ecosystem Conference*. [Consulté le 22 mars 2022]
- Carlson, S.M., and Satterthwaite, W.H. 2011. [Weakened portfolio effect in a collapsed salmon population complex](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68(9): 1579–1589.
- Carter, K. 2005. [The Effects of Temperature on Steelhead Trout, Coho Salmon, and Chinook Salmon Biology and Function by Life Stage. Implications for Klamath Basin TMDLs](#). *Quality* (August). 27 p.
- Carter, K.S. 2014. *Striking a Balance: the Challenges of Using a Professional Reliance Model in Environmental Protection-British Columbia's Riparian Areas Regulation*. Victoria, BC.
- Casillas, E., McCain, B.B., Arkoosh, M., and Stein, J.E. 1997. Estuarine Pollution and Juvenile Salmon Health: Potential Impact on Survival. In *Estuarine and ocean survival of Northeastern Pacific Salmon: Proceedings of the workshop*. Edited by R.L. Emmett and M.H. Schiewe. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. p. 313.
- Cathcart, N.C., Dunker, K.J., Quinn, T.P., Sepulveda, A.J., von Hippel, F.A., Qizik, A., Young, D.B., and Westley, P.A.H. 2019. Trophic plasticity of renowned piscivore: a diet synthesis of northern pike (*Esox Lucius*) from native and introduced ranges in Alaska, USA. *Biol. Invas.* 21: 1379-1392.
- Cathey, H., and Campbell, L. 1975. Security lighting and its impact on the landscape. *J. Arboric.* 1: 181–187.
- Cavole, L., Demko, A., Diner, R., Giddings, A., Koester, I., Pagniello, C., Paulsen, M.-L., Ramirez-Valdez, A., Schwenck, S., Yen, N., Zill, M., and Franks, P. 2016. [Biological Impacts of the 2013–2015 Warm-Water Anomaly in the Northeast Pacific: Winners, Losers, and the Future](#). *Oceanography* 29(2): 273–285.
- Chalifour, L., Scott, D.C., MacDuffee, M., Stark, S., Dower, J.F., Beacham, T.D., Martin, T.G., and Baum, J.K. 2020. [Chinook salmon exhibit long-term rearing and early marine growth in the Fraser River, British Columbia, a large urban estuary](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 550 (December 2020): 1–12.
- Chamberlin, J., Petrou, E., Duguid, W., Barsh, R., Juanes, F., Qualley, J., and Hauser, L. 2021. Phenological diversity of a prey species supports life-stage specific foraging opportunity for a mobile consumer. *ICES J. Mar. Sci.* 78(9): 3089–3100.
- Chandler, G.L., and Bjornn, T.C. 1988. Abundance, growth, and interactions of juvenile steelhead relative to time of emergence. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117: 432–443.

-
- Chapman, D.W. 1988. [Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids](#). Trans. Am. Fish. Soc. 117: 1–21.
- Chapman, D.W., and Knudsen, E. 1980. [Channelization and Livestock Impacts on Salmonid Habitat and Biomass in Western Washington](#). Trans. Am. Fish. Soc. 109: 357–363.
- Chapman, L.J., and Mackay, W.C. 1990. Ecological correlates of feeding flexibility in northern pike (*Esox Lucius*). J. Fresh. Eco. 5: 313-322.
- Chasco, B., Kaplan, I.C., Thomas, A., Acevedo-Gutiérrez, A., Noren, D., Ford, M.J., Hanson, M.B., Scordino, J., Jeffries, S., Pearson, S., Marshall, K.N., and Ward, E.J. 2017. [Estimates of chinook salmon consumption in Washington State inland waters by four marine mammal predators from 1970 to 2015](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(8): 1173–1194.
- Chittenden, C.M., Sweeting, R., Neville, C.M., Young, K., Galbraith, M., Carmack, E., Vagle, S., Dempsey, M., Eert, J., and Beamish, R.J. 2018. Estuarine and marine diets of out-migrating Chinook Salmon smolts in relation to local zooplankton populations, including harmful blooms. Estuar. Coast. Shelf Sci. 200: 335–348.
- Choi, G., Robinson, D.A., and Kang, S. 2010. [Changing northern hemisphere snow seasons](#). J. Clim. 23(19): 5305–5310.
- Christensen, V., and Trites, A.W. 2011. [Predation on Fraser River Sockeye Salmon](#). Cohen Commission Technical Report 8.
- Christie M.R., Marine, M.L., French, R.A., and Blouin, M.S. 2014a. Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. Pro. of the Nat. Acad. of Sci. USA. 109: 238-242.
- Christie, M.R., Ford, M.J., and Blouin, M.S. 2014b. On the reproductive success of early-generation hatchery fish in the wild. Evol. Applic. 7: 883-896.
- Christie, M.R., Marine, M.L., Fox, S.E., French, R.A., and Blouin, M.S. 2016. A single generation of domestication heritably alters the expression of hundreds of genes. Nat. Comm. 7: 10676.
- City of Surrey. 2015. [Upper Serpentine Integrated Stormwater Management Plan](#). 274 p.
- City of Surrey. 2019. [Disaster Mitigation and Adaption Fund \(DMAF\) Projects: Nicomekl and Serpentine Sea Dams; and King George Boulevard \(KGB\) Nicomekl Bridge Replacement Design Services](#). 36 p.
- Clague, J.J., and Bobrowsky, P.T. 1999. The Geological Signature of Great Earthquakes off Canada's West Coast. Geosci. Canada 26(1): 15 p.
- Clague, J.J., Munro, A., and Murty, T. 2003. Tsunami hazard and risk in Canada. Nat. Hazards 28(June): 433–461.
- Clark, T.D., Sandblom, E., Cox, G.K., Hinch, S.G., and Farrell, A.P. 2008. [Circulatory limits to oxygen supply during an acute temperature increase in the Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). Am. J. Physiol. Regul. Integr. Comp. Physiol. 295(5): 1631–1639.
- Coker, G.A.A., Ming, D.L.L., and Mandrak, N.E.E. 2010. Mitigation Guide for the Protection of Fishes and Fish Habitat to Accompany the Species at Risk Recovery Potential Assessments Conducted by Fisheries and Oceans Canada (DFO) in Central and Arctic Region. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. (2904): 48 p.
- Cole, E., and Newton, M. 2013. [Influence of streamside buffers on stream temperature response following clear-cut harvesting in western Oregon](#). Can. J. For. Res. 43(11): 993–1005.

-
- Collie, J.S., Peterman, R.M., and Walters, C.J. 1990. [Experimental harvest policies for a mixed-stock fishery: Fraser River sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47(1): 145–155.
- Collins, S.F., Baxter, C. V., Marcarelli, A.M., and Wipfli, M.S. 2016. [Effects of experimentally added salmon subsidies on resident fishes via direct and indirect pathways](#). Ecosphere 7(3): 1–18.
- Condon, R.H., Graham, W.M., Duarte, C.M., Pitt, K.A., Lucas, C.H., Haddock, S.H.D., Sutherland, K.R., Robinson, K.L., Dawson, M.N., Decker, M.B., Mills, C.E., Purcell, J.E., Malej, A., Mianzan, H., Uye, S., Gelcich, S., and Madin, L.P. 2012. [Questioning the rise of gelatinous zooplankton in the world's oceans](#). Bioscience 62(2): 160–169.
- Connor, W.P., Burge, H.L., Waitt, R., and Bjornn, T.C. 2002. [Juvenile life history of wild fall Chinook Salmon in the Snake and Clearwater rivers](#). North Am. J. Fish. Manag. 22(3): 703–712.
- COSEPAC. 2017. COSEWIC assessment and status report on the chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha* (Okanagan population) in Canada. Ottawa, ON. xii +62 p. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON.
- COSEPAC. 2018. Assessment and Status Report on 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 p. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON.
- COSEPAC. 2020. Assessment and Status Report on 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. xxxi + 238 p. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ON.
- Counihan, T.D., Hardiman, J.M., Burgess, D.S., Simmons, K.E., Holmberg, G., Rogala, J.A., and Polacek, R.R. 2012. [Assessing native and introduced fish predation on migrating juvenile salmon in Priest Rapids and Wanapum Reservoirs, Columbia River, Washington, 2009–11](#). Reston, VA. [Consulté le 21 mars 2022]
- Costello, M.J. 2006. Ecology of sea lice parasitic on farmed and wild fish. Trends Parasitol. 22: 475-483
- Cowen, L., Trouton, N., and Bailey, R.E. 2007. [Effects of angling on Chinook Salmon for the Nicola River, British Columbia, 1996–2002](#). North Am. J. Fish. Manag. 27(1): 256–267.
- Crooks, J.A. 2002. [Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: The role of ecosystem engineers](#). Oikos 97(2): 153–166.
- Cullon, D.L., Yunker, M.B., Alleyne, C., Dangerfield, N.J., O'Neill, S., Whitticar, M.J., and Ross, P.S. 2009. [Persistent organic pollutants in Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\): Implications for resident killer whales of British Columbia and adjacent waters](#). Environ. Toxicol. Chem. 28(1): 148–161.
- D'Eon-Eggertson, F., Dulvy, N.K., and Peterman, R.M. 2015. [Reliable identification of declining populations in an uncertain world](#). Conserv. Lett. 8(2): 86–96.
- Daly, E.A., Brodeur, R.D., and Auth, T.D. 2017. [Anomalous ocean conditions in 2015: Impacts on spring Chinook salmon and their prey field](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 566(September 2014): 168–182.
-

-
- Daly, E.A., Brodeur, R.D., and Weitkamp, L.A. 2009. Ontogenetic shifts in diets of juvenile and subadult coho and Chinook salmon in coastal marine waters: Important for marine survival?. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 138: 1420-1438.
- Daly E.A., Benkwitt, C.E, Brodeur, R.D., Litz, M.N.C., and Copeman, L.A. 2010. [Fatty acid profiles of juvenile salmon indicate prey selection strategies in coastal marine waters](#). *Mar Biol.* 157:1975-1987.
- Daughton, C., and Brooks, B. 2011. Active Pharmaceutical Ingredients and Aquatic Organisms. *Environ. Contam. Biota*: 287–347.
- David, A.T., Simenstad, C.A., Cordell, J.R., Toft, J.D., Ellings, C.S., Gray, A., and Berge, H.B. 2016. [Wetland Loss, Juvenile Salmon Foraging Performance, and Density Dependence in Pacific Northwest Estuaries](#). *Estuaries and Coasts* 39(3): 767–780.
- Davis, M.J., Woo, I., Ellings, C.S., Hodgson, S., Beauchamp, D.A., Nakai, G., and De La Cruz, S.E.W. 2018. [Integrated diet analyses reveal contrasting trophic niches for wild and hatchery juvenile Chinook Salmon in a large river delta](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 147(5): 818–841.
- Davis, M.J., Woo, I., Ellings, C.S., Hodgson, S., Beauchamp, D.A., Nakai, G., and De La Cruz, S.E.W. 2019. [Freshwater tidal forests and estuarine wetlands may confer early life growth advantages for delta-reared Chinook Salmon](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 148(2): 289–307.
- Debruyne, A.M.H., Ikononou, M.G., and Gobas, F.A.P.C. 2004. [Magnification and toxicity of PCBs, PCDDs, and PCDFs in upriver-migrating pacific salmon](#). *Environ. Sci. Technol.* 38(23): 6217–6224.
- Decker, A.S., and Hagen, J. 2007. The distribution and abundance of juvenile Chinook Salmon abundance in the lower Thompson River basin in relation to spawner abundance and habitat characteristics. *Pac. Salm. Comm.* 96 p.
- Deeg, C., Kanzeperova, A., Somov, A., Esenkulova, S., Di Cicco, E., Kaukinen, D., Tabata, A., Ming, T., Li, S., Mordecai, G., Schulze, A., Miller, K. *In review*. Way out there: Pathogens, health and condition of overwintering salmon in the Gulf of Alaska. *Facets*.
- Desforges, J.P.W., Galbraith, M., and Ross, P.S. 2015. [Ingestion of microplastics by zooplankton in the Northeast Pacific Ocean](#). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 69(3): 320–330. Springer US.
- Dewailly, E., Nantel, A., Weber, J.P., and Meyer, F. 1989. [High levels of PCBs in breast milk of Inuit women from arctic Quebec](#). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 43(5): 641–646.
- Dextrase, A.J., and Mandrak, N.E. 2006. [Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada](#). *Biol. Invasions* 8(1): 13–24.
- Diefenderfer, H., Cullinan, V., Borde, A., Zimmerman, S., and Sinks, I. 2016. [Columbia Estuary Ecosystem Restoration Program: Restoration design challenges for topographic mounds, channel outlets, and Reed Canarygrass](#). Prepared for the Bonneville Power Administration. 124 p. [Consulté le 21 mars 2022]
- DFO Salmonid Enhancement Program. 2013. [A Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region](#). Fisheries and Oceans Canada, Vancouver, BC. [Consulté le 22 mars 2022]
- Di Cicco, E., Ferguson, H.W., Kaukinen, K.H., Schulze, A.D., Li, S., Tabata, A., Gunther, O.P., Mordecai, G., Suttle, C.A., and Miller, K.M. 2018. The same strain of Piscine orthoreovirus (PRV) is involved with the development of different, but related, diseases in Atlantic and Pacific Salmon in British Columbia. *Facets*. 3: 599-641.

-
- Di Cicco, E., Ferguson, H.W., Schulze, A.D., Kaukinen, K.H., Li, S., Vanderstichel, R., Wessel, Ø., Rimstad, E., Gardner, I.A., Hammell, K.L., and Miller, K.M. 2017. [Heart and skeletal muscle inflammation \(HSMI\) disease diagnosed on a British Columbia salmon farm through a longitudinal farm study](#). PLoS ONE. 12(2).
- Dietrich, J.P., Myers, M.S., Strickland, S.A., Van Gaest, A., and Arkoosh, M.R. 2013. [Toxicity of forest fire retardant chemicals to stream-type Chinook salmon undergoing parr-smolt transformation](#). Environ. Toxicol. Chem. 32(1): 236–247.
- Dietrich, J.P., Van Gaest, A.L., Strickland, S.A., Hutchinson, G.P., Krupkin, A.B., and Arkoosh, M.R. 2014. [Toxicity of PHOS-CHEK LC-95A and 259F fire retardants to ocean- and stream-type Chinook salmon and their potential to recover before seawater entry](#). Sci. Total Environ. 490: 610–621. Elsevier B.V.
- Dobson, D., Holt, K. et Davis, B. 2020. [Examen technique de la méthode de gestion du saumon quinnat de type dulcicole du fleuve Fraser](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/027. xii + 303 p.
- Dorava, J.M., and Moore, G.W. 1997. [Effects of boatwakes on streambank erosion Kenai River, Alaska](#). Report, US Geological Survey and Alaska Department of Fish and Game. Anchorage, AK. [Consulté le 17 mars 2022]
- Dorner, B., Catalano, M.J., and Peterman, R.M. 2018. [Spatial and temporal patterns of covariation in productivity of Chinook salmon populations of the northeastern Pacific Ocean](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(7): 1082–1095.
- Dorner, B., Peterman, R.M., and Haeseker, S.L. 2008. [Historical trends in productivity of 120 Pacific Pink, Chum, and Sockeye salmon stocks reconstructed by using a Kalman filter](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65(9): 1842–1866.
- Douglas, T. 2006. [Review of groundwater-salmon interactions in British Columbia](#). Watershed Watch Salmon Society and Walter & Duncan Gordon Foundation. [Consulté le 17 mars 2022]
- Doutaz, D. 2019. [Columbia river northern pike - investigating the ecology of British Columbia's new apex invasive freshwater predator](#). Thesis (M.Sc.). Thompson Rivers University. 90 p. [Consulté le 21 mars 2022]
- Ducommun, G. 2013. ATK Source Report on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Vancouver Island, Sunshine Coast, and Fraser River populations) in Canada. Prepared for Aboriginal Traditional Knowledge Sub-Committee of the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.
- Duffy, E.J., and Beauchamp, D.A. 2011. [Rapid growth in the early marine period improves the marine survival of Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in Puget Sound, Washington](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68(2): 232–240.
- Duffy, E.J., Beauchamp, D.A., Sweeting, R.M., Beamish, R.J., and Brennan, J.S. 2010. [Ontogenetic diet shifts of juvenile Chinook Salmon in nearshore and offshore habitats of Puget Sound](#). Trans. Am. Fish. Soc. 139(3): 803–823.
- Duguid, W.D.P., Iwanicki, T.W., Qualley, J., and Juanes, F. 2021. Fine-scale spatiotemporal variation in juvenile Chinook Salmon distribution, diet and growth in an oceanographically heterogeneous region. Prog. Oceanogr. 193(2021): 102512.
- Dunford, W.E. 1975. [Space and food utilization by salmonids in marsh habitats of the Fraser River estuary](#). University of British Columbia.
-

-
- Dunham, J., Lockwood, J., and Mebane, C. 2001. [Salmonid distributions and temperature. Prepared as Part of Region 10 Temperature Water Quality Criteria Guidance Development Project](#). EPA-910-D-01-002. [Consulté le 22 mars 2022]
- Dunker, K., Sepulveda, A., Massengill, R., and Rutz, D. 2018. The northern pike, a prized native but disastrous invasive. 43 p. *In* Biology and ecology of pike. *Edited by* Skov, C. and Nilsson, P.A.
- EDI Environmental Dynamics Inc. 2008. [Mountain Pine Beetle Infestation: Hydrological Impacts. Report for The B.C. Ministry of Environment Mountain Pine Beetle Action Team](#). 18 p. [Consulté le 22 mars 2022]
- Einum, S., and Fleming, I.A. 1997. Genetic divergence and interactions in the wild among native, farmed and hybrid Atlantic salmon. *J. Fish Biol.* 50: 634–651.
- Einum, S., and Fleming, I.A. 2001. Implications of stocking: ecological interactions between wild and released salmonids. *Norweg. J. of Fres. Res.* 75: 56-70.
- Eldridge, W.H., and Naish, K.A. 2007. Long-term effects of translocation and release numbers on fine-scale population structure among Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Mol. Ecol.* 16: 2407–2421.
- Eliason, E.J., Clark, T.D., Hague, M.J., Hanson, L.M., Gallagher, Z.S., Jeffries, K.M., Gale, M.K., Patterson, D.A., Hinch, S.G., and Farrell, A.P. 2011. [Differences in thermal tolerance among sockeye salmon populations](#). *Science.* 332(6025): 109–112.
- Elliot, M., Mander, L., Mazik, K., Simenstad, C., Valesini, F., Whitfield, A., and Wolanski, E. 2016. [Ecoengineering with Ecohydrology: successes and failures in estuarine restoration](#). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44: 160–197. doi: 10.1016/j.ecss.2016.04.003.
- El-Sabaawi, R., Dower, J., Kainz, M., and Mazumder, A. 2009. [Interannual variability in fatty acid composition of the copepod *Neocalanus plumchrus* in the Strait of Georgia, British Columbia](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 382: 151–161.
- Emlen, J.M. 1991. Heterosis and outbreeding depression: a multi-locus model and an application to salmon production. *Fish. Res.* 12 :187-212.
- Emmenegger, E.J., Moon, C.H., Hershberger, P.K. and Kurath, G., 2013. Virulence of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) genotypes Ia, IVa, IVb, and IVc in five fish species. *Dis. Aquat. Organ.* 107: 99-111.
- English, K.K., Bailey, R.E., and Robichaud, D. 2007. [Assessment of Chinook Salmon returns to the Fraser River watershed using run reconstruction techniques, 1982-04](#). *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2007/020: vi + 76.
- English, K.K., Peacock, D., and Spilsted, B. 2006. North and Central Coast Core Stock Assessment Program for Salmon. Report prepared for the Pacific Salmon Foundation and Fisheries and Oceans Canada. 81 p.
- Fairchild, W.L., Swansburg, E.O., Arsenault, J.T., and Brown, S.B. 1999. [Does an association between pesticide use and subsequent declines in catch of Atlantic salmon \(*Salmo salar*\) represent a case of endocrine disruption?](#) *Environ. Health Perspect.* 107(5): 349–357.
- Falconer, D.S. (2nd ed.). 1981. Introduction to Quantitative Genetics. Longman House, Essex, U.K. 448p.
- Fausch, K.D. 1984. [Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain](#). *Can. J. Zool.* 62(3): 441–451.

-
- Fedorenko, A.Y., and Pearce, B.C. 1982. Trapping and coded wire tagging of wild juvenile chinook salmon in the South Thompson/Shuswap River System 1976, 1979, 1980. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1677: 63.
- Feely, R, Orr, J, Fabry, VJ, Kleypas, CL, Sabin, CL. 2009. Present and future changes in seawater chemistry due to ocean acidification. Geophys. Monogr. Ser. 183: 175–188.
- Feist, B.E., Buhle, E.R., Arnold, P., Davis, J.W., and Scholz, N.L. 2011. [Landscape ecotoxicology of coho salmon spawner mortality in urban streams](#). PLoS One 6(8).
- Fenkes, M., Shiels, H.A., Fitzpatrick, J.L., and Nudds, R.L. 2016. The potential impacts of migratory difficulty, including warmer waters and altered flow conditions, on the reproductive success of salmonid fishes. Comp. Biochem. Physiol. 193: 11–21.
- Ferguson, J.W., Healey, M., Dugan, P., and Barlow, C. 2011. [Potential effects of dams on migratory fish in the Mekong River: Lessons from salmon in the Fraser and Columbia Rivers](#). Environ. Manage. 47(1): 141–159.
- Ferguson, R. I., Church, M., Rennie, C.D., and Venditti, J.G. 2015. [Reconstructing a sediment pulse: Modeling the effect of placer mining on Fraser River, Canada](#). J. Geophys. Res. Earth Surf. 120: 1–19. doi: 10.1002/2015JF003491.
- Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F., and Taberlet, P. 2008. [Species detection using environmental DNA from water samples](#). Biol. Lett. 4(4): 423–425.
- Finn, R.J.R., Chalifour, L., Gergel, S.E., Hinch, S.G., Scott, D.C., and Martin, T.G. 2021. [Quantifying lost and inaccessible habitat for Pacific salmon in Canada's Lower Fraser River](#). Ecosphere 12(7).
- Flagg, T.A. and Nash, C.E. 1999. A conceptual framework for conservation hatchery strategies for Pacific salmonids. US Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS. 46 p.
- Fleming, I.A. 2002. The ability of released, hatchery salmonids to breed and contribute to the natural productivity of wild populations. Pages 32–40 in C. Orr, P. Gallagher, and J. Penikett, editors. Hatcheries and the Protection of Wild Salmon, Speaking for the Salmon Series, Continuing Studies in Science at Simon Fraser University. Simon Fraser University, Burnaby, BC.
- Fleming, I.A., Agustsson, T., Finstand, B., Johnsson, J.I., and Bjornsson, B.T. 2002. Effects of domestication on growth and physiology of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 1323–1330.
- Fleming, J.O., Nathan, J.S., McPerson, C., and Levings, C.D. 1987. Survey of juvenile salmonids in gravity-fed irrigation ditches, Nicola and Coldwater River valleys, 1985. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 622: 50.
- Foote, C.J., and Brown, G.S. 1998. [Ecological relationship between freshwater sculpins \(genus *Cottus*\) and beach-spawning sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) in Iliamna Lake, Alaska](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1524–1533.
- Foott, J.S., Stone, R. and Nichols, K., 2007. Proliferative kidney disease (*Tetracapsuloides bryosalmonae*) in Merced River Hatchery juvenile Chinook salmon: Mortality and performance impairment in 2005 smolts. Calif. Fish. Game. 93: 57-76.
- Foott, J.S. 2002. Pathology report. FHC Case No. 2002-139. USFWS. Anderson, California.
- Ford, J.K.B., and Ellis, G.M. 2006. [Selective foraging by fish-eating killer whales *Orcinus orca* in British Columbia](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 316: 185–199. doi:10.3354/meps316185.
-

-
- Ford, J.K.B., Wright, B.M., Ellis, G.M., and Candy, J.R. 2010. [Chinook salmon predation by resident killer whales: seasonal and regional selectivity, stock identity of prey, and consumption rates](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/101.
- Ford, M.J. 2002. Selection in captivity during supportive breeding may reduce fitness in the wild. *Cons. Bio.* 16 :815-825.
- Francis-Floyd, R., Watson, C., Petty, D., and Pouder, D.B. 2009. [Ammonia in Aquatic Systems](#). In University of Florida, IFAS Extension. [Consulté le 22 mars 2022]
- Fraser River Action Plan (FRAP). 1998. [Wild, Threatened, and Lost Streams of the Lower Fraser Valley: Summary Report](#). In Fraser River Action Plan. Lower Fraser Valley Stream Review, Vol 3. Vancouver, BC.
- Fraser Valley Regional District. 2017. [Regional Snapshot Series: Agriculture Agricultural Economy in the Fraser Valley Regional District](#). [Consulté le 13 février 2022].
- Fresh, K.L., Wyllie-Echeverria, T., Wyllie-Echeverria, S., and Williams, B.W. 2006. [Using light-permeable grating to mitigate impacts of residential floats on eelgrass *Zostera marina* L. in Puget Sound, Washington](#). *Ecol. Eng.* 28(4): 354–362.
- Fulton, R.J. 1969. Glacial Lake history, southern interior plateau, British Columbia. Geological Survey of Canada, Department of Energy, Mines and Resources.
- Furey, N.B., Bass, A.L., Miller, K.M., Li, S., Lotto, A.G., Healy, S.J., Drenner, S.M. and Hinch, S.G., 2021. Infected juvenile salmon can experience increased predation during freshwater migration. *Roy. Soc. Op. Sci.* 8: 201522.
- Galat, D.L., and Zweimüller, I. 2001. [Conserving large-river fishes: Is the highway analogy an appropriate paradigm?](#) *J. North Am. Benthol. Soc.* 20(2): 266–279.
- Galbraith, M., and Young, K. 2019. West Coast British Columbia zooplankton biomass anomalies 2018. In State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2019. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 3314, Sidney, BC. 257 p.
- Gale, M.K. 2011. Influences of temperature on the mortality and physiological impairment of sockeye salmon after simulated capture and release. Thesis (M.Sc) University of British Columbia, Vancouver, BC. 139 p.
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., and Vilà, M. 2016. [Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems](#). *Glob. Chang. Biol.* 22(1): 151–163.
- Gamble, M.M. 2016. Size-selective mortality and environmental factors affecting early marine growth during early marine life stages of sub-yearling Chinook salmon in Puget Sound, Washington. Thesis (M.Sc.) University of Washington, Seattle, WA. 102 p.
- Gamble, M.M., Connelly, K.A., Gardner, J.R., Campbell, L.A., Chamberlin, J.W., Warheit, K.I., and Beauchamp, D.A. 2018. Lack of size-selective mortality of sub-yearling Chinook Salmon during early marine residence in Puget Sound. *Trans. Am. Fish. Soc.* 147: 370-389.
- Gardner, J., Peterson, D.L., Wood, A., and Maloney, V. 2004. Making Sense of the Debate about Hatchery Impacts: Interactions Between Enhanced Pacific Coast. Pacific Fisheries Resource Conservation Council, Vancouver, BC, Canada.
- Garette, C.L. 1980. [Fraser River Estuary Study Water Quality: Toxic Organic Contaminants](#). Vancouver, BC. [Consulté le 22 mars 2022]
-

-
- Gariano, S.L., and Guzzetti, F. 2016. [Landslides in a changing climate](#). Earth-Science Rev. 162: 227–252.
- Garthwaite, W., Orejuela, E.G., Matin, M., and Zulueta, R.S. 2014. Lessons learned: management of reed canarygrass on the Kenai Peninsula: Kenai Watershed forum. Soldotna, AK. 19p.
- Garver, K.A., Johnson, S.C., Polinski, M.P., Bradshaw, J.C., Marty, G.D., Snyman, H.N., Morrison, D.B., and Richard, J. 2016. [Piscine orthoreovirus from western North America is transmissible to atlantic salmon and sockeye salmon but fails to cause heart and skeletal muscle inflammation](#). PLoS One 11(1): 1–17.
- Garver, K.A., LaPatra, S.E. and Kurath, G., 2005. Efficacy of an infectious hematopoietic necrosis (IHN) virus DNA vaccine in Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) and sockeye (*O. nerka*) salmon. Dis. Aquat. Org. 64: 13-22.
- Gaston, K.J., Davies, T.W., Nedelec, S.L., and Holt, L.A. 2017. Impacts of artificial light at night on biological timings. Ann. Rev. Eco. Evol. Systemat. 48: 49-68.
- Gende, S.M., Quinn, T.P., and Willson, M.F. 2001. [Consumption choice by bears feeding on salmon](#). Oecologia 127(3): 372–382.
- Gende, S.M., Quinn, T.P., Hilborn, R., Hendry, A.P., and Dickerson, B. 2004. [Brown bears selectively kill salmon with higher energy content but only in habitats that facilitate choice](#). Oikos 104(3): 518–528.
- Gilk, S.E., Wang, I.A., Hoover, C.L., Smoker, W.W., Taylor, S.G., Gray, A.K., and Gharrett, A.J. 2004. Outbreeding depression in hybrids of spatially separated pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, populations: marine survival, homing ability and variability in family size. Env. Bio. Fish. 69: 287-297.
- Gilman, A., Dewailly, E., Feeley, M., Jerome, V., Kuhnlein, H., Kwavnick, B., Neve, S., Tracy, B., Usher, P., Van Oostdam, J., Walker, J., and Wheatley, B. 1997. [Chapter 4: Human Health](#). In Canadian Arctic Contaminant Assessment Report. Indian and Northern Affairs Canada, Northern Contaminants Program, Ottawa, ON. [Consulté le 22 mars 2022]
- Gjessing, E., Lygren, E., Berglund, L., Gulbrandsen, T., and Skaane, R. 1984. Effect of highway runoff on lake water quality. Sci. Total Environ. 33: 245–257.
- Gladden, J.E., and Smock, L.A. 1990. [Macroinvertebrate distribution and production on the floodplains of two lowland headwater streams](#). Freshw. Biol. 24(3): 533–545.
- Goldman, K.J., and Musick, J.A. 2008. [The Biology and Ecology of the Salmon Shark, *Lamna Ditropis*](#). In Sharks of the Open Ocean: Biology, Fisheries and Conservation. pp. 95–104.
- Gonia, T.M., Keefer, M.L., Bjornn, T.C., Peery, C.A., Bennett, D.H., and Stuehrenberg, L.C. 2006. [Behavioral thermoregulation and slowed migration by adult fall Chinook Salmon in response to high Columbia River water temperatures](#). Trans. Am. Fish. Soc. 135(2): 408–419.
- Good, T.P., June, J.A., Etnier, M.A., and Broadhurst, G. 2010. Derelict fishing nets in Puget Sound and northwest straits: Patterns and threats to marine fauna. Marine Pollution Bulletin 60(201): 39-50.

-
- Goodman, D. 1975. A synthesis of the impacts of proposed expansion of the Vancouver International Airport and other developments on the fisheries resources of the Fraser River estuary. Vol. I and II, Section II. In [Fisheries resources and food web components of the Fraser River estuary and an assessment of the impacts of proposed expansion of the Vancouver International Airport and other developments on these resources](#). Department of Environment, Fisheries, and Marine Services.
- Gordon, J., Arbeider, M., Scott, D., Wilson, S.M., and Moore, J.W. 2015. [When the tides don't turn: Floodgates and hypoxic zones in the lower Fraser River, British Columbia, Canada](#). *Estuaries and Coasts* 38(6): 2337–2344.
- Graham, C.C., and Russell, L.R. 1979. An investigation of juvenile salmonid utilization of the delta-lakefront area of the Adams River, Shuswap Lake. *Can. Fish. Mar. Serv.* 1508: 32.
- Grant, S.C., MacDonald, B.L., and Winston, M.L. 2019. State of the Canadian Pacific Salmon: Responses to Changing Climate and Habitats. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3332: 50 p.
- Grant, W.S. 2012. Understanding the adaptive consequences of hatchery-wild interactions in Alaska salmon. *Env. Bio. of Fishes.* 94: 325–342.
- Gray, C., and Tuominen, T. 1999. [Health of the Fraser River aquatic ecosystem. Volumes I, II: a synthesis of research conducted under the Fraser River Action Plan](#). Vancouver, BC.
- Greenan, B.J.W., James, T.S., Loder, J.W., Pepin, P., Azetsu-Scott, K., Ianson, D., Hamme, R.C., Gilbert, D., Tremblay, J.-E., Wang, X.L., and Perrie, W. 2019. Chapter 7: Changes in Oceans Surrounding Canada. In *Canada's Changing Climate Report*. pp. 343–423.
- Greene, C.M., Jensen, D.W., Pess, G.R., Steel, E.A., and Beamer, E. 2005. [Effects of environmental conditions during stream, estuary, and ocean residency on Chinook Salmon return rates in the Skagit River, Washington](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 134(6): 1562–1581.
- Gregory, R. 1993. [Effect of turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 241–246.
- Gregory, R., and Northcote, T. 1993. Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 233–240.
- Gregory, R.S., and Levings, C.D. 1996. [The effects of turbidity and vegetation on the risk of juvenile salmonids, *Oncorhynchus spp.*, to predation by adult cutthroat trout, *O. clarkii*](#). *Environ. Biol. Fishes* 47(3): 279–288.
- Gregory, R.S., and Levings, C.D. 1998. [Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific Salmon](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 127(2): 275–285.
- Gregory, S.V., Schwartz, J.S., Hall, J.D., Wildman, R.C., and Bisson, P.A. 2008. Hydrological and Biological Responses to Forest Practices. In [Hydrological and Biological Responses to Forest Practices](#). Edited by J.D. Stednick. Springer Science. pp. 237–257.
- Groot, C. 1995. *Physiological Ecology of Pacific Salmon*. Edited By L. Margolis and W.C. Clarke. University of British Columbia Press, Vancouver, BC.
- Guinotte, J.M., and Fabry, V.J. 2008. [Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems](#). *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134: 320–342.
- Haddock, M. 2018. Professional reliance review: The final report of the review of professional reliance in natural resource decision-making. Victoria, BC.

-
- Hafs, A.W., Harrison, L.R., Utz, R.M., and Dunne, T. 2014. [Quantifying the role of woody debris in providing bioenergetically favorable habitat for juvenile salmon](#). *Ecol. Modell.* 285: 30–38.
- Hague, M.J., and Patterson, D.A. 2009. Chapter 3: Reconstructing thermal and flow history of key Pacific salmon populations along their freshwater migration through the Fraser River, British Columbia. SEF Final Report. Fisheries and Oceans Canada.
- Hallock, R.J., Fry, D.H., and LaFauce, D.A. 1957. The use of wire fyke traps to estimate the runs of adult salmon and Steelhead Salmon in the Sacramento River. *Calif. Fish Game* 43: 271–298.
- Ham, D., and Church, M. 2012. Morphodynamics of an extended bar complex, Fraser River, British Columbia. *Earth Surf. Process. Landforms* 37(10): 1074–1089.
- Hanson, M.B., Baird, R.W., Ford, J.K.B., Hempelmann-Halos, J., Van Doornik, D.M., Candy, J.R., Emmons, C.K., Schorr, G.S., Gisborne, B., Ayres, K.L., Wasser, S.K., Balcomb, K.C., Balcomb-Bartok, K., Sneva, J.G., and Ford, M.J. 2010. [Species and stock identification of prey consumed by endangered southern resident killer whales in their summer range](#). *Endanger. Species Res.* 11(1): 69–82.
- Hartman, G.F., and Brown, T.G. 1988. [Forestry-fisheries planning considerations on coastal floodplains](#). *For. Chron.* 64: 47–51.
- Haughian, S.R., Burton, P.J., Taylor, S.W., and Curry, C.L. 2012. Expected Effects of Climate Change on Forest Disturbance Regimes in British Columbia. *BC J. Ecosyst. Manag.* 13(1): 1–24.
- Haught, S., and von Hippel, F.A. 2011. [Invasive pike establishment in Cook Inlet Basin lakes, Alaska: Diet, native fish abundance and lake environment](#). *Biol. Invasions* 13(9): 2103–2114.
- Hawes, K., Cormano, A., Robertson, C., and Schleppe, J. 2015. Eagle River Inventory, Mapping, and Aquatic Habitat Index. Ecoscape Environmental Consultants Ltd. 64p.
- Healey, M.C. 1980. Utilization of the Nanaimo River estuary by juvenile Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *Fish. Bull.* 77(3): 653–668.
- Healey, M.C. 1983. Coastwide distribution and ocean migration patterns of stream- and ocean-type Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Can. Field-Naturalist* 97(4): 427–433.
- Healey, M.C., and Heard, W.R. 1984. [Inter- and intra-population variation in the fecundity of Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) and its relevance to life history theory](#). *Rivers* 41: 476–483.
- Healey, M.C. 1986. Optimum size and age at maturity in Pacific salmon and effects of size-selective fisheries. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 89:39-52.
- Healey, M.C. 1991. Life history of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). In *Pacific Salmon Life Histories*. Edited by C. Groot and L. Margolis. pp. 311–394.
- Healey, M.C. 2001. [Patterns of gametic investment by female stream- and ocean-type chinook salmon](#). *J. Fish Biol.* 58(6): 1545–1556.
- Healey, M.C., and Jordan, F.P. 1982. Observations on juvenile Chum Salmon and Chinook Salmon and spawning Chinook Salmon in the Nanaimo River, British Columbia, during 1975-1981. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1659: 1–31.
- Heard, W.R. 1998. Do Hatchery Salmon Affect the North Pacific Ocean Ecosystem? *North Pacific Anadromous Fish Comm. Bull.* 1(Nrcc 1996): 405–411.
-

-
- Hearn, W.E. 1987. [Interspecific competition and habitat segregation among stream-dwelling trout and salmon: A review](#). Fisheries 12(5): 24–31.
- Heintz, R.A., Rice, S.D., Wertheimer, A.C., Bradshaw, R.F., Thrower, F.P., Joyce, J.E., and Short, J.W. 2000. [Delayed effects on growth and marine survival of pink salmon *Oncorhynchus gorbuscha* after exposure to crude oil during embryonic development](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 208: 205–216.
- Hendry, A.P., and Berg, O.K. 1999. [Secondary sexual characters, energy senescence, and the cost of reproduction sockeye salmon](#). Can. J. Zool. 77(11): 1663–1675.
- Hertz, E., Trudel, M., El-Sabaawi, R., Tucker, S., Dower, J., Beacham, T., Edwards, A., and Mazumder, A. 2016. [Hitting the moving target: Modelling ontogenetic shifts with stable isotopes reveals the importance of isotopic turnover](#). J. Anim. Ecol. 85(3): 681–691.
- Hetrick, N.J., Brusven, M.A., Bjornn, T.C., Keith, R.M., and Meehan, W.R. 1998. [Effects of canopy removal on invertebrates and diet of juvenile Coho Salmon in a small stream in southeast Alaska](#). Trans. Am. Fish. Soc. 127(6): 876–888.
- Higgins, S.N., and Vander Zanden, M.J. 2010. [What a difference a species makes: a meta-analysis of dreissenid mussel impacts on freshwater ecosystems](#). Ecol. Monogr. 80(1): 179–196.
- Hilderbrand, G. V., Hanley, T.A., Robbins, C.T., and Schwartz, C.C. 1999a. [Role of brown bears \(*Ursus arctos*\) in the flow of marine nitrogen into a terrestrial ecosystem](#). Oecologia 121(4): 546–550.
- Hilderbrand, G. V., Jenkins, S.G., Schwartz, C.C., Hanley, T.A., and Robbins, C.T. 1999b. [Effect of seasonal differences in dietary meat intake on changes in body mass and composition in wild and captive brown bears](#). Can. J. Zool. 77(10): 1623–1630.
- Hill, D., Beachler, M., and Johnson, P. 2002. Hydrodynamic impacts of commercial Jet-boating on the Chilkat river, Alaska. Pennsylvania State University, Department of Civil & Environmental Engineering. 115 p.
- Hill, N.P., McIntyre, A.E., Perry, R., and Lester, J.N. 1990. Behavior of chlorophenoxy herbicides during primary sedimentation. J. Water Pollut. Control Fed. 57(1): 60–67.
- Hill, R.A. 1997. Optimizing aerial count frequency for the area-under-the-curve method of estimating escapement. Nor. Am. J. Fish. Manag. 17(2): 461–466.
- Hillman, T.W., Griffith, J.S., and Platts, W.S. 1987. [Summer and winter habitat selection by juvenile Chinook Salmon in a highly sedimented Idaho stream](#). Trans. Am. Fish. Soc. 116(2): 185–195.
- Hocking, M.D., and Reynolds, J.D. 2011. [Impacts of salmon on riparian plant diversity](#). Science. 331(6024): 1609–1612.
- Hoegh-Guldberg, O. and Bruno, J. 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. Science. 328: 1523–1528.
- Hoffnagle, T., and Fivizzani, A. 1998. [Effect of three hatchery lighting schemes on indices of smoltification in Chinook Salmon](#). Progress. Fish-Culturist 60(3): 179–191.
- Hogan, D.L., and Luzi, D.S. 2010. Channel Geomorphology: Fluvial Forms, Processes, and Forest Management Effects. In Compendium of Forest Hydrology and Geomorphology in British Columbia Volume 1 of 2. pp. 331–371.

-
- Holland, S.S. 1976. Landforms of British Columbia. British Columbia Ministry of Energy, Mines, and Petroleum Resources.
- Holsman, K., Hollowed, A., Ito, S., Bograd, S., Hazen, E., King, J., Mueter, F., and Perry, R.I. 2018. Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: North Pacific and Pacific Arctic marine fisheries. *Impacts of Clim. Chan. Fisher. Aquacult.* 6: 113.
- Holsman, K.K., Scheuerell, M.D., Buhle, E., and Emmett, R. 2012. [Interacting Effects of Translocation, Artificial Propagation, and Environmental Conditions on the Marine Survival of Chinook Salmon from the Columbia River, Washington, U.S.A.](#) *Conserv. Biol.* 26(5): 912–922.
- 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., and Bradford, M.J. 2011. [Evaluating benchmarks of population status for Pacific Salmon.](#) *North Am. J. Fish. Manag.* 31(2): 363–378.
- Holtby, L.B., and Healey, M.C. 1986. Selection for adult size in female Coho Salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43(10): 1946–1959.
- Houde, A.S., Schulze, A.D., Kaukinen, K.H., Strohm, J., Patterson, D.A., Beacham, T.D., Farrell, A.P., Hinch, S.G., and Miller, K.M. 2019. Transcriptional shifts during juvenile Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) life stage changes in freshwater and early marine environments. *Comparative Biochemistry and Physiology Part D: Genomics and Proteomics.* 29: 32-42
- House, R.A., and Boehne, P.L. 1986. Effects of instream structures on salmonid habitat and populations in Tobe Creek, Oregon. *Nor. Amer. J. Fish. Managem.* 6: 38-46.
- Howard, B.R. 2019. The context-dependent spread and impacts of invasive marine crabs. Thesis (PhD). Simon Fraser University, Vancouver, BC.
- Howard, K.G., and Evenson, D.F. 2010. Yukon River Chinook salmon comparative mesh size study. Fishery Data Series No. 10-92. Alaska Department of Fish and Game, Anchorage, AK.
- Hurst, C.N. and Bartholomew, J.L., 2015. Lack of protection following re-exposure of Chinook salmon to *Ceratonova shasta* (*Myxozoa*). *J. Aquat. Anim. Hea.* 27: 20-24.
- Hyatt, K. D. and Riddell, B. 2000. The importance of “stock” conservation definitions to the concept of sustainable fisheries. Chapter 4. pp. 51-62 in E. E. Knudsen, D. D. MacDonald, J. E. Williams and D. W. Reiser eds. *Sustainable Fisheries Management: Pacific Salmon.* Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Hyatt, K.D., McQueen, D.J., Shortreed, K.S., and Rankin, D.P. 2004. [Sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) nursery lake fertilization: Review and summary of results.](#) *Environ. Rev.* 12(3): 133–162.
- Indo, H.P., Yen, H.C., Nakanishi, I., K.I., M., Tamura, M., Nagano, Y., Matsui, H., Gusev, O., Cornette, R., Okuda, T., Minamiyama, Y., Ichikawa, H., Suenaga, S., Oki, M., Sato, T., Ozawa, T., St. Clair, D.K., and Majima, H.J. 2015. [A mitochondrial superoxide theory for oxidative stress diseases and aging.](#) *J. Clin. Biochem. Nutr.* 56(1): 49–56.
- Irvine, J.R. 1986. [Effects of varying discharge on the downstream movement of salmon fry, *Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum.](#) *J. Fish Biol.* 28(1): 17–28.
- Islam, S., and Déry, S.J. 2017. [Evaluating uncertainties in modelling the snow hydrology of the Fraser River Basin, British Columbia, Canada.](#) *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 21(3): 1827–1847.
-

-
- Islam, S.U., Hay, R.W., Déry, S.J., and Booth, B.P. 2019. [Modelling the impacts of climate change on riverine thermal regimes in western Canada's largest Pacific watershed](#). *Sci. Rep.* 9(1).
- Jefferts, K.B., Bergman, P.K., and Fiscus, H.F. 1963. A coded wire identification system for micro-organisms. *Nature*. 198: 460-462.
- Jeffres, C.A., Opperman, J.J., and Moyle, P.B. 2008. [Ephemeral floodplain habitats provide best growth conditions for juvenile Chinook salmon in a California river](#). *Environ. Biol. Fishes* 83(4): 449–458.
- Jensen, J.T., McLean, W.E., Sweeten, T., Damon, W., and Berg, C. 2006. Puntledge River high temperature study: Influence of high water temperature on adult summer Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in 2004 and 2005. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2662: 1–47.
- Johnson, K. J. 2004. Regional overview of coded wire tagging of anadromous salmon and steelhead in Northwest America. Regional Mark Processing Center, Pacific States Marine Fisheries Commission. Portland, OR.
- Johnson, R., and Bustin, R.M. 2006. [Coal dust dispersal around a marine coal terminal \(1977-1999\), British Columbia: The fate of coal dust in the marine environment](#). *Int. J. Coal Geol.* 68(1-2 SPEC. ISS.): 57–69.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., and Sparks, R.E. 1989. The Flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110–127.
- Justice, C., White, S.M., McCullough, D.A., Graves, D.S., and Blanchard, M.R. 2017. Can stream and riparian restoration offset climate change impacts to salmon populations? *J. Environ. Manag.* 188: 212-227.
- Kang, D.H., Gao, H., Shi, X., Islam, S.U., and Déry, S.J. 2016. [Impacts of a rapidly declining mountain snowpack on streamflow timing in Canada's Fraser River basin](#). *Sci. Rep.* 6: 1–8.
- Kang, D.H., Shi, X., Gao, H., and Déry, S.J. 2014. [On the changing contribution of snow to the hydrology of the Fraser River basin, Canada](#). *J. Hydrometeorol.* 15(4): 1344–1365.
- Kaposi, K.L., Mos, B., Kelaher, B.P., and Dworjany, S.A. 2014. [Ingestion of microplastic has limited impact on a marine larva](#). *Environ. Sci. Technol.* 48(3): 1638–1645.
- Kappenman, K.M., and B.L. Parker. 2007. Ghost nets in the Columbia River: Methods for locating and removing derelict gill nets in a large river and an assessment of impact to White Sturgeon. *North American Journal of Fisheries Management* 27: 804-809.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., and Padilla, D.K. 2002. [Impacts of Zebra Mussels on Aquatic Communities and their Role as Ecosystem Engineers](#). In *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts, and Management*. Edited by E. Leppakoski, S. Gollasch, and S. Olenin. Kluwer Academic Publishers. pp. 433–434.
- Karvonen, A., Rintamaki, P., Jokela, J., and Valtonen, E.T. 2010. Increasing water temperature and disease risk in aquatic systems: Climate change increases the risk of some but not all diseases. *Int. J. Parasitol.* 40(13): 1483-1438.
- Keefer, M.L., Clabough, T.S., Jepson, M.A., Johnson, E.L., Peery, C.A., and Caudill, C.C. 2018. [Thermal exposure of adult Chinook salmon and steelhead: Diverse behavioral strategies in a large and warming river system](#). *PLoS One* 13(9): 1–29.
- Keister, J.E. and Herrmann, B.E.L. 2019. Joint effort to monitor the strait (JEMS) zooplankton time series analysis, 2003-2018. Seattle (WA): University of Washington. Technical Report.
-

-
- Kelly, B.C., Ikonomou, M.G., MacPherson, N., Sampson, T., Patterson, D.A., and Dubetz, C. 2011. [Tissue residue concentrations of organohalogenes and trace elements in adult Pacific salmon returning to the Fraser River, British Columbia, Canada](#). Environ. Toxicol. Chem. 30(2): 367–376.
- Kendall, N.W., Nelson, B.W., and Losee, J.P. 2020. [Density-dependent marine survival of hatchery-origin Chinook Salmon may be associated with pink salmon](#). Ecosphere 11(4).
- Kennedy, L.A., Juanes, F., and El-Sabaawi, R. 2018. [Eelgrass as valuable nearshore foraging habitat for juvenile Pacific Salmon in the early marine period](#). Mar. Coast. Fish. 10(2): 190–203.
- Kent, M.L., Benda, S., St. Hilaire, S., and Schreck, C.B. 2013. Sensitivity and specificity of histology for diagnoses of four common pathogens and detection of non-target pathogens in adult Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in fresh water. J. Vet. Diagn. Invest. 25: 341–351.
- Kibenge, M.J.T., Iwamoto, T., Wang, Y., Morton, A., Godoy, M.G., and Kibenge, F. 2013. Whole-genome analysis of Piscine Reovirus (PRV) shows PRV represents a new genus in Family *Reoviridae* and its genome segment S1 sequences group it into two separate sub-genotypes. Virol. J. 10: 230.
- Kitada, S., and Kishino, H. 2019. [Fitness decline in hatchery-enhanced salmon populations is manifested by global warming](#). (Consulté le 13 janvier 2022).
- Kjelson, M.A., Raquel, P.F., and Fisher, F.W. 1981. Influences of Freshwater Inflow on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the Sacramento-San Joaquin Estuary. California Department of Fish and Game. Stockton, CA.
- Klopfenstein, R. 2016. Restoring the Columbia River Estuary: Chinook Salmon recovery and invasive species management. Thesis (M.Sc.) Oregon State University, Corvallis, OR. 141 p.
- Kneib, R. 1984. Patterns of invertebrate distribution and abundance in the intertidal salt marsh: Causes and questions. Estuaries 7(4): 392–412.
- Kocan, R., Hershberger, P. and Winton, J., 2004. Ichthyophoniasis: an emerging disease of Chinook salmon in the Yukon River. J. Aquat. Anim. Health. 16: 58-72.
- Kosakoski, G.T., and Hamilton, R.E. 1982. Water requirements for the fisheries resource of the Nicola River, BC. Can. MS. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1680: 127p.
- Kostow, K. 2009. [Factors that contribute to the ecological risks of salmon and steelhead hatchery programs and some mitigating strategies](#). Rev. Fish Biol. Fish. 19(1): 9–31.
- Lackey, R.T. 2013. Saving Wild Salmon : A 165 Year Policy Conundrum. Dubach Work. Sci. Sci. Contemp. Policy Process (541): 1–25.
- Lacroix, G.L. 2014. [Large pelagic predators could jeopardize the recovery of endangered Atlantic salmon](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71: 343–350.
- Laderoute, L., and Bauer, B. 2013. River Bank Erosion and Boat Wakes Along the Lower Shuswap River, British Columbia. Final Project Report Submitted to the Regional District of North Okanagan, Fisheries and Oceans, Canada. 72 p.
- Langer, O., Hietkamp, F., and Farrell, M. 2000. Human population growth and the sustainability of urban salmonid streams in the Lower Fraser Valley. In Sustainable Fisheries Management: Pacific Salmon. Edited by E.E. Knudsen, C.R. Cleveland, R. Steward, D.D. MacDonald, J.E. Williams, and D.W. Reiser. CRC Press, New York, NY. pp. 349–361.

-
- Lapointe, M., Eaton, B., Driscoll, S., and Latulippe, C. 2000. [Modelling the probability of salmonid egg pocket scour due to floods](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(6): 1120–1130.
- Larsen, D.A., Harstad, D.L., Fuhrman, A.E., Knudsen, C.M., Schroder, S.L, Bosch, W.J., Galbreath, P.F., Fast, D.E., and Beckman, B.R. 2019. Maintaining a wild phenotype in a conservation hatchery program for Chinook Salmon: the effect of managed breeding on early male maturation. *PLOS One.* 14: e0216168.
- Le Luyer, J., Laporte, M., Beacham, T.D., Kaukinen, K.H., Withler, R.E., Leong, J.S., Rondeau, E.B., Koop, B.F., and Bernatchez, L. 2017. Parallel epigenetic modifications induced by hatchery rearing in a Pacific Salmon. *Pro. of the Nat. Acad. of Sci. USA.* 114: 12964-12969.
- Lehnert, S.J., Pitcher, T.E., Devlin, R.H., and Heath, D.D. 2016. [Red and white Chinook salmon: Genetic divergence and mate choice](#). *Mol. Ecol.* 25(6): 1259–1274.
- Leitritz, E., and Lewis, R. 1976. Trout and salmon culture. *Fish Bulletin* 164 - State of California, Department of Fish and Game. 197 p.
- Letey, J. 2001. [Causes and consequences of fire-induced soil water repellency](#). *Hydrol. Process.* 15(15): 2867–2875.
- Levin, P.S., and Tolimieri, N. 2001. [Differences in the impacts of dams on the dynamics of salmon populations](#). *Anim. Conserv.* 4(4): 291–299.
- Levin, P.S., Zabel, R.W., and Williams, J.G. 2001. [The road to extinction is paved with good intentions: Negative association of fish hatcheries with threatened salmon](#). *Proc. R. Soc. London, Britain* 268: 1153–1158.
- Levings, C.D. 1982. Short term use of a low tide refuge in a sandflat by juvenile chinook, (*Oncorhynchus tshawytscha*), Fraser River estuary. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1111: 1–33.
- Levings, C.D. 2004. Knowledge of fish ecology and its application to habitat management. *In* Fraser River Delta, British Columbia: Issues of an Urban Estuary. *Edited by* B.J. Groulx, D.C. Mosher, J.L. Luternauer, and D.E. Bilderback. Geological Survey of Canada, Bulletin 567. pp. 213–236.
- Levings, C.D., and Lauzier, R.B. 1991. [Extensive use of the Fraser River basin as winter habitat by juvenile Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). *Can. J. Zool.* 69(7): 1759–1767.
- Levings, C.D., Boyle, D.E., and Whitehouse, T.R. 1995. Distribution and feeding of juvenile Pacific salmon in freshwater creeks of the lower Fraser River, British Columbia. *Fish. Man. and Eco.* 39: 270-276.
- Levings, C.D., Conlin, K., and Raymond, B.A. 1991. Intertidal habitats used by juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) rearing in the North Arm of the Fraser River estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 22(1): 20–26.
- Levings, C.D., McAllister, C.D., and Chang, B.D. 1986. Differential use of the Campbell River estuary, British Columbia, by wild and hatchery-reared juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 4: 1386–1397.
- Levit, S.M. 2010. [A Literature Review of Effects of Cadmium on Fish. In The Nature Conservancy](#). [Consulté le 22 mars 2022]
- Levy, D., Northcote, T., and Birch, G. 1979. Juvenile salmon utilization of tidal channels in the Fraser River estuary, British Columbia. *Westwater Research Centre Technical Report*, No. 23. Vancouver, B.C. University of B.C. 17p.
-

-
- Levy, D.A., and Northcote, T.G. 1982. [Juvenile salmon residency in a marsh area of the Fraser River estuary](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39(2): 270–276.
- Levy, D.A., Yesaki, I., and Christensen, B. 1990. [Impacts of log storage upon epilimnetic dissolved oxygen and juvenile Sockeye Salmon in Babine Lake, British Columbia](#). Water Res. 24(3): 337–343.
- Lewis, A., and Ganshorn, K. 2007. Literature Review of Habitat Productivity Models for Pacific Salmon Species. Ecofish Research Ltd., Report prepared for Fisheries and Oceans, Canada, Habitat Management Division. Vancouver, BC. 101 p.
- Lewis, A., and Levings, C. 1988. Sampling of juvenile chinook salmon in Slim Creek, Quesnel, Salmon and Eagle Rivers (Fraser River System). Report prepared by Environcon Pacific Limited. 59 pp. + Appendix.
- Lewis, A., Lacroix, D., Harwood, A.J., Healey, K. and Kasabuchi, T. 2009. Nicola Water Use Management Plan: Instream flow requirements for anadromous and resident fish. Preliminary Environmental Impact Assessment. Ecofish Research Ltd.
- Lewis, B., Grant, W.S., Brenner, R.E., and Hamazaki, T. 2015. [Changes in size and age of Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha* returning to Alaska](#). PLoS One 10(6): 1–17.
- Likens, G. 1972. Eutrophication and aquatic ecosystems. Am. Soc. Limnol. Oceanogr. Spec. Symp. 1: 3–13.
- Lisle, T.E. 1989. Channel-dynamic control on the establishment of riparian trees after large floods in northwestern California. Proceedings of the California riparian systems conference: protection, management, and restoration for the 1990s. Gen. Tech. Rep. PSW-11.
- Loch, T.P., Scribner, K., Tempelman, R., Whelan, G., and Faisal, M. 2012. Bacterial infections of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), returning to gamete collecting weirs in Michigan. J. Fish. Dis. 35: 39–50.
- Loftus, W.F., and Lenon, H.L. 1977. [Food habits of the salmon smolts, *Oncorhynchus tshawytscha* and *O. keta*, from the Salcha River, Alaska](#). Trans. Am. Fish. Soc. 106(3): 235–240.
- Ludyanskiy, M., McDonald, D., and Macneill, D. 1993. Impact of the Zebra Mussel, a bivalve invader: *Dreissena polymorpha* is rapidly colonizing hard surfaces throughout waterways of the United States and Canada. Bioscience 43(8): 533–544.
- 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 Report. 78 p.
- Lueker, T.J., Dickson, A.G., and Keeling, C.D. 2000. Ocean pCO₂ calculated from DIC, TA, and the Mehrbach equations for K1 and K2: Validation using laboratory measurements of CO₂ in gas and seawater at equilibrium. Abstr. Pap. Am. Chem. Soc. 217: U848–U848.
- Lundin, J.I., Spromberg, J.A., Jorgensen, J.C., Myers, J.M, Chittaro, P.M., Zabel, R.W., Johnson, L.L., Neely, R.M., and Scholz, N.L. 2019. Legacy habitat contamination as a limiting factor for Chinook salmon recovery in the Willamette Basin, Oregon, USA. PLoS ONE. 14(3): e0214399
- Lynch, M., and O’Hely, M. 2001. Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. Cons. Gen. 2: 363–378.

-
- Maas-Hebner, K.G., Schreck, C., Hughes, R.M., Yeakley, J.A., and Molina, N. 2016. [Scientifically defensible fish conservation and recovery plans: Addressing diffuse threats and developing rigorous adaptive management plans](#). Fisheries 41(6): 276–285.
- Macdonald, S.J., Birtwell, I.K., and Kruzynski, G.M. 1987. [Food and habitat utilization by juvenile salmonids in the Campbell River estuary](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(6): 1233–1246.
- Macdonald, J.S., Levings, C.D., McAllister, C.D., Fagerlund, U.H.M., and McBride, J.R. 1988. A field experiment to test the importance of estuaries for chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1366–1377.
- Mace, P. 1983. [Bird Predation on Juvenile Salmonids in the Big Qualicum Estuary, Vancouver Island](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. (1176): 92. [Consulté le 22 mars 2022]
- Mackas, D., Galbraith, M., Faust, D., Masson, D., Young, K., Shaw, W., Romaine, S., Trudel, M., Dower, J., Campbell, R., Sastri, A., Bornhold Pechter, E., Pakhomov, E., and El-Sabaawi, R. 2013. [Zooplankton time series from the Strait of Georgia: Results from year-round sampling at deep water locations, 1990-2010](#). Prog. Oceanogr. 115: 129–159.
- Mains, E.M., and Smith, J.M. 1964. The distribution, size, time, and current preferences of seaward migrant Chinook Salmon in the Columbia and Snake rivers. Fish. Res. Pap. 2: 5–43.
- Mamurekli, D. 2010. Environmental impacts of coal mining and coal utilization in the UK. Acta Montan. Slovaca 15(2): 134–144.
- Martins, E.G., Hinch, S.G., Patterson, D.A., Hague, M.J., Cooke, S.J., Miller, K.M., Lapointe, M.F., English, K.K., and Farrell, A.P. 2011. [Effects of river temperature and climate warming on stock-specific survival of adult migrating Fraser River Sockeye Salmon \(*Oncorhynchus nerka*\)](#). Glob. Chang. Biol. 17(1): 99–114.
- Marty, G.D., Morrison, D.B., Bidulka, J., Joseph, T., and Siah, A. 2015. Piscine reovirus in wild and farmed salmonids in British Columbia, Canada: 1974–2013. J. Fish. Dis. 38(8): 713–728.
- Massey, W. 2017. Assessing the impact of riprap bank stabilization on fish habitat: A study of Lowland and Appalachian streams in Southern Québec. MSc Thesis. Concordia University.
- Mathews, W.H. 1944. Glacial lakes and ice retreat in south-central British Columbia. Transactions of the Royal Society of Canada. 38: 39-58.
- McClelland, E.K. 2021. Habitat mitigation strategies and their potential effectiveness for maintaining or rebuilding wild populations of Pacific Salmon: A literature review. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. ix + 35 p.
- McCullough, D. 1999. A Review and Synthesis of Effects of Alterations to the Water Temperature Regime on Freshwater Life Stages of Salmonids, with Special Reference to Chinook Salmon. In Water Resource Assessment, U.S.
- McGinnity, P., Jennings, E., deEyto, E., Allott, N., Samuelsson, P., Rogan, G., Whelen, K., and Cross, T. 2009. Impact of naturally spawning captive-bred Atlantic Salmon on wild populations: Depressed recruitment and increased risk of climate mediated extinction. Proc. Roy. Soc. Bio. 276: 3601-3610.
- McGrath, E. and Walsh, M. 2012. The Use of Groundwater Upwelling Areas by Interior Fraser Coho. Prepared for the Fraser Salmon and Watersheds Program.

-
- McLeod, C.L., and O'Neil, J.P. 1983. [Major range extensions of anadromous salmonids and first record of chinook salmon in the Mackenzie River drainage](#). *Can. J. Zool.* 61(9): 2183–2184.
- McPhail, J.D. 2007. *Field Key to Freshwater Fishes of British Columbia*. The University of Alberta Press, Edmonton, AB.
- McPhail, J.D., and Carveth, R. 1994. [Field Key to the Freshwater Fishes of British Columbia](#). Province of British Columbia, Resources Inventory Committee.
- McPhail, J.D., and Lindsey, C.C. 1970. Freshwater fishes of northwestern Canada and Alaska. *Bull. J. Fish. Res. Board Canada*: 381.
- McPhail, J.D., and Lindsey, C.C. 1986. Zoogeography of freshwater fishes of Cascadia (the Columbia system and rivers north to the Stikine). *In Zoogeography of North American Freshwater Fishes Edited by C.H. Hocutt and E.O. Wiley*. John Wiley and Sons, Inc.
- Meador, J.P. 2014. [Do chemically contaminated river estuaries in Puget Sound \(Washington, USA\) affect the survival rate of hatchery-reared Chinook salmon?](#) *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71(1): 162–180.
- Meador, J.P., Yeh, A., and Gallagher, E.P. 2018. [Adverse metabolic effects in fish exposed to contaminants of emerging concern in the field and laboratory](#). *Environ. Pollut.* 236: 850–861.
- Meehan. 1991. Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ. No. 19*. 751 p.
- Meehl, G.A., Zwiers, F., Evans, J., Knutson, T., Mearns, L., and Whetton, P. 2000. [Trends in extreme weather and climate events: issues related to modeling extremes in projections of future climate change](#). *Bull. Americ. Metero.* 81(3): 427-436.
- Mehrbach, C., Culberson, C.H., Hawley, J.E., and Pytkowicz, R.M. 1973. [Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure](#). *Limnol. Oceanogr.* 18(6): 897–907.
- Metro Vancouver. 2021. [Metro 2050 Regional Growth Strategy \(Draft\)](#). 123 p. [Consulté le 17 mars 2022]
- Miller, K.M., Günther, O.P., Li, S., Kaukinen, K.H., and Ming, T.J. 2017. [Molecular indices of viral disease development in wild migrating salmon](#). *Conserv. Physiol.* 5(1).
- Miller, K.M., Teffer, A., Tucker, S., Li, S., Schulze, A.D., Trudel, M., Juanes, F., Tabata, A., Kaukinen, K.H., Ginther, N.G., Ming, T.J., Cooke, S.J., Hipfner, J.M., Patterson, D.A., and Hinch, S.G. 2014. [Infectious disease, shifting climates, and opportunistic predators: Cumulative factors potentially impacting wild salmon declines](#). *Evol. Appl.* 7: 812–855.
- Milston, R.H., Vella, A.T., Crippen, T.L., Fitzpatrick, M.S., Leong, J.C., and Schreck, C.B. 2003. In vitro detection of functional humoral immunocompetence in juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) using flow cytometry. *Fish Shellfish Immunol.* 15: 145-158
- Minchella, D.J., and Scott, M.E. 1991. [Parasitism: A cryptic determinant of animal community structure](#). *Trends Ecol. Evol.* 6(8): 250–254.
- Mitchell, D.G., Chapman, P.M., and Long, T.J. 1987. [Acute toxicity of Roundup® and Rodeo® herbicides to Rainbow Trout, Chinook, and Coho Salmon](#). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39(6): 1028–1035.
- Mobrand, L.E., Barr, J., Blankenship, L., Campton, D.E., Evelyn, T.T.P., Flagg, T.A., Manhken, C.V.W., Seeb, L.W., Seidel, P.R., and Smoker, W.W. Hatchery reform in Washington State: Principles and emerging issues. *Fisheries.* 30: 11-23.
-

-
- Moles, A. and Heifetz, J. 1998. Effects of the brain parasite (*Myxobolus arcticus*) on sockeye salmon. *J. Fish. Bio.* 52: 146-151.
- Moore, C.J. 2008. [Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat](#). *Environ. Res.* 108(2): 131–139.
- Moore, M. V., Pierce, S.M., Walsh, H.M., Kvalvik, S.K., and Lim, J.D. 2000. [Urban light pollution alters the diel vertical migration of *Daphnia*](#). *SIL Proceed.* 27(2): 779–782.
- Moore, M., Kohler, S., and Cheers, M. 2006. Artificial light at night in freshwater habitats and its potential ecological effects. *In Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press, Washington, DC. pp. 365–384.
- Moore, R.D., and Wondzell, S.M. 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: A review. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 12: 763–784.
- Moran, P., Teel, D.J., Banks, M.A., Beacham, T.D., Bellinger, M.R., Blankenship, S.M., Candy, J.R., Garza, J.C., Hess, J.E., Narum, S.R., Seeb, L.W., Templin, W.D., Wallace, C.G., 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.
- Mordecai, G.J., Di Cicco, E., Gunther, O.P., Schulze, A.D., Kaukinen, K.H., Li, S., Tabata, A., Ming, T.J., Ferguson, H.W., Suttle, C.A., and Miller, K.M. 2020. Emerging viruses in British Columbia salmon discovered via a viral immune response biomarker panel and metatranscriptomic sequencing. *Virus Evo.* 7: 1-28.
- Mordecai, G.J., Miller, K.M., Bass, A.L., Bateman, A.W., Teffer, A.K., Caleta, J.M., Di Cicco, E., Schulze, A.D., Kaukinen, K.H., Li, S. and Tabata, A., 2021. Aquaculture mediates global transmission of a viral pathogen to wild salmon. *Sci. Adv.* 7: 1-10.
- Mordecai, G.J., Miller, K.M., Di Cicco, E., Schulze, A.D., Kaukinen, K.H., Ming, T.J., Li, S., Tabata, A., Teffer, A., Patterson, D.A. and Ferguson, H.W., 2019. Endangered wild salmon infected by newly discovered viruses. *Elife*, 8: e47615.
- Moreno-Mateos, D., Meli, P., Vara-Rodríguez, M.I., and Aronson, J. 2015. [Ecosystem response to interventions: Lessons from restored and created wetland ecosystems](#). *J. Appl. Ecol.* 52(6): 1528–1537.
- Morrison, J., Quick, M.C., and Foreman, M.G.G. 2002. [Climate change in the Fraser River watershed: Flow and temperature projections](#). *J. Hydrol.* 263(1–4): 230–244.
- Mossop, B., and Bradford, M.J. 2004. [Importance of large woody debris for juvenile chinook salmon habitat in small boreal forest streams in the upper Yukon River basin, Canada](#). *Can. J. For. Res.* 34(9): 1955–1966.
- Mote, P.W., Parson, E.A., Hamlet, A.F., Keeton, W.S., Lettenmaier, D.P., Mantua, N., Miles, E.L., Peterson, D.W., Peterson, D.L., Slaughter, R., and Snover, A.K. 2003. Preparing for climate change: The water, salmon, and forests of the Pacific Northwest. *Clim. Change* 61: 45–88.
- Mount, C., Norris, S., Thompson, R., and Tesch, D. 2011. GIS modelling of fish habitat and road crossings for the prioritization of culvert assessment and remediation. *Streamline Watershed Manag. Bull.* 14(2): 7–13.
- Mowat, G., and Heard, D.C. 2006. [Major components of grizzly bear diet across North America](#). *Can. J. Zool.* 84(3): 473–489.
-

-
- MPO. 1978. [Roberts Bank Port Expansion: A Compendium of Written Submissions to the Environmental Assessment Panel](#).
- MPO. 2005. [La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique](#).
- MPO. 2007. [Information Document to Assist Development of a Fraser Chinook Management Plan](#). DFO Can. 56 p.
- MPO. 2013. [Proceedings of the National Risk Assessment of Zebra Mussel, Quagga Mussel, and Dark False Mussel](#); March 27-28, 2021. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2012/059.
- MPO. 2014a. Guidance for the Completion of Recovery Potential Assessments (RPA) for Aquatic Species at Risk.
- MPO. 2014b. [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. 2015. [Directive on the Application of Species at Risk Act Section 33 \(Residence\) to Aquatic Species at Risk](#). [Consulté le 17 mars 2022].
- MPO. 2016. [Examen des résultats de la surveillance à long terme des petits projets hydroélectriques visant à vérifier les effets de la dérivation des cours d'eau sur le poisson et l'habitat du poisson](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/048.
- MPO. 2018a. [Examen des objectifs génétiques pour la mise en valeur des populations canadiennes de saumon quinnat du Pacifique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/001.
- MPO. 2018b. [Information scientifique à l'appui des consultations sur les mesures de gestion des pêches au saumon quinnat de la Colombie-Britannique \(2018\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/035.
- MPO. 2018c. Pacific Region Integrated Fisheries Management Plan, Salmon, Southern B.C, June 1, 2018 to May 31, 2019. Vancouver, BC.
- MPO. 2019. [Examen technique de la méthode de gestion du saumon quinnat du fleuve Fraser de type fluvial](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/056.
- MPO. 2020a. [Évaluation du potentiel de rétablissement pour 11 unités désignables de saumon quinnat du fleuve Fraser, *Oncorhynchus tshawytscha*, partie 1 : Éléments 1 à 11](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/023.
- MPO. 2021a. [Fraser Chinook Mortality Index Summary, 2014-2020](#). Pac. Reg. Fish. Mgmt. 22 p.
- 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.
- Mueter, F., Ware, D. and Peterman, R. 2002. Spatial correlation patterns in coastal environmental variables and survival rates of salmon in the north-east Pacific Ocean. Fish. Oceanogr. 11: 205–218.
- Muhlfeld, C.C., Kalinowski, S.T., McMahon, T.E., Taper, M.L., Painter, S., Leary, R.F. and Allendorf, F.W. 2009. Hybridization rapidly reduces fitness of a native wild trout in the wild. Bio. Lett. 5 :328-331.

-
- Murray, C.B., and Rosenau, M.L. 1989. [Rearing of juvenile Chinook Salmon in non-natal tributaries of the lower Fraser River, British Columbia](#). Trans. Am. Fish. Soc. 118(3): 284–289.
- Myers, J., Kope, R., Bryant, G., Teel, D., Lierheimer, L., Wainwright, T., Grant, W., Waknitz, F., Neely, K., and Lindley, S. 1998. Status review of chinook salmon from Washington, Idaho, Oregon, and California. NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-35.
- Myers, R.A., Levin, S.A., Lande, R., James, F.C., Murdoch, W.W., and Paine, R.T. 2004. [Hatcheries and Endangered Salmon](#). Science. 303(5666): 1980.
- Nandor, G.F., Longwill, J.R., and Webb, D.L. 2009. [Overview of the coded wire tag program in the greater Pacific region of North America](#). RMPC. 53 p. [Consulté le 22 mars 2022]
- National Research Council. 1996. [Upstream: Salmon and Society in the Pacific Northwest](#). The National Academies Press, Washington, D.C. [Consulté le 23 mars 2022]
- Nehlsen, W., Williams, J.E., and Lichatowich, J.A. 1991. Pacific salmon at the crossroads: stocks at risk from California, Oregon, Idaho, and Washington. Fisheries. 16: 4-21.
- Neilson, J.D., and Banford, C.E. 1983. [Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) spawner characteristics in relation to redd physical features](#). Can. J. Zool. 61(7): 1524–1531.
- Nelitz, M., and Porter, M. 2009. A future outlook on the effects of climate change on coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) habitats in the Cariboo-Chilcotin. Prepared by ESSA Technologies Ltd. for Fraser Salmon and Watersheds Program, B.C. Ministry of Environment, and Pacific Fisheries Resources.
- Nelitz, M., Porter, M., Parkinson, E., Wieckowski, K., Marmorek, D., Bryan, K., Hall, A., and Abraham, D. 2012. Evaluating the status of Fraser River sockeye salmon and role of freshwater ecology in their decline. Cohen Comm. Tech. Rep. 3: 222.
- Nelson, A.D., and Church, M. 2012. [Placer mining along the Fraser River, British Columbia: The geomorphic impact](#). Geol. Soc. Am. Bull. 124(7–8): 1212–1228.
- Nelson, B. W., Shelton, A.O., Anderson, J.H., Ford, M.J., and Ward, E.J. 2019. Ecological implications of changing hatchery practices for Chinook salmon in the Salish Sea. Ecosphere. 10: 02922.
- Nelson, B., Walters, C.J., Trites, A., and McAllister, M. 2018. Wild Chinook salmon productivity is negatively related to seal density, and not related to hatchery releases in the Pacific Northwest. Can. J. Fish. Aquat. Sci 76(3): 447–462.
- Netboy, A. 1958. Salmon of the Pacific Northwest: Fish vs. Dams. Binfords & Mort, Portland, OR.
- Neville, C.E.M., and Beamish, R.J. 1999. [Comparison of the diets of ocean age 0 hatchery and wild Chinook salmon](#). DFO Can.
- Nickelson, T. 2003. [The influence of hatchery Coho Salmon \(*Oncorhynchus kisutch*\) on the productivity of wild Coho Salmon populations in Oregon coastal basins](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 60(9): 1050–1056.
- Nightingale, B., Longcore, D., and Simenstad, C. 2006. Artificial night lighting and fishes. In Ecological consequences of artificial night lighting. Edited by C. Rich and T. Longcore. Island Press, Washington, DC. pp. 257–276.

-
- Nikl, L., Wernick, B., Geest, J. Van, Hughes, C., and McMahan, K. 2016. Mount Polley Mine Embankment Breach: Overview of Aquatic Impacts and Rehabilitation. Proc. Tailings Mine Waste: 845–856.
- Northcote, T. G., and P. A. Larkin. 1989. The Fraser River: A major salmonine productive system. Pages 174–204 in D. Dodge, editor. Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publications Fisheries Aquatic Science 106.
- Northcote, T., Johnston, N., and Tsumura, K. 1979. Feeding relationships and food web structure of lower Fraser River fishes. University of British Columbia, Westwater Research Center Tech. Rep. 16. 73 p.
- O'Neill, S.M., and West, J.E. 2009. [Marine distribution, life history traits, and the accumulation of polychlorinated biphenyls in Chinook Salmon from Puget Sound, Washington](#). Trans. Am. Fish. Soc. 138(3): 616–632.
- O'Neill, S.M., Carey, A.J., Harding, L.B., West, J.E., Ylitalo, G.M., and Chamberlin, J.W. 2020. Chemical tracers guide identification of the location and source of persistent organic pollutants in juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), migrating seaward through an estuary with multiple contaminant inputs. Science of the Total Environment. 712: 135516.
- 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.
- Okey, T.A., Wright, B.A., and Brubaker, M.Y. 2007. [Salmon shark connections: North Pacific climate change, indirect fisheries effects, or just variability?](#) Fish Fish. 8(4): 359–366.
- Olesiuk, P.F. 2010. [An assessment of the population trends and abundance of Harbour Seals \(*Phoca vitulina*\) in British Columbia](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2009/105: vi + 157 p.
- Olesiuk, P.F., Ellis, G.M., Smith, T.G., Flostrand, L., and Warby, S. 1996. Predation by Harbour Seals (*Phoca vitulina*) on outmigrating salmon (*Oncorhynchus spp.*) fry and smolts in the lower Puntledge River, British Columbia. PSARC working paper S96-12. 112p.
- Olla, B.L., Davis, M.W., and Ryer, C.H. 1998. Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioral survival skills. Bull. Mar. Sci. 62(2): 531–550.
- Olsen, J.B., Lewis, C.J., Massengill, R.L., Dunker, K.J., and Wenburg, J.K. 2015. An evaluation of target specificity and sensitivity of three qPCR assays for detecting environmental DNA from Northern Pike (*Esox lucius*). Conserv. Genet. Resour. 7: 615–617.
- Oregon Department of Fish and Wildlife. 2019. [Die-off prompts ODFW to close Wilson River to salmon anqing](#).
- Overland, J.E., and Wang, M. 2007. Future climate of the North Pacific Ocean. EOS. 88: 178-182.
- Owens, P.N., Gateuille, D.J., Petticrew, E.L., Booth, B.P., and French, T.D. 2019. [Sediment-associated organopollutants, metals and nutrients in the Nechako River, British Columbia: a current study with a synthesis of historical data](#). Can. Water Resour. J. 44(1): 42–64.
- Parken, C.K. 1996. Feeding ecology of selected piscivorous fishes in upper Lake Sakakawea, North Dakota. Thesis (M.Sc.) University of Idaho, Moscow, ID.

-
- Parken, C.K., Bailey, R.E., and Irvine, J.R. 2003. Incorporating uncertainty into area-under-the-curve and peak-count salmon escapement estimation. *Nor. Amer. J. Fish. Manag.* 23: 78-90.
- Parken, C.K., Candy, J.R., Irvine, J.R., and Beacham, T.D. 2008. [Genetic and coded wire tag results combine to allow more-precise management of a complex Chinook Salmon aggregate](#). *North Am. J. Fish. Manag.* 28(1): 328–340.
- Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. [Habitat-based methods to estimate escapement goals for data limited Chinook salmon stocks in British Columbia, 2004](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc 2006/083: vii + 67 p.
- Pearsons, T.N., Fritts, A.L., and Scott, J.L. 2007. [The effects of hatchery domestication on competitive dominance of juvenile spring Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64(5): 803–812.
- Peatt, A. and Peatt, A. 2013. Evaluating Suitability of a Forest and Range Practices Act Temperature Sensitive Streams Designation for the Nicola River Watershed. Prepared for: British Columbia Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations.
- Perelo, L.W. 2010. [Review: In situ and bioremediation of organic pollutants in aquatic sediments](#). *J. Hazard. Mater.* 177(1–3): 81–89. Elsevier B.V.
- Perkin, E.K., Hölker, F., Richardson, J.S., Sadler, J.P., Wolter, C., and Tockner, K. 2011. [The influence of artificial light on stream and riparian ecosystems: Questions, challenges, and perspectives](#). *Ecosphere* 2(11).
- Perry, T.D., and Jones, J.A. 2017. [Summer streamflow deficits from regenerating Douglas-fir forest in the Pacific Northwest, USA](#). *Ecology* 98: 1–13.
- Pickering, A.D., and Christie, P. 1980. [Sexual differences in the incidence and severity of ectoparasitic infestation of the brown trout, *Salmo trutta* L.](#) *J. Fish Biol.* 16(6): 669–683.
- Picketts, I.M., Parkes, M.W., and Déry, S.J. 2017. [Climate change and resource development impacts in watersheds: Insights from the Nechako River Basin, Canada](#). *Can. Geogr.* 61(2): 196–211.
- Pike, R.G., Redding, T.E., Moore, R.D., Winkler, R.D., and Bladon, K.D. 2010. [Compendium of Forest Hydrology and Geomorphology in British Columbia](#). LMH 66, Volume 2 of 2. *In* Geomorphology. [Consulté le 17 mars 2022]
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., and Sarkar, D. 2021. [nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models](#). R package version 3.1-155.
- Pizzino, G., Irrera, N., Cucinotta, M., Pallio, G., Mannino, F., Arcoraci, V., Squadrito, F., Altavilla, D., and Bitto, A. 2017. [Oxidative stress: Harms and benefits for human health](#). *Oxid. Med. Cell. Longev.* 2017.
- Policansky, D., and Magnuson, J.J. 1998. [Genetics, metapopulations, and ecosystem management of fisheries](#). *Ecol. Appl.* 8: 119–123.
- Polinski, M. et Garver, K. 2019. [Caractérisation de l'orthoréovirus pisciaire \(RVP\) et des maladies associées pour guider les évaluations des risques de transfert d'agents pathogènes en Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/035. v + 40 p.
- Polinski, M.P., Vendramin, N., Cuenca, A., Garver, K.A. 2020. Piscine orthoreovirus: Biology and distribution in farmed and wild fish. *J. Fish. Dis.* 43: 1331– 1352.
-

-
- Poloczanska, E.S., Brown, C.J., Sydeman, W.J., Kiessling, W., Schoeman, D.S., Moore, P.J., Brander, K., Bruno, J.F., Buckley, L.B., Burrows, M.T., Duarte, C.M., Halpern, B.S., Holding, J., Kappel, C. V., O'Connor, M.I., Pandolfi, J.M., Parmesan, C., Schwing, F., Thompson, S.A., and Richardson, A.J. 2013. [Global imprint of climate change on marine life](#). *Nat. Clim. Chang.* 3(10): 919–925.
- Poole, G.C., and Berman, C.H. 2001. [An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation](#). *Environ. Manage.* 27(6): 787–802.
- Porszt, E.J., Peterman, R.M., Dulvy, N.K., Cooper, A.B., and Irvine, J.R. 2012. [Reliability of indicators of decline in abundance](#). *Conserv. Biol.* 26(5): 894–904.
- Porter, M., Casley, S., Pickard, D., Neiltz, M., and Ochoski, N. 2013. Southern Chinook Salmon Conservation Units: Habitat Indicators Report Cards. ESSA Technologies Ltd. Prepared for Fisheries and Oceans, Canada.
- Power, E.A., and Northcote, T.G. 1991. [Effects of log storage on the food supply and diet of juvenile Sockeye Salmon](#). *North Am. J. Fish. Manag.* 11(3): 413–423.
- Prakash, A. 1962. [Seasonal changes in feeding of Coho and Chinook \(Spring\) Salmon in Southern British Columbia waters](#). *J. Fish. Res. Board Canada.* 19(5): 851–866.
- Preikshot, D., Beamish, R.J., and Neville, C.M. 2013. [A dynamic model describing ecosystem-level changes in the Strait of Georgia from 1960 to 2010](#). *Prog. Oceanogr.* 115: 28–40.
- Price, P.W. 1980. *Evolutionary Biology of Parasites*. Monographs in Population Biology. Princeton University Press.
- Pritchard, A., and Tester, A. 1944. Food of spring and coho salmon in British Columbia. *Bull. J. Fish. Res. Board Canada.* 65: 23.
- Pacific Salmon Commission (PSC). 2021. 2020 Exploitation rate analysis. Technical report, Pacific Salmon Commission Chinook Technical Committee. TCHINOOK(21)-05. 237 p.
- Purcell, J.E. 2012. [Jellyfish and ctenophore blooms coincide with human proliferations and environmental perturbations](#). *Ann. Rev. Mar. Sci.* 4(1): 209–235.
- Purcell, M.K., Powers, R.L., Taksdal, T., McKenney, D., Conway, C.M., Elliott, D.G., Polinski, M., Garver, K., and Winton, J. 2020. Consequences of Piscine orthoreovirus genotype 1 (PRV-1) infections in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), coho salmon (*O. kisutch*) and rainbow trout (*O. mykiss*). *J. Fish. Dis.* 43: 719-728.
- Quigley, J.T., and Hinch, S.G. 2006. [Effects of rapid experimental temperature increases on acute physiological stress and behaviour of stream dwelling juvenile Chinook Salmon](#). *J. Therm. Biol.* 31(5): 429–441.
- Quinn, T. 2005. *The behavior and ecology of Pacific salmon and trout*. University of Washington Press.
- Quinn, T.P., Seamons, T.R., Vollestad, L.A., and Duffy, E. 2011. [Effects of growth and reproductive history on the egg size-fecundity trade-off in steelhead](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 140(1): 45–51.
- Quinn, T.P., Wetzel, L., Bishop, S., Overberg, K., and Rogers, D.E. 2001. [Influence of breeding habitat on bear predation and age at maturity and sexual dimorphism of Sockeye Salmon populations](#). *Can. J. Zool.* 79(10): 1782–1793.
-

-
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Raleigh, R.F., Miller, W.J., and Nelson, P.C. 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Chinook Salmon. U.S. Fish Wild. Serv. Biol. Rep. 82 (10.122). 64 p.
- Randall, D.J., and Tsui, T.K.N. 2002. Ammonia toxicity in fish. Mar. Pollut. Bull. 45: 17–23.
- Raymond, H.L. 1968. [Migration rates of yearling Chinook Salmon in relation to flows and impoundments in the Columbia and Snake rivers](#). Trans. Am. Fish. Soc. 97(4): 356–359.
- Raymond, B.A., and Shaw, D.P. 1997. [Fraser River action plan resident fish condition and contaminants assessment](#). Water Sci. Technol. 35(2–3): 389–395.
- Reid, D. 2020. [Sediment supply conditions and channel response to the 2017 and 2018 flood events in Guichon Creek, BC](#). Fraser Basin Council. 69 p. [Consulté le 23 mars 2022]
- Reid, G. 1961. Stomach content analysis of troll-caught king and coho salmon, southeastern Alaska, 1957-58. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report - Fisheries No. 379. Washington, D.C.
- Reimchan, T.E. 2000. Some ecological and evolutionary aspects of bear–salmon interactions in coastal British Columbia. Can. J. Zool. 78: 448–458.
- Reimers, P.E. 1968. Social Behavior among Juvenile Fall Chinook Salmon. J. Fish. Res. Board Canada 25(9): 2005–2008.
- Rhodes, J.J., Mccullough, D.A., and Espinosa, F.A. 1994. A Coarse Screening Process For Evaluation Of The Effects Of Land Management Activities On Salmon Spawning And Rearing Habitat In ESA Consultations. Columbia River Inter-Tribal Fish Commission Report reference #94-04, Portland, Oregon.
- Rhodes, J.S., and Quinn, T.P. 1998. Factors affecting the outcome of territorial contests between hatchery and naturally reared Coho salmon parr in the laboratory. J. Fish. Bio. 53: 1220-1230.
- Rich, W.H. 1925. Growth and degree of maturity of Chinook Salmon in the ocean. Bull. Bur. Fish. 41: 15–90.
- Richter, A., and Kolmes, S.A. 2005. [Maximum temperature limits for Chinook, Coho, and Chum Salmon, and Steelhead Trout in the Pacific Northwest](#). Rev. Fish. Sci. 13(1): 23–49.
- Riddell, B. 2004. Pacific salmon resources in central and north coast British Columbia. Pacif. Fish. Res. Cons. Council. 160 p.
- Riddell, B., Bradford, M., Carmichael, R., Hankin, D., Peterman, R., and Wertheimer, A. 2013. Assessment Of Status And Factors For Decline Of Southern BC Chinook Salmon: Independent Panel’s Report. Vancouver, BC.
- Riebe, C.S., Sklar, L.S., Overstreet, B.T., and Wooster, J.K. 2014. [Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length](#). Water Resour. Res. 50(2): 898-918.
- Rieman, B.E., Beamesderfer, R.C., Vigg, S., and Poe, T.P. 1991. Estimated loss of juvenile salmonids to predation by northern squawfish, walleyes, and smallmouth bass in John Day Reservoir, Columbia River. Trans. Amer. Fish. Soc. 120: 448-458.
- Robinson, C., Lapi, L., and Carter, E. 1982. Stomach contents of Spiny Dogfish (*Squalus acanthias*) caught near the Qualicum Fraser rivers, April-May, 1980-1981. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1656: 21.
-

-
- Robinson, K.A. 2013. Physiological, behavioural, and survival effects of assisting the post-capture ventilation of adult sockeye salmon exposed to capture and release in fresh water. Thesis (M.Sc) University of British Columbia, Vancouver, BC. 86 p.
- Robinson, K.L., Ruzicka, J.J., Decker, M.B., Brodeur, R.D., Hernandez, F.J., Quiñones, J., Acha, E.M., Uye, S.I., Mianzan, H., and Graham, W.M. 2014. [Jellyfish, forage fish, and the world's major fisheries](#). *Oceanography* 27(4): 104–115.
- Roed, M.A. 1995. Geology of the Kelowna area and the origin of the Okanagan valley British Columbia. Kelowna Geology Committee, Okanagan University College. Kelowna, BC. Kelowna Geology Committee.
- Roni, P., Johnson, C., De Boer, T., Pess, G., Dittman, A., and Sear, D.A. 2016. [Interannual variability in the effects of physical habitat and parentage on Chinook salmon egg-to-fry survival](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57.
- Roon, S.R., Alexander, J.D., Jacobson, K.C. and Bartholomew, J.L., 2015. Effect of *Nanophyetus salmincola* and bacterial co-infection on mortality of juvenile Chinook salmon. *J. Aquat. Anim. Hea.* 27: 209-216.
- Rosenau, M. I. 2014. [Nearshore Habitat Utilization by Spawning Lake Char and Rearing Rainbow Trout in Shuswap, Little Shuswap and Mara Lakes](#). Burnaby, BC.
- Rosenau, M., and Angelo, M. 2005. Conflicts Between Agriculture and Salmon in the Eastern Fraser Valley. Pacific Fisheries Resource Conservation Council. Vancouver, BC. 129 p + Appendix.
- Ross, P.S., Kennedy, C.J., Shelley, L.K., Tierney, K.B., Patterson, D.A., Fairchild, W.L., and Macdonald, R.W. 2013. [The trouble with salmon: Relating pollutant exposure to toxic effect in species with transformational life histories and lengthy migrations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 1252–1264.
- Ross, T., and Robert, M. 2018. La Niña and another warm year. In State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2017. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3266. pp. 27–32.
- Ruggerone, G.T., and Irvine, J.R. 2018. [Numbers and biomass of natural- and hatchery-origin Pink Salmon, Chum Salmon, and Sockeye Salmon in the North Pacific Ocean, 1925–2015](#). *Mar. Coast. Fish.* 10(2): 152–168.
- Ruggerone, G.T., Hanson, R., and Rogers, D.E. 2000. [Selective predation by brown bears \(*Ursus arctos*\) foraging on spawning Sockeye Salmon \(*Oncorhynchus nerka*\)](#). *Can. J. Zool.* 78(6): 974–981.
- Runciman, J.B., and Leaf, B.R. 2009. A review of Yellow Perch (*Perca flavescens*), Smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*), Largemouth bass (*Micropterus salmoides*), Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), Walleye (*Sander vitreus*) and Northern Pike (*Esox lucius*). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2882.
- Russell, L.R., Graham, C.C., Sewid, A.G., and Archibald, D.M. 1980. Distribution of juvenile Chinook, Coho, and Sockeye Salmon in Shuswap Lake – 1978-1979; Biophysical inventory of littoral areas of Shuswap Lake, 1978. *Can. Fish. Mar. Serv.* 1479: 54 p.
- Rutz, D. 1999. [Movements, food availability and stomach contents of Northern Pike in selected Susitna River drainages, 1996-1997](#). Alaska Department of Fish and Game. Fishery Data Series No. 99-5. [Consulté le 21 mars 2022]

-
- Saaristo, M., McLennan, A., Johnstone, C.P., Clarke, B.O., and Wong, B.B.M. 2017. [Impacts of the antidepressant fluoxetine on the anti-predator behaviours of wild guppies \(*Poecilia reticulata*\)](#). *Aquat. Toxicol.* 183: 38–45.
- Salafsky, N., Salzer, D., Stattersfield, A.J., Hilton-Taylor, C., Neugarten, R., Butchart, S.H.M., Collen, B., Cox, N., Master, L.L., O'Connor, S., and Wilkie, D. 2008. [A standard lexicon for biodiversity conservation: Unified classifications of threats and actions](#). *Conserv. Biol.* 22(4): 897–911.
- Sandahl, J.F., Baldwin, D.H., Jenkins, J.J., and Scholz, N.L. 2007. [A sensory system at the interface between urban stormwater runoff and salmon survival](#). *Environ. Sci. Technol.* 41(8): 2998–3004.
- Sandercock, F.K. 1991. Life history of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). In Pacific Salmon life histories. UBC Press. pp. 395–446.
- Satterwaite, W., Anderson, E., Campbell, M., Carlos Garza, J., Mohr, M., Narum, S., and Speir, C. 2015. Multidisciplinary evaluation of the feasibility of parentage-based tagging (PBT) for management of Pacific Salmon. Report to the Pacific Salmon Commission, Vancouver, BC. 139 p.
- Savino, J.F., and Stein, R.A. 1989. Behaviour of fish predators and their prey: Habitat choice between open water and dense vegetation. *Env. Bio. Fish.* 24: 287-293.
- Sawyer, A.C. 2021. A review of measures to protect and restore freshwater habitats for at-risk salmon populations of southern British Columbia. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* ix + 82 p.
- Schabetsberger, R., Morgan, C.A., Brodeur, R.D., Potts, C.L., Peterson, W.T., and Emmett, R.L. 2003. [Prey selectivity and diel feeding chronology of juvenile Chinook \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) and Coho \(*O. kisutch*\) salmon in the Columbia River plume](#). *Fish. Oceanogr.* 12(6): 523–540.
- Schmetterling, D.A., Clancy, C.G., and Brandt, T.B. 2001. Effects of Riprap Bank Reinforcement on Stream Salmonids in the Western United States. *Fisheries* 26: 7-13.
- Schnorbus, M., Bennett, K., and Werner, A. 2010. Quantifying the water resource impacts of mountain pine beetle and associated salvage harvest operations across a range of watershed scales: Hydrologic modelling of the Fraser River Basin. In Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-423.
- Scholz, N.L., Myers, M.S., McCarthy, S.G., Labenia, J.S., McIntyre, J.K., Ylitalo, G.M., Rhodes, L.D., Laetz, C.A., Stehr, C.M., French, B.L., McMillan, B., Wilson, D., Reed, L., Lynch, K.D., Damm, S., Davis, J.W., and Collier, T.K. 2011. [Recurrent die-offs of adult Coho salmon returning to spawn in Puget Sound lowland urban streams](#). *PLoS One* 6(12).
- Schultz, M.M., Bartell, S.E., and Schoenfuss, H.L. 2012. [Effects of triclosan and triclocarban, two ubiquitous environmental contaminants, on anatomy, physiology, and behavior of the Fathead Minnow \(*Pimephales promelas*\)](#). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 63(1): 114–124.
- Scordino, J.J., Gearin, P.J., Riemer, S.D., and Iwamoto, E.M. 2016. [River Otter \(*Lontra canadensis*\) food habits in a Washington coast watershed: Implications for a Threatened Species](#). *Northwest. Nat.* 97(1): 36–47.
- Scott, W., and Crossman, E. 1973. [Freshwater fishes of Canada](#). *Bull. J. Fish. Res. Board Canada*: 966.
-

-
- Scrivener, C., Brown, T.C., and Andersen, B.C. 1994. Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) utilization of Hawk's Creek, a small and nonnatal tributary of the upper Fraser River. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1139–1146.
- Sebring, S.H., Carper, M.C., Ledgerwood, R.D., Sandford, B.P., Matthews, G.M., and Evans, A.F. 2013. [Relative vulnerability of Pit-tagged subyearling fall Chinook Salmon to predation by Caspian terns and double-crested cormorants in the Columbia River estuary](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 142(5): 1321–1334.
- Sedell, J., Leone, F., and Duval, W. 1991. Water transportation and storage of logs. In W.R. Meehan (ed). *In Influence of Forest and Rangeland Management on Salmonid Fishes and Their Habitats. Edited by W. Meehan.* American Fisheries Society, Bethesda, Md. p. 751.
- Seitz, A.C., Courtney, M.B., Evans, M.D., and Manishin, K. 2019. [Pop-up satellite archival tags reveal evidence of intense predation on large immature Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in the North Pacific Ocean](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76(9): 1608–1615.
- Sepulveda, A.J., Rutz, D.S., Dupuis, A.W., Shields, P.A., and Dunker, K.J. 2014. Introduced Northern Pike consumption of salmonids in southcentral Alaska. *Eco. Fresh. Fish.* 24: 519–531.
- Sepulveda, A.J., Rutz, D.S., Ivey, S.S., Dunker, K.J., and Gross, J.A. 2013. [Introduced Northern Pike predation on salmonids in southcentral Alaska](#). *Ecol. Freshw. Fish* 22(2): 268–279.
- Shafer, D.J. 1999. [The effects of dock shading on the seagrass *Halodule wrightii* in Perdido Bay, Alabama](#). *Estuaries* 22(4): 936–943.
- Sharma, R., Vélez-Espino, L.A., Wertheimer, A.C., Mantua, N. and Francis, R.C. 2013. Relating spatial and temporal scales of climate and ocean variability to survival of Pacific Northwest Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Fish. Oceanog.* 22: 14-31.
- Shaw, R.W., Kent, M.L. and Adamson, M.L., 2000. Innate susceptibility differences in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) to Loma salmonae (*Microsporidia*). *Dis. Aquat. Organ.* 43: 49-53.
- Shea, D., Bateman, A., Li, S., Tabata, A., Schulze, A., Mordecai, G., and Ogston, L. 2020. Environmental DNA from multiple pathogens is elevated near active Atlantic salmon farms. *Proc. Roy. Soc. Bio. Sci.* 287: 20202010.
- Shelton, J.M. 1955. The Hatching of Chinook Salmon Eggs Under Simulated Stream Conditions. United States Fish and Wildlife Service. *Progress. Fish Cult.* 17(1): 16.
- Shrestha, R.R., Schnorbus, M.A., and Cannon, A.J. 2015. [A dynamical climate model-driven hydrologic prediction system for the Fraser River, Canada](#). *J. Hydrometeorol.* 16(3): 1273–1292.
- Shrestha, R.R., Schnorbus, M.A., Werner, A.T., and Berland, A.J. 2012. [Modelling spatial and temporal variability of hydrologic impacts of climate change in the Fraser River basin, British Columbia, Canada](#). *Hydrol. Process.* 26(12): 1840–1860.
- Shrimpton, J.M., Zydlewski, J.D., and Heath, J.W. 2007. [Effect of daily oscillation in temperature and increased suspended sediment on growth and smolting in juvenile Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*](#). *Aquaculture* 273(2–3): 269–276.
- Siah, A., Morrison, D.B., Fringuelli, E., Savage, P., Richmond, Z., Johns, R., Purcell, M.K., Johnson, S.C., and Saksida, S.M. 2015. Piscine reovirus: Genomic and molecular phylogenetic analysis from farmed and wild salmonids collected on the Canada/US Pacific Coast. *PLoS ONE* 10(11): e0141475.
-

-
- Silver, J. and Eyestone, B. 2012. Reed Canarygrass control in the Quinault watershed: 2012 protocol. Quinault Indian Nation. 13 p. [Consulté le 21 mars 2022]
- Simenstad, C.A., Brandt, S.B., Chalmers, A., Dame, R., Deegan, L.A., Hodson, R., and Houde, E.D. 2000. Habitat-Biotic Interactions. *In* Estuarine Science: A Synthetic Approach to Research and Practice. *Edited by* J.E. Hobbie. Island Press, Washington, D.C. p. 539.
- Sinks, I.A., Borde, A.B., Diefenderfer, H.L., and Karnezis, J.P. 2021. [Assessment of methods to control Reed Canarygrass \(*Phalaris arundinacea*\) in tidal freshwaterwetlands](#). *Nat. Areas*. 41: 172-185.
- Slaney, T.L., Hyatt, K.D., Northcote, T.G., and Fielden, R.J. 1996. Status of anadromous salmon and trout in British Columbia and Yukon. *Fisheries*. 21: 20-35.
- Smale, D., Wernberg, T., Oliver, E., Thomsen, M., Harvey, B., Straub, S., Burrows, M., Alexander, L., Benthuyssen, J., Donat, M., Feng, M., Hobday, A., Holbrook, N., Perkins-kirkpatrick, S., Scannell, H., Sen Gupta, A., Payne, B., and Moore, P. 2019. Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nat. Clim. Chang*. 9(4): 306–312.
- Smith, O.R. 1940. [Placer mining silt and its relation to salmon and trout on the Pacific coast](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* (69): 225–230.
- Solomon, K.R., Carr, J.A., Du Preez, L.H., Giesy, J.P., Kendall, R.J., Smith, E.E., and Van Der Kraak, G.J. 2008. [Effects of atrazine on fish, amphibians, and aquatic reptiles: A critical review](#). *Crit. Rev. Toxicol.* 38(9): 721–772.
- Sommer, T.R., Harrell, W.C., and Nobriga, M.L. 2005. [Habitat use and stranding risk of juvenile Chinook Salmon on a seasonal floodplain](#). *North Am. J. Fish. Manag.* 25(4): 1493–1504.
- Sopinka, N.M., Hinch, S.G., Healy, S.J., Raby, G.D., and Patterson, D.A. 2016. [Effects of experimentally elevated egg cortisol on offspring traits in two species of wild Pacific salmon](#). *Environ. Biol. Fishes* 99(10): 717–728.
- Southern Resident Orca Task Force (SROTF). 2018. [Southern Resident Orca Task Force: Report and Recommendations](#). Report prepared by Cascadia Consulting Group. [Consulté le 17 mars 2022]
- Springer, J., Ludwig, R., and Kienzle, S. 2015. [Impacts of forest fires and climate variability on the hydrology of an alpine medium sized catchment in the Canadian Rocky Mountains](#). *Hydrology* 2(1): 23–47.
- Spromberg, J.A., and Meador, J.P. 2006. [Relating chronic toxicity responses to population-level effects: A comparison of population-level parameters for three salmon species as a function of low-level toxicity](#). *Ecol. Modell.* 199: 240–252.
- Steen, R.P., and Quinn, T.P. 1999. Egg burial depth by Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*): Implications for survival of embryos and natural selection on female body size. *Can. J. Zool.* 77: 836–841.
- Stein, R.A., Reimers, P.E., and Hall, J.D. 1972. [Social interaction between juvenile Coho \(*Oncorhynchus kisutch*\) and fall Chinook Salmon \(*O. tshawytscha*\) in Sixes River, Oregon](#). *J. Fish. Res. Board Canada*. 29(12): 1737–1748.
- Steward, C.R., and Bjornn, T.C. 1990. Supplementation of salmon and steelhead stocks with hatchery fish: a synthesis of published literature. US Fish and Wildlife Service. 90 pp.

-
- Stewart, G.O., Lauzier, R.B., and Murray, P.R. 1983. Juvenile salmonid studies in the North Thompson Region of B.C., 1982. Envirocon Limited, DSS Contract No. 0458 FP 576-1-0487.
- Sutherland, A.J., and Ogle, D.G. 1975. [Effect of jet boats on salmon eggs](#). New Zeal. J. Mar. Freshw. Res. 9(3): 273–282.
- Sutherland, T.F., Elner, R.W., and O'Neill, J.D. 2013. [Roberts Bank: Ecological crucible of the fraser river estuary](#). Prog. Oceanogr. 115: 171–180.
- Swales, S., Lauzier, R.B., and Levings, C.D. 1986. [Winter habitat preferences of juvenile salmonids in two interior rivers in British Columbia](#). Can. J. Zool. 64(7): 1506–1514.
- Tabor, R.A., Bell, A.T.C., Lantz, D.W., Gregorsen, C.N., Berge, H.B., and Hawkins, D.K. 2017. Phototactic behaviour of subyearling salmonids in nearshore area of two urban lakes in Western Washington State. Trans. Amer. Fish. Soc. 146: 753-761.
- Tabor, R.A., Brown, G.S., and Luiting, V.T. 2004. [The effect of light intensity on Sockeye Salmon fry migratory behavior and predation by cottids in the Cedar River, Washington](#). North Am. J. Fish. Manag. 24(1): 128–145.
- Tabor, R.A., Perkin, E.K., Beauchamp, D.A., Britt, L.L., Haehn, R., Green, J., Robinson, T., Stolnack, S., Lantz, D.W., and Moore, Z.J. 2021. Artificial lights with different spectra do not alter detrimental attraction of young Chinook Salmon and Sockeye Salmon along lake shorelines. Lk. Reserv. Manag. 37: 313-322.
- Tabor, R.A., Shively, R.S., and Poe, T.P. 1993. Predation on juvenile salmonids by Smallmouth Bass and Northern Squawfish in the Columbia River near Richland, Washington. Nor. Amer. J. Fish. Manag. 13: 831-838.
- Tarbotton, M., and Harrison, P.G. 1996. A Review of the Recent Physical and Biological Development of the Southern Roberts Bank Seagrass System 1950 - 1994. Triton Consultants Ltd. 88 p.
- Tatara, C.P., and Berejikian, B.A. 2012. [Mechanisms influencing competition between hatchery and wild juvenile anadromous Pacific salmonids in fresh water and their relative competitive abilities](#). Environ. Biol. Fishes 94(1): 7–19.
- Taylor, E.B. 1988. [Adaptive variation in rheotactic and agnostic behaviour in newly emerged fry of Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, from ocean- and stream-type populations](#). J. Chem. Inf. Model. 45: 237–243.
- Taylor, E.B. 1991. [A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon](#). Aquaculture. 98: 185–207.
- Teel, D.J., Milner, G.B., Winans, G.A., and Grant, W.S. 2000. [Genetic population structure and origin of life history types in Chinook Salmon in British Columbia, Canada](#). Trans. Am. Fish. Soc. 129(1): 194–209.
- Temmerman, S., Meire, P., Bouma, T.J., Herman, P.M.J., Ysebaert, T., and De Vriend, H.J. 2013. [Ecosystem-based coastal defence in the face of global change](#). Nature 504(7478): 79–83.
- Thakur, K.K. Vanderstichel, R., Li, S., Laurin, E., Tucker, S, Neville, C., Tabata, A., and Miller, K.M. 2018. [A comparison of infectious agents between hatchery-enhanced and wild out-migrating juvenile Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) from Cowichan River, British Columbia](#). Facets. 3(1)

-
- Therriault, T.W., Herborg, L.M., Locke, A., and McKindsey, C.W. 2008. [Risk assessment for European green crab \(*Carinus maenas*\) in Canadian waters](#). DFO. Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2008/042. iv + 40 p.
- Thomas, A.C., Nelson, B.W., Lance, M.M., Deagle, B.E., and Trites, A.W. 2016. [Harbour seals target juvenile salmon of conservation concern](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74(6): 907–921.
- Thorson, J.T., Scheuerell, M.D., Buhle, E.R., and Copeland, T. 2014. [Spatial variation buffers temporal fluctuations in early juvenile survival for an endangered Pacific salmon](#). J. Anim. Ecol. 83(1): 157–167.
- Tian, Z., Zhao, H., Peter, K.T., Gonzalez, M., Wetzel, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettlinger, R., Cortina, A.E., Biswas, R.G., Kock, F.V.C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., Gilbreath, A., Sutton, R., Scholz, N.L., Davis, J.W., Dodd, M.C., Simpson, A., McIntyre, J.K., and Kolodziej, E.P. 2021. [A ubiquitous tire rubber-derived chemical induces acute mortality in Coho salmon](#). Science. 375: 185–189.
- Tierney, K.B., Patterson, D.A., and Kennedy, C.J. 2009. [The influence of maternal condition on offspring performance in Sockeye Salmon *Oncorhynchus nerka*](#). J. Fish Biol. 75(6): 1244–1257.
- Tompkins, A, Riddell, B. and Nagtegaal, D.A. 2005. [A biologically-based escapement goal for Cowichan River fall Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\)](#). DFO. Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2005/095. iii + 42 p.
- Tovey, C.P., Bradford, M.J., and Herborg, L. 2009. [Biological risk assessment for Smallmouth bass \(*Micropterus dolomieu*\) and Largemouth bass \(*Micropterus salmoides*\) in British Columbia](#). Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc. 2008/075. viii + 39 p.
- Townsend, L., and Hebda, R. 2013. Pollen and macro-fossil assemblages in disturbed urban wetlands on south Vancouver Island reveal recent invasion of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) and guide restoration. Res. Eco. 21: 114-123.
- Trites, A.W., and Rosen, D.A.. 2019. Synthesis of Scientific Knowledge and Uncertainty about Population Dynamics and Diet Preferences of Harbour Seals, Steller Sea Lions and California SeaLions, and their Impacts on Salmon in the Salish Sea. Technical Workshop Proceedings. May 29-30, 2019.
- Trombulak, S.C., and Frissell, C.A. 2000. [Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities](#). Conserv. Biol. 14(1): 18–30.
- Trudel, M., Fisher, J., Orsi, J.A., Morris, J.F.T., Thiess, M.E., Sweeting, R.M., Hinton, S., Fergusson, E.A., and Welch, D.W. 2009. [Distribution and migration of juvenile Chinook Salmon derived from coded wire tag recoveries along the continental shelf of western North America](#). Trans. Am. Fish. Soc. 138(6): 1369–1391.
- Tschaplinski, P.J., and Pike, R.G. 2017. [Carnation Creek watershed experiment—long-term responses of coho salmon populations to historic forest practices](#). Ecohydrology 10(2).
- Tucker, S., Trudel, M., Welch, D.W., Candy, J.R., Morris, J.F.T., Thiess, M.E., Wallace, C., and Beacham, T.D. 2011. [Life history and seasonal stock-specific ocean migration of juvenile Chinook Salmon](#). Trans. Am. Fish. Soc. 140(4): 1101–1119.
- Tutty, B.D., and Yole, F.Y.E. 1978. Overwintering Chinook Salmon in the upper Fraser River system. Can. Fish. Mar. Serv. 1450: 23 p.

-
- Twardek, W.M., Ekström, A., Eliason, E.J., Lennox, R.J., Tuononen, E., Abrams, A.E.I., Jeanson, A.L., and Cooke, S.J. 2021. [Field assessments of heart rate dynamics during spawning migration of wild and hatchery-reared Chinook salmon](#). *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 376(1830).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1989. [Ambient water quality criteria for ammonia \(saltwater\)](#). United States Environmental Protection Agency. National Technical Information Service. Springfield, VA. [Consulté le 22 mars 2022]
- Unwin, M.J. 1997. [Fry-to-adult survival of natural and hatchery-produced Chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) from a common origin](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(6): 1246–1254.
- Utter, F. 1998. Genetic problems of hatchery-reared progeny released into the wild, and how to deal with them. *Bull. Mar. Sci.* 62: 623–640.
- Utter, F. 2001. Patterns of subspecific anthropogenic introgression in two salmonid genera. *Rev. Fish. Bio. Fisheries.* 10: 265–279.
- Utter, F., Milner, G., Stahl, G., and Teel, D. 1989. Genetic population structure of Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in the Pacific Northwest. *Fish. Bull.* (87): 239–264.
- Van Bruggen, A.H.C., He, M.M., Shin, K., Mai, V., Jeong, K.C., Finckh, M.R., and Morris, J.G. 2018. [Environmental and health effects of the herbicide glyphosate](#). *Sci. Total Environ.* 616–617: 255–268.
- Vander Haegen, G., Blankenship, H.L., and Knutzen, D. 2011. Advances in coded wire tag technology: meeting changing fish management objectives. In J. McKenzie, Q. Phelps, R. Kopf, M. Mesa, B. Parsons, and A. Seitz, editors. *Advances in fish tagging and marking technology*. American Fisheries Society, Symposium 76, Bethesda, Maryland.
- Vander Zanden, M.J., and Olden, J.D. 2008. [A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(7): 1512–1522.
- Venney, C.J. 2020. Epigenetic contributions to early life history variation in Chinook Salmon. Thesis (PhD). University of Windsor. Windsor, ON. 194 p.
- Vigg, S., Poe, T.P., Prendergast, L.A., and Hansel, H.C. 1991. Rates of consumption of juveniles salmonids and alternative prey fish by northern squawfish, walleyes, smallmouth bass, and channel catfish in John Day Reservoir, Columbia River. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 120: 421–438.
- Volk, E.C., Schroder, S.L., and Grimm, J.J. 2005. [Otolith thermal marking](#). *Stock Identif. Methods* 43: 447–463.
- Vronskiy, B. 1972. Reproductive biology of the Kamchatka River Chinook salmon *Oncorhynchus tshawytscha*. *J. Ichthyol.* 12: 259–273.
- Walsh, J.E., Thoman, R., Bhatt, U.S., Bieniek, P.A., Brettschneider, B., Brubaker, M., Danielson, S., Lader, R., Fetterer, F., Holderied, K., Iken, K., Andy Mahoney, M.M., and Partain, J. 2018. [The high latitude marine heat wave of 2016 and its impact on Alaska](#) [in “Explaining Extreme Events of 2016 from a Climate Perspective”]. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 99(1): S39–S43.
- Wan, M.T., Kuo, J.-N., and Pasternak, J. 2005. Residues of endosulfan and other selected organochlorine pesticides in farm areas of the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. *J. Environ. Qual.* 34(1): 11186–93.

-
- Wang, S.Z., Hard, J., and Utter, F. 2002. Salmonid inbreeding: a review. *Revi. Fish. Bio. Fisheries*. 11: 301–319.
- Wang, X., Thompson, D.K., Marshall, G.A., Tymstra, C., Carr, R., and Flannigan, M.D. 2015. [Increasing frequency of extreme fire weather in Canada with climate change](#). *Clim. Change* 130(4): 573–586.
- Wang, Y. 2018. The physiological associations between infectious agents and migrating juveniles Chinook Salmon (*Onchorynchus tshawytscha*). Thesis (M.Sc.). University of British Columbia. Vancouver, BC. 133 p.
- Wania, F. 1997. Modelling the fate of non-polar organic chemicals in an ageing snow pack. *Chemosphere*. 35(10): 2345–2363.
- Waples, R.S. 1991. Genetic interactions between hatchery and wild salmonids: Lessons from the Pacific Northwest. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 124–133.
- Waples, R.S. 1999. Dispelling some myths about hatcheries. *Fisheries*. 24(2): 12–21.
- Waples, R.S., Teel, D.J., Myers, J.M., and Marshall, A.R. 2004. [Life-history divergence in Chinook salmon: Historic contingency and parallel evolution](#). *Evolution (N.Y.)*. 58(2): 386–403.
- Warkentin, L. 2020. Regimes of river temperature and flow in an interior watershed, and their implications for Chinook salmon. Thesis (M.Sc.) Simon Fraser University, Vancouver, BC. 99 p.
- Washington Department of Fish and Wildlife. 2019. [Proposal to increase Hatchery Production to Benefit Southern Resident Killer Whales](#). [Consulté le 17 mars 2022]
- Weber, E.D., and Fausch, K.D. 2003. Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: differences in biology and evidence for competition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1018-1036.
- Weil, J., Duguid, W.D.P., and Juanes, F. 2019. [A hyperiid amphipod acts as a trophic link between a scyphozoan medusa and juvenile Chinook Salmon](#). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 223(February): 18–24.
- Welch, D.W. Porter, A.D., and Rechisky, E.L. 2020. A synthesis of the coast-wide decline in survival of west coast Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Fish Fish.* 00: 1-18.
- Welch, D.W., Rechisky, E.L., Melnychuk, M.C., Porter, A.D., Walters, C.J., Clements, S., Clemens, B.J., McKinley, R.S., and Schreck, C. 2008. [Survival of migrating salmon smolts in large rivers with and without dams](#). *PLoS Biol.* 6(10): 2101–2108.
- Weng, K.C., Castilho, P.C., Morrissette, J.M., Landeira-Fernandez, A.M., Holts, D.B., Schallert, R.J., Goldman, K.J., and Block, B.A. 2005. [Satellite tagging and cardiac physiology reveal niche expansion in Salmon Sharks](#). *Science*. 310(5745): 104–106.
- Weng, K.C., Foley, D.G., Ganong, J.E., Perle, C., Shillinger, G.L., and Block, B.A. 2008. [Migration of an upper trophic level predator, the Salmon Shark *Lamna ditropis*, between distant ecoregions](#). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 372: 253–264.
- Wessel, M., Smoker, W., and Joyce, J. 2011. Variation of morphology among juvenile Chinook Salmon of hatchery, hybrid, and wild origin. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 135: 333-340.
- West, J.E., O'Neill, S.M., and Ylitalo, G.M. 2008. [Spatial extent, magnitude, and patterns of persistent organochlorine pollutants in Pacific herring \(*Clupea pallasii*\) populations in the Puget Sound \(USA\) and Strait of Georgia \(Canada\)](#). *Sci. Total Environ.* 394(2–3): 369–378.
-

-
- Whelen, M.A., and Olmstead, W.R. 1982. 1981 biophysical studies of selected Chinook (*Onchorynchus tshawytscha*) and Coho (*O. kisutch*) salmon-producing tributaries of the South Thompson River Drainage, Part II – adult salmon investigations. EVS Consultants Ltd. 135p.
- Whitcraft, C.R., and Levin, L.A. 2007. [Regulation of benthic algal and animal communities by salt marsh plants: Impact of shading](#). Ecology 88(4): 904–917.
- Williams, C.R., Dittman, A.H., McElhany, P., Busch, D.S., Maher, M.T., Bammler, T.K., MacDonald, J.W., and Gallagher, E.P. 2019. [Elevated CO₂ impairs olfactory-mediated neural and behavioral responses and gene expression in ocean-phase Coho salmon \(*Oncorhynchus kisutch*\)](#). Glob. Chang. Biol. 25(3): 963–977.
- 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.
- Willms, T., and Whitworth, G. 2016. Mapping of critical summer thermal refuge habitats for Chinook salmon, Coho salmon, steelhead and bull trout in the Nicola River Watershed - 2016. Hab. Stew. Progr. Spec. Risk 3(236): 2–8.
- Winkler, R., Rex, J., Teti, P., Maloney, D., and Redding, T. 2008. [Mountain Pine Beetle Forest Practices, and Watershed Management](#). B.C. Min. For. Range, Res. Br., Victoria, B.C. Exten. Note 88. [Consulté le 22 mars 2022]
- Winkler, R., Spittlehouse, D., and Boon, S. 2017. [Streamflow response to clear-cut logging on British Columbia's Okanagan Plateau](#). Ecohydrology 10(2): 1–15.
- Wise, M.P., Moore, G.D., and VanDine, D.F. 2004. [Landslide risk case studies in forest development planning and operations](#). British Columbia, Forest Science Program. [Consulté le 22 mars 2022]
- 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.
- Woo, I., Davis, M.J., Ellings, C.S., Nakai, G., Takekawa, J.Y., and De La Cruz, S. 2018. [Enhanced invertebrate prey production following estuarine restoration supports foraging for multiple species of juvenile salmonids \(*Oncorhynchus spp.*\)](#). Restor. Ecol. 26(5): 964–975.
- Wood, C.C. 1987a. [Predation of juvenile Pacific Salmon by the Common Merganser \(*Mergus merganser*\) on Eastern Vancouver Island. I: Predation during the seaward migration](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci 44: 941–949.
- Wood, C.C. 1987b. [Predation of juvenile Pacific Salmon by the Common Merganser \(*Mergus merganser*\) on Eastern Vancouver Island. II: Predation of stream-resident juvenile salmon by Merganser broods](#). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(5): 950–959.
- Woods, A.J., Heppner, D., Kope, H.H., Burleigh, J., and Maclauchlan, L. 2010. [Forest health and climate change: A British Columbia perspective](#). For. Chron. 86(4): 412–422.
- Xu, Y., Decker, A.S., Parken, C.K., Ritchie, L.M., Patterson, D.A., and Fu, C. 2020. [Climate effects on size-at-age and growth rate of Chinook Salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) in the Fraser River, Canada](#). Fish. Oceanogr. 29(5): 381–395.

-
- Young, K., and Galbraith, M. 2018. Zooplankton Status and Trends in the Central Strait of Georgia, 2017. *In* State of the physical, biological and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2017. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3266.
- Yuan, B. 2018. Restoration of Salmonid Spawning Habitat in the Upper Serpentine River. Thesis (M.Sc.) Simon Fraser University, Vancouver, BC. 111 p.
- Zaas, A.K., Chen, M., Varkey, J., Veldman, T., Hero III, A.O., Lucas, J., Huang, Y., Turner, R., Gilbert, A., Lambkin-Williams, R. and Øien, N.C., 2009. Gene expression signatures diagnose influenza and other symptomatic respiratory viral infections in humans. *Cell Host and Microbe*. 6: 207-217.
- Zeug, S.C., Sellheim, K., Watry, C., Wikert, J.D., and Merz, J. 2014. [Response of juvenile Chinook salmon to managed flow: Lessons learned from a population at the southern extent of their range in North America](#). *Fish. Manag. Ecol.* 21(2): 155–168.
- Zimmerman, M.P. 1999. Food habits of smallmouth bass, walleyes, and northern pikeminnow in the lower Columbia River basin during outmigration of juvenile anadromous salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128: 1036-1054.

ANNEXE A. RÉPARTITIONS EN MER DU SAUMON CHINOOK DU SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE AU DÉBUT DE LA PHASE MARINE

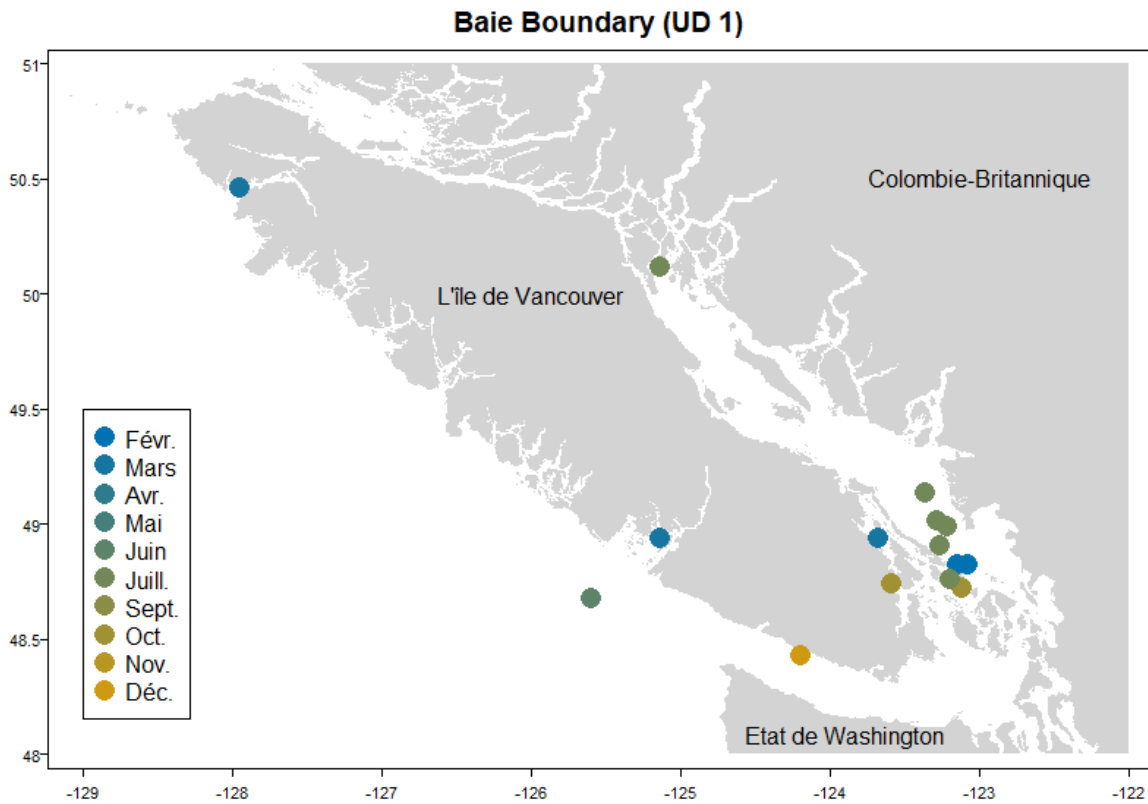


Figure 27. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 1, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.

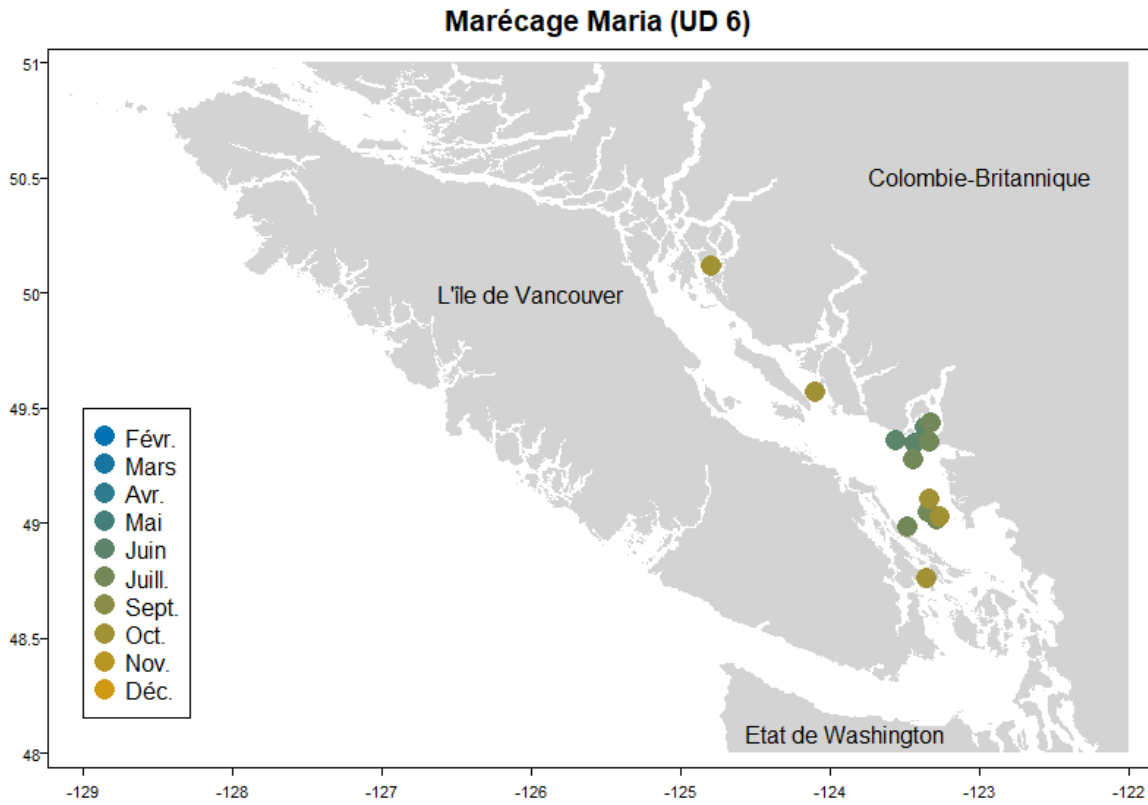


Figure 28. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 6, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.

Thompson Sud – Été, type fluvial (UD 13)

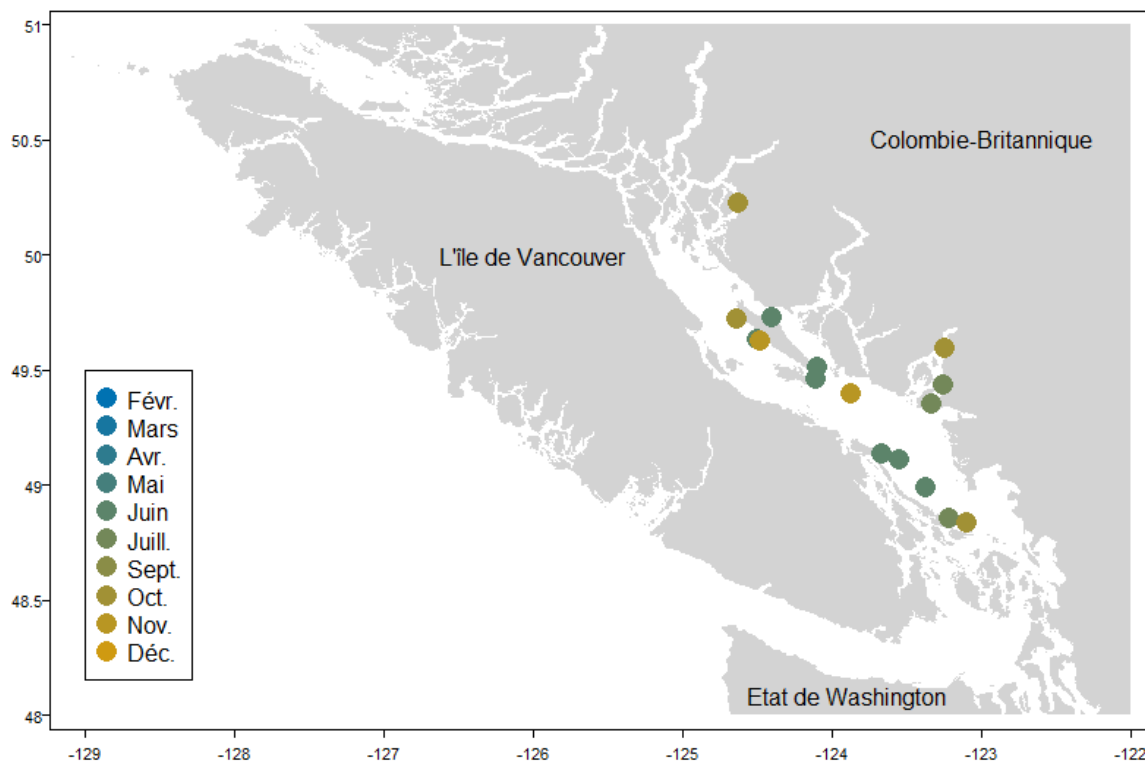


Figure 29. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 13, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.

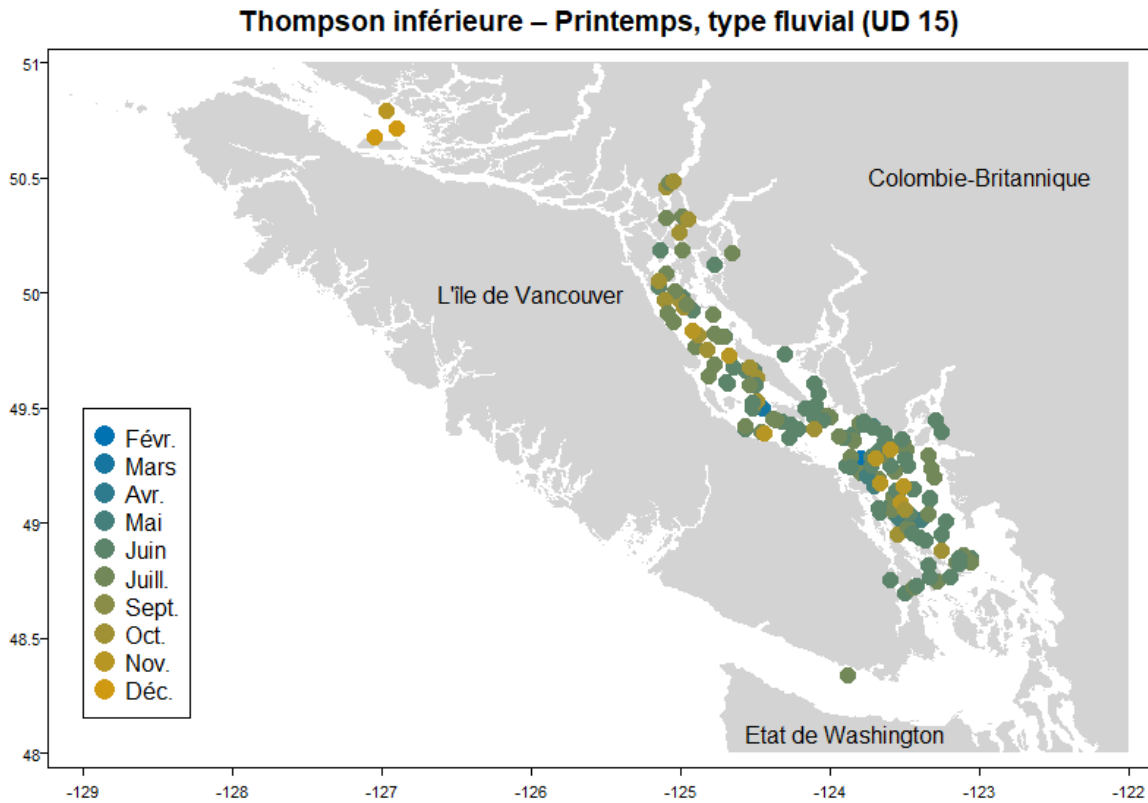


Figure 30. Cartes de la Colombie-Britannique illustrant les détections de chinooks d'écloserie et de post-saumoneaux sauvage de l'UD 15, par mois, pendant leur première année en mer pour les années 2008 à 2018. Chaque cercle indique une rencontre et les couleurs indiquent le mois de l'année. Crédit à Bass, Arthur.

ANNEXE B. AGENTS INFECTIEUX DÉTECTÉS CHEZ LES CHINOOKS JUVÉNILES

Tableau 62. Agents infectieux détectés chez >1 % des chinooks juvéniles pendant au moins une saison. Les points chauds indiquent les agents détectés à une prévalence plus élevée que par hasard dans la région où des individus de ces UD mises en valeur ont été capturés au cours de chacune des périodes printemps-été et automne-hiver. Les indices restants dénotent les preuves qu'un agent donné possède un potentiel pathogène chez le saumon chinook, tirées d'études de provocation en laboratoire (établies), d'enquêtes pathologiques dans le cadre de l'initiative stratégique visant la santé du saumon (ISSS), de modèles de survie du saumoneau à l'adulte fondés sur les micromarques magnétisées codées et d'écarts de masse (condition). Les agents identifiés à partir des modèles sont classés par intensité de couleur (rouge foncé à saumon clair), les numéros représentant leur ordre d'association.

Type d'agent	Nom de l'agent	Point chaud au printemps et à l'été	Point chaud à l'automne et à l'hiver	Agent pathogène établi	Pathologie selon l'ISSS	Survie au printemps et à l'été	Survie à l'automne et à l'hiver	Condition au printemps et à l'été	Condition à l'automne et à l'hiver
Bactérie	<i>Candidatus Branchiomonas cysticola</i>	-	-	-	0	-	-	-	3
	<i>Candidatus Syngnamydia salmonis</i>	0	-	-	-	1	-	-	-
	<i>Candidatus Piscichlamydia salmonis</i>	-	0	-	-	-	-	-	-
	<i>Flavobacterium psychrophilum</i>	0	-	0	-	-	5	-	-
	<i>Piscirickettsia salmonis</i>	-	0	0	-	-	-	-	-
	<i>Renibacterium salmoninarum</i>	-	-	-	-	-	-	6	-
	Organisme rickettsoïde	-	0	-	-	2	-	-	-
	<i>Tenacibaculum maritimum</i>	0	0	-	-	4	-	2	5
	<i>Vibrio salmonicida</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
Parasite	<i>Ceratomyxa shasta</i>	-	0	0	0	-	-	1	-
	<i>Cryptobia salmositica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Dermocystidium salmonis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Facilispora margolisi</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Ichthyosponus hoferi</i>	0	0	-	0	-	-	-	4
	<i>Ichthyophthirius multifiliis</i>	0	0	0	-	3	4	-	6
	<i>Kudoa thyrsites</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Loma salmonae</i>	0	-	0	0	-	-	-	1
	<i>Myxobolus arcticus</i>	0	-	-	-	-	1	3	-
	<i>Myxobolus insidiosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-

Type d'agent	Nom de l'agent	Point chaud au printemps et à l'été	Point chaud à l'automne et à l'hiver	Agent pathogène établi	Pathologie selon l'ISSS	Survie au printemps et à l'été	Survie à l'automne et à l'hiver	Condition au printemps et à l'été	Condition à l'automne et à l'hiver
	<i>Nanophyetus salmincola</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Neoparamoeba perurans</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Paranucleospora theridion</i>	0	0	-	0	-	-	-	-
	<i>Parvicapsula kabatai</i>	-	0	-	-	-	-	-	-
	<i>Parvicapsula minibicornis</i>	-	0	-	0	-	-	-	-
	<i>Parvicapsula pseudobranchicola</i>	0	-	-	-	-	2	-	-
	<i>Sphaerothecum destruens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Tetracapsuloides bryosalmonae</i>	0	0	0	-	-	-	-	-
	Calicivirus du saumon atlantique	-	-	-	-	-	-	-	-
	Virus-2 de la truite fardée	-	-	-	-	-	-	-	-
	Virus de la nécrose érythrocytaire	0	-	-	-	-	-	4	-
	Virus de la nécrose hématopoïétique infectieuse	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nidovirus du saumon du Pacifique	-	-	-	-	5	-	-	-
	Parvovirus du saumon du Pacifique	-	-	-	-	-	-	-	-
Virus	Orthoréovirus pisciaire-1	-	0	-	0	-	3	5	2
	Virus-1 à ARN putatif	0	0	-	-	-	-	-	-
	<i>Salmon piscarenavirus-1</i>	0	-	-	0	6	-	-	-
	<i>Salmon piscarenavirus-2</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	Virus de l'encéphalopathie et de la rétinopathie virales	-	-	-	-	-	-	-	-
	Virus de la septicémie hémorragique virale	0	-	0	-	-	-	-	-

ANNEXE C. SOMMAIRES DES DONNEES DISPONIBLES POUR CHAQUE UD

C.1. SOMMAIRE DE L'UD 1 (BAIE BOUNDARY)

C.1.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site

Les données sont insuffisantes pour estimer les échappées dans les cohortes par âge et par origine dans les trois populations de l'UD 1 (baie Boundary).

L'échappée est estimée dans la rivière Little Campbell depuis 1980, mais elle ne l'a pas été dans les rivières Serpentine ou Nicomekl selon les données du Programme de mise en valeur du saumon (PMVS), de la Base de données de Planification et évaluation des projets de mise en valeur (EPAD) et du système NuSEDS (tableau 63). Dans la rivière Little Campbell, les échappées sont dénombrées près de l'embouchure de la rivière, à une barrière qui fonctionne pendant toute la durée de la migration des adultes. Le programme produit une estimation totale non biaisée de l'échappée, puisque la barrière est utilisée pendant toute la migration et qu'elle n'est pas rompue durant le débit élevé de la rivière. Dans les rivières Serpentine et Nicomekl, il y a des barrières temporaires dans les frayères pour collecter le stock de géniteurs pour les programmes d'écloserie, mais la base de données EPAD ne contient aucun enregistrement des poissons dénombrés aux barrières, des estimations de l'abondance des géniteurs en amont ou en aval de la barrière ou de la durée de l'exploitation de la barrière. Ces nombres de géniteurs collectés aux barrières ne sont pas des indicateurs fiables de l'abondance de l'échappée.

Aucun échantillon d'âge à partir des écailles n'a été prélevé dans ces populations.

C.1.2. Origine des géniteurs

Un nombre considérable de poissons d'écloserie ont été relâchés dans l'UD, mais ils n'ont pas été marqués de manière adéquate pour permettre d'estimer leur origine. Les poissons d'écloserie provenant de l'UD 1 (baie Boundary) ont été relâchés soit sans une entaille de nageoire, soit avec une entaille de la nageoire ventrale gauche ou droite depuis l'année d'éclosion 1983, lorsque les productions d'écloserie ont commencé pour cette UD (tableau 64). Dans l'UD 1, des poissons d'écloserie des stocks des rivières Chilliwack et Harrison, sans entaille (et non marqués), ont été transplantés et relâchés pour les années d'éclosion 1990 à 2003 (tableau 65). On a examiné la présence d'entaille de la nageoire adipeuse ou ventrale sur les poissons à la rivière Little Campbell, mais pas aux rivières Serpentine ou Nicomekl selon les données de l'EPAD (tableau 66); ainsi, les données sont insuffisantes pour mesurer l'origine des géniteurs.

En plus de mesurer l'abondance des poissons d'écloserie de l'UD 1 (baie Boundary), on a également des preuves de l'errance de poissons d'autres UD dans l'UD 1; cependant, on n'a pas échantillonné suffisamment de poissons pour récupérer les micromarques magnétisées codées et déceler d'autres types de marques pour estimer leurs contributions à l'échappée. Depuis 2012, on a régulièrement observé des saumons chinooks adultes d'écloserie avec une entaille de la nageoire adipeuse à la barrière de la rivière Little Campbell (tableau 63); pourtant, on n'a relâché qu'une seule fois des saumons à la nageoire adipeuse entaillée dans l'UD (1 000 poissons non marqués relâchés dans la rivière Nicomekl en 2004; tableau 64). Par conséquent, ces poissons observés récemment sont des poissons errants d'une autre UD; les taux d'entaille de la nageoire adipeuse varient néanmoins considérablement entre les programmes d'écloserie dans la mer des Salish et il faudrait échantillonner les poissons dont la nageoire adipeuse est entaillée pour récupérer les micromarques magnétisées codées afin de mesurer les poissons d'écloserie, puisque de nombreux programmes d'écloserie ne marquent

et n'entaillent qu'une fraction de la production totale relâchée. Depuis le début des programmes d'écloserie et d'échappée dans cette UD, un seul poisson a été échantillonné pour récupérer une micromarque magnétisée codée (en 1997) et il a été identifié comme étant un saumon chinook à montaison automnale de la rivière Cowichan. Le programme d'intendance pose l'hypothèse que de nombreux poissons errants viennent des rivières voisines du nord de la baie Puget et de rivières situées jusqu'à Seattle, mais ils pourraient également provenir de plusieurs sources de la mer des Salish, notamment de la production des écloseries des rivières Cowichan, Capilano, Chilliwack et Harrison voisines. Un programme d'échantillonnage biologique qui recueille les mêmes types de données que les programmes des stocks indicateurs du taux d'exploitation améliorerait grandement les connaissances pour l'UD 1 (baie Boundary) et l'utilité du programme d'intendance communautaire pour l'évaluation des stocks et les objectifs de gestion des écloseries qui sont conformes à ceux décrits par le MPO (2018a).

C.1.3. Échantillons d'otolithes

Les écloseries de l'UD 1 (baie Boundary) n'ont pas la capacité d'appliquer des marques thermiques sur les otolithes et aucun échantillon n'a été prélevé sur l'échappée ou le stock de géniteurs (tableau 67).

C.1.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site

Il n'y a pas de stock indicateur du taux d'exploitation dans l'UD 1 (baie Boundary) et aucun poisson porteur d'une micromarque magnétisée codée n'a été relâché à partir de cette UD en presque quarante ans d'activités d'écloserie pour permettre des comparaisons avec les autres UD proches qui comptent un stock indicateur du taux d'exploitation. Le COSEPAC (2020) a supposé que le stock indicateur du taux d'exploitation à montaison automnale des rivières Samish-Nooksack, porteur de micromarques magnétisées codées, représentait convenablement l'UD de la baie Boundary; cependant, Brown et ses collaborateurs (2015) n'ont pas posé cette hypothèse et ont simplement indiqué qu'il n'y avait pas de données adéquates pour estimer l'exploitation du stock. Dans la baie Puget voisine, de nombreuses études de représentation des stocks indicateurs du taux d'exploitation ont permis de relever des différences entre les stocks pour le bassin plus vaste et les groupes de périodes de migration, et une étude comparative par marquage entre les poissons marqués à la baie Boundary et dans d'autres stocks indicateurs du taux d'exploitation proche serait utile pour évaluer si des stocks indicateurs du taux d'exploitation appropriés de remplacement existent pour l'UD 1.

L'utilisation des informations sur le stock indicateur du taux d'exploitation de la rivière Samish nécessite certains traitements de données du fait des différences dans les pêches en estuaire et en eau douce pour les stocks. La rivière Samish compte une grande écloserie de production avec des pêches très intenses en estuaire et en eau douce, tandis que les pêches en estuaire et en eau douce des Premières Nations et les pêches récréatives dans l'UD 1 (baie Boundary) sont considérées comme des pêches de très faible intensité, mais les prises conservées et relâchées ne sont pas estimées. C'est pourquoi seul le taux d'exploitation dans la pêche océanique pour la rivière Samish a été illustré, car ces poissons seront probablement soumis aux mêmes pêches que ceux de l'UD 1 (baie Boundary), avec peut-être quelques différences dans la répartition océanique. Tous les poissons capturés dans les pêches en eau douce et amenés à l'écloserie de la rivière Samish ont été inclus dans l'échappée pour représenter l'UD 1 (baie Boundary) et aucun autre ajustement n'a été apporté pour les prélèvements de stocks de géniteurs d'écloserie de l'UD 1.

C.1.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations

Les trois rivières de l'UD 1 (baie Boundary) drainent un mélange de terres urbaines et agricoles et subissent des épisodes de pollution aquatique aiguë qui provoquent des mortalités massives de poissons. Ces événements provoquent souvent la mortalité de milliers de saumons juvéniles et on a constaté des mortalités de saumons adultes dans les cours d'eau urbains de la baie Puget lors des épisodes de ruissellement des eaux pluviales (Feist et al. 2011). Ils se traduisent par une variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations; cependant, aucun programme de surveillance ne mesure les changements dans la survie et la productivité des populations pour ces rivières. Ces événements peuvent être très répandus et sont souvent rapportés dans les médias, comme indiqué dans la section 3.1.9.2.

C.2. SOMMAIRE DE L'UD 6 (MARÉCAGE MARIA, TYPE OCÉANIQUE, ÉTÉ)

C.2.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site

Les données sont insuffisantes pour estimer les échappées dans les cohortes par âge et par origine dans l'UD 6 (marécage Maria). L'échappée a été estimée chaque année depuis 1975, sauf de 1991 à 1995 et en 2004 (tableau 68), par des relevés à pied et selon la méthode de la superficie sous la courbe ou de dénombrements à la barrière certaines années. Les dénombrements à la barrière sont considérés comme des estimations totales non biaisées de l'échappée, mais il existe peu de documentation sur les programmes pour savoir s'il y a eu des problèmes opérationnels ou des incertitudes. Les estimations de la superficie sous la courbe sont élaborées à partir de marches régulières le long des cours d'eau effectuées chaque semaine sur une période de 8 à 10 semaines. La durée de vie du relevé est une valeur supposée et il n'y a pas d'ajustements pour tenir compte de l'efficacité des observateurs. Les estimations de la superficie sous la courbe sont plus incertaines que les estimations de la méthode de marquage-recapture (MR), et des méthodes de marquage-recapture par TPI ont été mises en place avec l'année d'éclosion 2020 afin de produire des estimations plus exactes et précises de l'abondance des géniteurs et d'étalonner les estimations historiques selon la superficie sous la courbe pour les biais d'estimation.

Les échantillons d'écaillés n'ont pas été collectés avec une régularité suffisante pour estimer l'échappée par âge pour chaque cohorte (tableau 69). Depuis 2002, des échantillons d'écaillés ont été prélevés la plupart des années, le nombre d'échantillons par an variant de 0 à 314.

C.2.2. Origine des géniteurs

Il n'est pas possible d'estimer l'origine des géniteurs car quatre des 11 cohortes mises en valeur par des poissons d'écloserie n'étaient pas marquées et leurs contributions n'ont pas pu être mesurées dans l'échappée (tableau 70). Toute la mise en valeur a utilisé des stocks de géniteurs collectés dans le marécage Maria et il n'y a pas eu de transplantation de poissons d'autres UD dans le marécage Maria. Des poissons d'écloserie ont été relâchés par intermittence depuis l'année d'éclosion 1989 (années d'éclosion 1989, 1996 à 2003, 2006 et 2019) et en nombres relativement faibles annuellement (~500 à 50 000), avec environ 20 000 poissons porteurs de micromarques magnétisées codées et d'une entaille de la nageoire adipeuse de l'année d'éclosion 1998 à 2002. Depuis 1998, 21 des 23 années, on a examiné les poissons pour repérer les entailles de la nageoire adipeuse; cependant, relativement peu de poissons ont été examinés pendant quatre années (c'est-à-dire <15; tableau 71). En tout, on a échantillonné 304 poissons à nageoire adipeuse entaillée pour récupérer les micromarques magnétisées codées et toutes les étiquettes provenaient du marécage Maria, sans aucune preuve de poissons errants provenant d'autres UD.

C.2.3. Marquage des otolithes et marquage fondé sur la parenté

Les éclosiers de l'UD du marécage Maria ont la capacité d'appliquer des marques thermiques sur les otolithes et de collecter des échantillons pour le marquage fondé sur la parenté. Aucun échantillon de marquage fondé sur la parenté n'a encore été identifié car l'échantillonnage a commencé avec l'année d'éclosion 2019.

C.2.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site

Le stock indicateur du taux d'exploitation de l'UD du marécage Maria est la basse Shuswap, à environ 500 km en amont près d'Enderby, en Colombie-Britannique, et il faut ajuster ces données pour représenter les différences dans les pêches en eau douce pour chaque population. Par exemple, dans la basse Shuswap, des pêches sont pratiquées en amont du marécage Maria dans le Fraser, la rivière Thompson et la basse Shuswap, et ne devraient pas récolter de saumon chinook du marécage Maria. Une autre différence dans l'exploitation peut provenir du comportement de repos du chinook du marécage Maria et du temps plus long qu'il passe dans le Fraser près du marécage, puisqu'au moins une partie de la population reste probablement dans le chenal principal du Fraser jusqu'à ce que les poissons migrent dans la frayère à la fin du mois de septembre et en octobre. Ce comportement pourrait mener à une exploitation plus forte du chinook du marécage Maria dans cette pêche que le niveau mesuré pour le stock indicateur du taux d'exploitation de la basse Shuswap. Les données actuelles sont insuffisantes pour que l'on puisse ajuster le stock indicateur du taux d'exploitation de la basse Shuswap pour représenter le marécage Maria. Depuis l'année d'éclosion 2019, on mène un projet de micromarques magnétisées codées à petite échelle dans le marécage Maria pour pouvoir comparer les données des micromarques magnétisées codées à celles de la basse Shuswap et mettre au point des méthodes d'ajustement pour représenter le marécage Maria, si nécessaire. Le volet des micromarques magnétisées codées de l'étude pluriannuelle a été retardé d'un an en raison de la pandémie de COVID-19.

C.2.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations

L'UD 6 (marécage Maria) ne compte qu'une seule population; il n'y a donc pas de problème de variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche entre les populations.

C.3. SOMMAIRE DE L'UD 13 (THOMPSON SUD, TYPE FLUVIAL, ÉTÉ)

C.3.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site

Les données sont insuffisantes pour estimer les échappées dans les cohortes par âge et par origine dans les quatre populations de l'UD 3 (ThS-1.3).

L'échappée a été estimée annuellement dans les rivières Salmon et Eagle depuis 1975 et de façon intermittente dans le ruisseau Scotch (16 des 46 années) et dans la rivière Seymour (23 des 46 années) selon les données de l'EPAD et du système NuSEDS (tableau 72). Dans la rivière Salmon, les échappées sont dénombrées près de l'embouchure de la rivière, à une barrière qui fonctionne pendant toute la durée de la migration des adultes. Le programme produit une estimation totale presque non biaisée de l'échappée, puisque la barrière est utilisée pendant toute la migration et qu'elle n'est pas rompue durant le débit élevé de la rivière. Cependant, quelques saumons chinooks ont été observés frayant en aval de la barrière certaines années.

Bien que les échappées aient été estimées régulièrement dans la rivière Eagle, les méthodes ont changé au fil des années et la qualité des estimations, sur les plans de l'exactitude et de la

précision, a varié également. Ces données n'ont pas été normalisées pour fournir des estimations selon une seule méthodologie. On a utilisé une barrière pour compter et faire passer les poissons vers l'amont de 1986 à 1990 et à nouveau en 1994; cependant, on a constaté qu'elle entravait la migration du saumon chinook et avait des effets sur la répartition des géniteurs. On a estimé le nombre de poissons dans l'échappée en aval de la barrière à l'aide de dénombrements visuels de poissons, mais l'eau de l'affluent de la rivière Perry, provenant de la fonte des glaciers, peut être turbide et l'exactitude des dénombrements des saumons chinooks dans cette zone varie d'une année à l'autre de manière non mesurable. Lorsqu'on a réalisé que la barrière avait une influence négative sur la répartition des chinooks géniteurs, on a ensuite modifié le programme d'échappée pour utiliser des méthodes de relevé visuel. La méthodologie reposait sur un à quatre relevés par an, ce qui contribue à la variation interannuelle de la qualité des estimations des échappées, puisque le nombre de relevés influe sur la précision des estimations d'après la surface sous la courbe (Hill 1997) et sur l'exactitude des estimations du dénombrement maximal, surtout les années où un seul relevé a été effectué.

Les échantillons d'écaillés n'ont pas été collectés avec une régularité suffisante pour permettre d'estimer l'échappée selon l'âge pour chaque cohorte dans la rivière Salmon (n = 1), le ruisseau Scotch (n = 2), la rivière Seymour (n = 49) et la rivière Eagle (échantillons recueillis pendant 13 ans; tableau 73).

C.3.2. Origine des géniteurs

Il n'est pas possible d'estimer l'origine des géniteurs, car plusieurs des cohortes mises en valeur par des poissons d'écloserie n'étaient pas marquées et leurs contributions dans l'échappée n'ont pas pu être mesurées (tableau 74). Toute la mise en valeur a été effectuée à partir de stocks de géniteurs collectés et relâchés dans la même rivière (p. ex., prélevés dans la rivière Eagle puis relâchés dans la rivière Eagle) et il n'y a pas eu de transfert de poissons provenant d'autres UD. Dans la rivière Eagle, la production d'écloserie variait de 100 000 à 660 000 poissons de l'année d'éclosion 1983 à celle de 1993, et des MMC ont été posées pendant toutes les années d'éclosion pour permettre d'estimer l'échappée des cohortes selon l'origine. Dans la rivière Salmon, la production d'écloserie était de 7 000 à 480 000 poissons pour les années d'éclosion 1984 à 2019, mais des MMC ont été posées sur des saumons de seulement 22 des 37 cohortes pour identifier les poissons d'écloserie dans l'échappée. Dans la rivière Eagle, on a vérifié l'entaille de la nageoire adipeuse sur les chinooks de 1986 à 1996 et chaque année depuis 2015 et depuis 1986 dans la rivière Salmon, à quelques exceptions près (2007-2008, 2015-2016 et 2018 à 2020; tableau 75). Parmi tous les poissons échantillonnés pour repérer les MMC dans les rivières Eagle (1 105) et Salmon (388), seuls deux ont été identifiés comme provenant de l'extérieur de l'UD (1 poisson de la rivière Deadman, dans l'UD 15 Deadman et 1 poisson d'âge 0,3 dans le cours moyen de la Shuswap, dans l'UD 13, Thompson Sud, été).

C.3.3. Échantillons des otolithes et du marquage fondé sur la parenté

L'écloserie du ruisseau Spius, qui mène le programme de la rivière Salmon, a la capacité d'appliquer des marques sur les otolithes et de recueillir des données sur le marquage fondé sur la parenté à partir du stock de géniteurs. Le programme de l'écloserie de la rivière Eagle a pris fin avant la mise au point des techniques de marquage des otolithes et du marquage fondé sur la parenté.

C.3.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site

Il n'y a pas de stock indicateur du taux d'exploitation dans l'UD 13 (ThS-1.3) à l'heure actuelle, mais on s'efforce actuellement d'en créer un dans la rivière Chilko, à environ 650 km de là, dans le moyen Fraser. Ces populations sont capturées dans différentes pêches en eau douce et il faudrait ajuster les données sur le stock indicateur du taux d'exploitation de la rivière Chilko pour estimer l'exploitation par cohorte, âge, origine et site de population. Le marquage et l'échantillonnage des MMC dans l'échappée ont été effectués dans la rivière Salmon pour 22 cohortes; cependant, le nombre d'étiquettes était généralement faible, en moyenne environ 50 000 par an, et l'échantillonnage de l'échappée a souvent collecté trop peu d'échantillons de MMC chaque année pour représenter adéquatement les cohortes (une année avec plus de 50 échantillons de MMC collectés). De futures études par marquage pourraient permettre de comparer les données des MMC de la rivière Salmon aux données sur le stock indicateur du taux d'exploitation de la rivière Chilko et de mettre au point des méthodes d'ajustement pour représenter l'UD 13 (ThS-1.3); cependant, des programmes de marquage et d'échantillonnage de l'échappée plus importants sont nécessaires afin de recueillir suffisamment de données pour représenter toutes les cohortes et tous les âges dans l'échappée et les pêches.

C.3.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations

Il existe plusieurs sources de variation de la survie parmi les populations de l'UD 13 (ThS-1.3). Dans la rivière Salmon, les conditions de l'habitat d'eau douce connues pour causer une faible survie et une faible production de saumoneaux se produisent régulièrement; elles sont liées à une température élevée de l'eau et à un faible débit de la rivière, que les populations de la rivière Eagle, du ruisseau Scotch et de la rivière Seymour ne rencontrent pas. La variation de ces conditions de l'habitat d'une année à l'autre peut entraîner une variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations et des différences dans la productivité des stocks.

D'après les données sur les échappées dans les rivières Salmon et Eagle, l'abondance des populations de ces réseaux hydrographiques a fluctué selon des profils différents au fil du temps, comme en témoigne leur très faible association ($r^2 = 0,22$). Les programmes de mise en valeur et les différences entre les populations sont l'une des principales causes de ces différences. Le niveau de mise en valeur des stocks a été très élevé pendant une dizaine d'années en ce qui concerne le programme de la rivière Eagle, mais beaucoup plus faible, quoique beaucoup plus régulier pour le programme de la rivière Salmon pendant deux décennies. Comme nous l'avons déjà mentionné, l'absence de marquage de la production d'écloserie et d'échantillonnage des échappées ne permet pas de produire une estimation raisonnable de la contribution des éclosiers aux échappées à ces sites. Les limites des programmes de suivi devront être abordées à l'avenir si l'on veut suivre la productivité des populations de l'UD et disposer des informations nécessaires pour réaliser les types de projections prospectives souhaitées pour l'élément 13.

C.4. SOMMAIRE DE L'UD 15 (BASSE THOMSON, PRINTEMPS 1.2)

C.4.1. Estimation des échappées dans les cohortes par âge, origine et site

Les données normalisées sont insuffisantes pour estimer les échappées dans les cohortes par âge et par origine dans les six populations de l'UD 15 (BTh-1.2).

Les échappées ont été estimées chaque année pour toutes les populations depuis 1975, à quelques exceptions près (rivière Bonaparte en 1993 et rivière Deadman en 2016 et 2017),

d'après les données de l'EPAD et du système NuSEDS; toutefois, les estimations des échappées n'ont été normalisées que pour une seule selon une méthode commune afin d'assurer une qualité constante des données, sur les plans de l'exactitude et de la précision, entre les années (tableau 76). Les données pour la plupart des années dans les rivières Bonaparte et Deadman sont fondées sur des dénombrements à la passe migratoire de la rivière Bonaparte ou au compteur de résistivité de la rivière Deadman (19 années) ou des dénombrements à la barrière (15 années), mais dans la rivière Nicola, elles ont été calculées à l'aide de la méthode de marquage-recapture (après 1995) ou des estimations du point maximum de l'échappée (1975 à 1994; Parken *et al.* 2003) qui ont été étalonnées par rapport aux estimations tirées de la méthode de marquage-recapture les années où les méthodes ont été jumelées. Presque toutes les estimations pour les populations du ruisseau Spius et de la rivière Coldwater reposaient sur la méthode du point maximum de l'échappée, mais une barrière a été exploitée dans le ruisseau Spius près de l'écloserie certaines années. Les échappées du ruisseau Louis ont été estimées à l'aide de la méthode de marquage-recapture (pose d'étiquettes à une barrière, puis échantillonnage des carcasses pour récupérer les étiquettes), de marches le long des cours d'eau et de la méthode du point maximum de l'échappée.

Des échantillons d'écaillés ont été collectés avec une régularité suffisante pour estimer l'échappée par âge pour chaque cohorte dans la rivière Nicola depuis 1982, mais pas dans les autres populations, car les échantillons n'ont été prélevés qu'occasionnellement (tableau 78).

C.4.2. Origine des géniteurs

Il n'est pas possible d'estimer l'origine des géniteurs, car plusieurs des cohortes mises en valeur par des poissons d'écloserie n'étaient pas marquées et leurs contributions n'ont pas pu être mesurées dans l'échappée (tableau 79). Toute la mise en valeur a utilisé des stocks de géniteurs collectés et relâchés dans la même rivière (p. ex., prélevés dans la rivière Nicola puis relâchés dans la rivière Nicola) et il n'y a pas eu de transfert de poissons provenant d'autres UD. Dans la rivière Bonaparte, la production d'écloserie a varié de 6 500 à 180 000 poissons de l'année d'éclosion 1980 à celles de 1992 et de 2018, mais c'est uniquement pour les années d'éclosion 1987 et 1988, les années où l'écloserie a produit le plus grand nombre de poissons, qu'aucun des poissons d'écloserie n'a été marqué pour indiquer leur origine dans les échappées. Dans la rivière Coldwater, la production d'écloserie a varié de 40 000 à 200 000 poissons et aucun individu des années d'éclosion 1987, 1996-1997 et de toutes les années depuis l'année d'éclosion 2000 n'a été marqué avec une MMC ou une entaille de nageoire. Dans la rivière Deadman, la production d'écloserie a varié de 3 000 à 115 000 poissons et les individus des années d'éclosion 1988-1989, 1995-1996 et 1998-1999 n'ont pas été marqués avec des MMC ou des entailles de nageoire. Dans la rivière Nicola, la production d'écloserie a varié de 10 000 à 210 000 poissons et seuls les individus de l'année d'éclosion n'ont pas été marqués avec des MMC ou des entailles de nageoire. Dans le ruisseau Spius, la production d'écloserie a eu lieu chaque année depuis l'année d'éclosion 1986, allant de 15 000 à 210 000 poissons, et seuls les individus des années d'éclosion 1989 et 1992 à 1995 ont été marqués avec des MMC ou des entailles de nageoire. Il n'y a pas eu de production d'écloserie dans le ruisseau Louis.

L'échantillonnage des saumons chinooks pour repérer les entailles de nageoire et récupérer les MMC n'a pas été effectué avec une régularité suffisante pour mesurer le nombre de poissons d'écloserie dans les échappées pour les populations de l'UD 15 (BTh-1.2) (tableau 80 – Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées aux sites de l'UD 15 [BTh-1.2]). On a échantillonné les échappées pour les entailles de nageoire et les MMC dans les rivières Bonaparte (1983 à

1996), Coldwater (1982 à 2004, 2010 à 2015 et 2017), Nicola (1981 à 2021) et dans le ruisseau Spius (1987 à 2004, 2010 à 2015 et 2017). Parmi les 10 489 poissons munis d'une MMC, six chinooks ont été identifiés comme étant des poissons errants provenant d'autres UD (c.-à-d., printemps 1.3 du moyen Fraser, été 1.3 de la Thompson Nord, été 0.3 de la rivière Shuswap, été 1.3 de la Thompson Sud, un poisson originaire de la rivière Capilano [UD d'automne de la côte est de l'île de Vancouver] et un autre de l'UD de la haute Bulkley).

C.4.3. Échantillons des otolithes et du marquage fondé sur la parenté

Depuis peu, l'écloserie du ruisseau Spius a la capacité d'appliquer des marques d'otolithes et de recueillir des données sur le marquage fondé sur la parenté à partir du stock de géniteurs. Des échantillons ont été prélevés sur le stock de géniteurs collectés dans le ruisseau Spius et la rivière Coldwater.

C.4.4. Exploitation par cohorte, âge, origine et site

Le stock indicateur du taux d'exploitation de l'UD 15 (BTh-1.2) est la rivière Nicola et ces données doivent être ajustées pour représenter les éventuelles différences dans les pêches en eau douce auxquelles chaque population est confrontée. Par exemple, dans la rivière Bonaparte, des saumons chinooks ont été récoltés directement à la passe migratoire et des pêches ont régulièrement lieu au confluent de la rivière Thompson. Il y a également des pêches dans la rivière Deadman et près de son confluent avec la rivière Thompson.

En plus de la variation des impacts de la pêche en eau douce en estuaire, les pratiques de récolte peuvent différer entre les pêches en eau douce en estuaire, et contribuer ainsi à la variation de la productivité entre les populations. Dans cette UD, les pêches à la passe à poissons de la rivière Bonaparte ont différencié la récolte des mâles de celle des femelles certaines années, ce qui entraînera une productivité plus élevée, en termes de recrues par géniteur, que si les taux de récolte des mâles et des femelles étaient équivalents. Cette situation ajoute de la variabilité à la série chronologique de la productivité et les années où les proportions de femelles dans l'échappée sont plus élevées seront plus productives que celles où l'abondance des géniteurs est la même. Cette tactique de gestion de la pêche peut donner l'impression que la population de la rivière Bonaparte est relativement plus productive que les autres populations.

C.4.5. Variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations

Il existe plusieurs sources de variation de la survie parmi les populations de l'UD 15 (BTh-1.2). Certaines des populations rencontrent régulièrement des conditions de l'habitat d'eau douce connues pour causer une faible survie et une faible production de saumoneaux en raison de la température élevée de l'eau et du faible débit de la rivière, mais la population du ruisseau Louis n'y est pas confrontée dans la même mesure que les autres populations, à notre connaissance. La variation de ces conditions de l'habitat d'une année sur l'autre peut entraîner une variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations et des différences dans la productivité des stocks. Des incendies de forêt se sont produits dans certains des bassins versants à des degrés divers, et ceux qui ont eu lieu dans le bassin versant de la rivière Bonaparte en 2017 et 2018 ont entraîné de grands glissements de terrain et de forts apports de sédiments dans les rivières, ce qui a probablement réduit la survie des œufs depuis. En 2021, des feux de forêt se sont produits dans les bassins versants des rivières Deadman et Nicola et on a noté quelques glissements de terrain depuis. En 2018, les inondations dans deux des affluents de la rivière Nicola, les ruisseaux Clapperton et Guichon, ont contribué à une importante sédimentation et à des changements dans le chenal de la rivière qui ont pu avoir un

effet négatif sur la survie des œufs et des juvéniles par rapport aux autres populations qui n'ont pas eu à composer avec la même expérience avec des habitats modifiés.

La défaillance de la passe à poissons de la rivière Bonaparte de 2015 à 2018 donne un exemple de la variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations, puisque très peu de chinooks (5) ont franchi la passe à poissons en 2018. Les échappées se comptent souvent en milliers dans la rivière Bonaparte; la plus nombreuse (12 659), en 2014, si l'on ne tient compte que des données sur les échappées, a produit une échappée de seulement 5 chinooks en supposant que tous les poissons soient arrivés à maturité 4 ans plus tard, en 2018. Si l'on considère les taux d'échappée de 2014 à 2018 parmi les autres populations de l'UD, leurs taux de survie semblent être environ 200 à 400 fois supérieurs à ceux de la rivière Bonaparte lorsque la mortalité liée à la défaillance de la passe à poissons n'est pas prise en compte.

Certaines mesures de gestion de l'eau propres à la rivière Nicola sont un autre exemple de la variation temporelle des taux de survie non liés à la pêche parmi les populations. Le débit de la rivière Nicola est partiellement régulé par les barrages du lac Nicola et du lac Mamit, construits à l'origine pour l'irrigation. Récemment, les opérations du barrage du lac Nicola ont réduit le niveau de la rivière pendant la saison de fraie du chinook afin de concentrer les géniteurs et les nids dans le chenal principal de la rivière. Cette mesure vise à améliorer la survie des œufs pendant l'hiver, mais son efficacité n'a pas été évaluée. Le barrage du lac Mamit rejette de l'eau supplémentaire au mois d'août afin de faciliter la migration du saumon chinook et d'accroître la survie des adultes et des juvéniles pendant une période où les niveaux d'eau peuvent être bas et les températures élevées. Si ces mesures sont fructueuses, la survie sera augmentée pour la rivière Nicola, mais celle-ci sera moins influencée par les variations environnementales naturelles que les autres populations (en raison du débit régulé et manipulé de la rivière).

Tableau 63. Échappée dans l'UD 1 (baie Boundary), par rivière. « AD » signifie « Aucune donnée collectée et enregistrée dans une base de données accessible ».

Année de montaison	Rivière Little Campbell						Rivière Nicomekl						Rivière Serpentin					
	Pas d'entaille de nageoire		Entaille de la nageoire ventrale		Entaille de la nageoire adipeuse		Pas d'entaille de nageoire		Entaille de la nageoire ventrale		Entaille de la nageoire adipeuse		Pas d'entaille de nageoire		Entaille de la nageoire ventrale		Entaille de la nageoire adipeuse	
	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks	Adultes	Jacks
1980	18	9	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1981	83	30	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1982	75	6	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1983	57	36	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1984	155	33	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1985	150	44	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1986	36	3	2	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1987	4	1	2	2	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1988	37	17	6	72	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1989	0	0	0	0	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1990	58	28	53	90	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1991	88	14	204	20	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1992	19	50	35	54	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1993	34	9	35	5	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1994	34	20	18	51	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1995	103	12	94	22	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1996	123	30	78	38	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1997	195	19	58	30	1	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1998	173	12	36	9	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
1999	73	12	46	17	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2000	186	40	131	28	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2001	150	13	52	18	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2002	76	27	44	108	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2003	115	24	149	68	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2004	60	14	121	22	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2005	45	41	60	59	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2006	46	49	106	15	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2007	112	34	150	56	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2008	31	3	70	5	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2009	65	86	47	71	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2010	317	156	281	73	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2011	266	122	68	36	0	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2012	231	41	54	8	15	0	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2013	202	70	47	6	97	152	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2014	106	47	6	8	152	5	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2015	113	10	24	3	35	4	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2016	157	93	15	16	17	6	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2017	101	41	15	1	5	5	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2018	76	71	0	0	9	1	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2019	413	195	0	0	43	30	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
2020	432	97	0	0	95	32	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD

Tableau 64. Nombre de poissons d'écloserie relâchés dans l'UD 1 (baie Boundary), par marquage de nageoire, nom du site de lâcher et année d'éclosion (données tirées de la base de données du Regional Mark Information System [RMIS, système d'information régional sur les marques]). « ENA » signifie « Entaille de la nageoire adipeuse ».

Année d'éclosion	Little Campbell					L Campbell + Nicola	Nicomekl			Murray (Nicomekl)	Anderson (Nicomekl)	Serpentine	Total
	Pas d'entaille de nageoire	Ventrale gauche	Ventrale droite	Ventrale droite et maxillaire droite	ENA	Pas d'entaille de nageoire	Pas d'entaille de nageoire	Ventrale gauche	Ventrale droite	Pas d'entaille de nageoire	Pas d'entaille de nageoire	Pas d'entaille de nageoire	
1983	0	10 441	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10 441
1984	0	0	0	0	0	0	0	10 000	0	0	0	0	10 000
1985	0	0	4 647	0	0	0	0	0	4 470	0	0	0	9 117
1986	0	0	14 675	470	0	0	0	3 712	0	0	0	0	18 857
1988	0	34 677	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5 000	39 677
1989	30 077	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4 500	27 552	62 129
1990	2 431	0	37 880	0	0	0	0	0	0	0	10 000	28 368	78 679
1991	0	8 128	0	0	0	0	7 000	0	0	0	0	21 475	36 603
1992	0	0	45 000	0	0	0	8 500	0	0	0	0	39 000	92 500
1993	0	15 541	0	0	0	0	8 000	0	0	0	0	14 601	38 142
1994	0	0	26 898	0	0	0	50 000	0	0	0	0	45 000	121 898
1995	0	34 098	0	0	0	0	33 000	0	0	0	0	45 000	112 098
1996	0	0	39 497	0	0	0	38 000	0	0	0	0	23 000	100 497
1997	0	42 815	0	0	0	0	51 000	0	0	7 000	7 000	70 000	177 815
1998	0	0	39 089	0	0	0	56 000	0	0	0	0	75 000	170 089
1999	0	22 393	0	0	0	0	62 000	0	0	0	0	80 000	164 393
2000	0	0	56 000	0	0	0	21 000	0	0	0	0	90 000	167 000
2001	0	50 000	0	0	0	0	60 000	0	0	0	0	80 000	190 000
2002	0	0	45 000	0	0	0	47 000	0	0	0	0	100 000	192 000
2003	0	34 000	0	0	0	0	50 000	0	0	0	0	70 000	154 000
2004	20 000	0	0	0	1 016	0	52 000	0	0	0	0	100 000	173 016
2005	0	0	33 800	0	0	0	42 000	0	0	0	0	50 000	125 800
2006	50 000	0	0	0	0	0	40 000	0	0	0	0	0	90 000
2007	33 000	0	0	0	0	0	25 000	0	0	0	0	95 000	153 000
2008	0	53 884	0	0	0	0	51 006	0	0	0	0	80 000	184 890
2009	0	0	48 776	0	0	0	36 500	0	0	13 700	0	100 000	198 976
2010	0	55 538	0	0	0	0	22 503	0	0	0	0	109 409	187 450
2011	0	0	26 975	0	0	0	38 717	0	0	0	0	181 110	246 802
2012	0	26 975	0	0	0	0	43 330	0	0	0	0	86 274	156 579
2013	0	0	2 755	0	0	0	16 842	0	0	0	0	86 700	106 297
2014	0	32 518	0	0	0	0	49 435	0	0	0	0	54 715	136 668
2015	15 014	0	0	0	0	0	43 956	0	0	0	0	110 950	169 920
2016	0	0	0	0	0	20 761	53 362	0	0	0	0	102 113	176 236
2017	46 287	0	0	0	0	0	63 934	0	0	0	0	116 000	226 221
2018	19 544	0	0	0	0	0	37 579	0	0	0	0	96 242	153 365
2019	48 411	0	0	0	0	0	42 093	0	0	0	0	97 869	188 373
Total	264 764	421 008	420 992	470	1 016	20 761	1 149 757	13 712	4 470	20 700	21 500	2 280 378	4 619 528

Tableau 65. Nombre de poissons relâchés, par origine de stock et stade du cycle vital, dans un site de lâcher dans l'UD 1 (baie Boundary) par année d'éclosion (données du RMIS).

Origine du stock	Année d'éclosion	Little Campbell			L. Campbell + Nicola	Nicomekl		Murray	Anderson	Serpentine	Total
		Alevins	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	Alevins	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	
Chilliwack +Harrison	2000	0	0	0	0	21 000	0	0	0	0	21 000
Chilliwack	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10 000
	1991	0	0	0	0	0	7 000	0	0	0	7 000
	1992	0	0	0	0	0	8 500	0	0	0	8 500
	1993	0	0	0	0	0	8 000	0	0	0	8 000
	1994	0	0	0	0	0	50 000	0	0	0	50 000
	1995	0	0	0	0	0	33 000	0	0	0	33 000
	1996	0	0	0	0	0	38 000	0	0	0	38 000
	1997	0	0	0	0	0	51 000	7 000	7 000	0	65 000
	1998	0	0	0	0	0	56 000	0	0	0	56 000
	1999	0	0	0	0	54 000	8 000	0	0	0	62 000
	2001	0	0	0	0	0	60 000	0	0	0	60 000
	2002	0	0	0	0	0	47 000	0	0	0	47 000
2003	0	0	0	0	0	50 000	0	0	0	50 000	
Little Campbell + Serpentine	1990	0	0	0	0	0	0	0	0	28 368	28 368
	1991	0	0	0	0	0	0	0	0	21 475	21 475
	1993	0	0	0	0	0	0	0	0	14 601	14 601
	1994	0	0	0	0	0	0	0	0	45 000	45 000
Little Campbell	1983	0	10 441	0	0	0	0	0	0	0	10 441
	1984	0	0	0	0	10 000	0	0	0	0	10 000
	1985	0	4 647	0	0	0	4 470	0	0	0	9 117
	1986	0	14 675	470	0	0	3 712	0	0	0	18 857
	1988	0	34 677	0	0	0	0	0	0	5 000	39 677
	1989	0	30 077	0	0	0	0	0	4 500	27 552	62 129
	1990	2 431	37 880	0	0	0	0	0	0	0	40 311
	1991	0	8 128	0	0	0	0	0	0	0	8 128
	1992	0	45 000	0	0	0	0	0	0	0	45 000
	1993	0	15 541	0	0	0	0	0	0	0	15 541
	1994	0	26 898	0	0	0	0	0	0	0	26 898
	1995	0	34 098	0	0	0	0	0	0	0	34 098
	1996	0	39 497	0	0	0	0	0	0	0	39 497
	1997	0	42 815	0	0	0	0	0	0	0	42 815
	1998	0	39 089	0	0	0	0	0	0	0	39 089
	1999	0	22 393	0	0	0	0	0	0	0	22 393
	2000	0	56 000	0	0	0	0	0	0	0	56 000
	2001	0	50 000	0	0	0	0	0	0	0	50 000
	2002	0	45 000	0	0	0	0	0	0	0	45 000
	2003	0	34 000	0	0	0	0	0	0	0	34 000
	2004	0	21 016	0	0	0	0	0	0	0	21 016
	2005	0	33 800	0	0	0	0	0	0	0	33 800
	2006	0	50 000	0	0	0	0	0	0	0	50 000
2007	0	33 000	0	0	0	0	0	0	0	33 000	
2008	0	53 884	0	0	0	0	0	0	0	53 884	
2009	0	48 776	0	0	0	0	0	0	0	48 776	

Origine du stock	Année d'éclosion	Little Campbell			L. Campbell + Nicola	Nicomekl		Murray	Anderson	Serpentine	Total
		Alevins	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	Alevins	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	Saumoneaux de moins d'un an	
	2010	0	55 538	0	0	0	0	0	0	0	55 538
	2011	0	26 975	0	0	0	0	0	0	0	26 975
	2012	0	26 975	0	0	0	0	0	0	0	26 975
	2013	0	2 755	0	0	0	0	0	0	0	2 755
	2014	0	32 518	0	0	0	0	0	0	0	32 518
	2015	0	15 014	0	0	0	0	0	0	0	15 014
	2016	0	0	0	20 761	0	0	0	0	0	20 761
	2017	0	46 287	0	0	0	0	0	0	0	46 287
	2018	0	19 544	0	0	0	0	0	0	0	19 544
	2019	0	48 411	0	0	0	0	0	0	0	48 411
Nicomekl	2009	0	0	0	0	0	10 000	0	0	0	10 000
	2010	0	0	0	0	0	22 503	0	0	0	22 503
	2011	0	0	0	0	0	38 717	0	0	0	38 717
	2012	0	0	0	0	0	43 330	0	0	0	43 330
	2016	0	0	0	0	0	5 100	0	0	0	5 100
	2017	0	0	0	0	0	12 799	0	0	0	12 799
	2018	0	0	0	0	0	13 935	0	0	0	13 935
	2019	0	0	0	0	0	42 093	0	0	0	42 093
Serpentine	1992	0	0	0	0	0	0	0	0	39 000	39 000
	1995	0	0	0	0	0	0	0	0	45 000	45 000
	1996	0	0	0	0	0	0	0	0	23 000	23 000
	1997	0	0	0	0	0	0	0	0	70 000	70 000
	1998	0	0	0	0	0	0	0	0	75 000	75 000
	1999	0	0	0	0	0	0	0	0	80 000	80 000
	2000	0	0	0	0	0	0	0	0	90 000	90 000
	2001	0	0	0	0	0	0	0	0	80 000	80 000
	2002	0	0	0	0	0	0	0	0	100 000	100 000
	2003	0	0	0	0	0	0	0	0	70 000	70 000
	2004	0	0	0	0	0	52 000	0	0	100 000	152 000
	2005	0	0	0	0	0	42 000	0	0	50 000	92 000
	2006	0	0	0	0	0	40 000	0	0	0	40 000
	2007	0	0	0	0	0	25 000	0	0	95 000	120 000
	2008	0	0	0	0	0	51 006	0	0	80 000	131 006
	2009	0	0	0	0	0	26 500	13 700	0	100 000	140 200
	2010	0	0	0	0	0	0	0	0	109 409	109 409
	2011	0	0	0	0	0	0	0	0	181 110	181 110
	2012	0	0	0	0	0	0	0	0	86 274	86 274
	2013	0	0	0	0	0	16 842	0	0	86 700	103 542
2014	0	0	0	0	0	49 435	0	0	54 715	104 150	
2015	0	0	0	0	0	43 956	0	0	110 950	154 906	
2016	0	0	0	0	0	48 262	0	0	102 113	150 375	
2017	0	0	0	0	0	51 135	0	0	116 000	167 135	
2018	0	0	0	0	0	23 644	0	0	96 242	119 886	
2019	0	0	0	0	0	0	0	0	97 869	97 869	
Total	-	2 431	1 105 349	470	20 761	85 000	1 082 939	20 700	21 500	2 280 378	4 619 528

Tableau 66. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les MMC.

Année de montaison	Little Campbell		Nicomekl		Serpentine	
	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés
1980	27	0	0	0	0	0
1981	113	0	0	0	0	0
1982	81	0	0	0	0	0
1983	93	0	0	0	0	0
1984	188	0	0	0	0	0
1985	194	0	0	0	0	0
1986	43	0	0	0	0	0
1987	9	0	0	0	0	0
1988	132	0	0	0	0	0
1989	0	0	0	0	0	0
1990	229	0	0	0	0	0
1991	326	0	0	0	0	0
1992	158	0	0	0	0	0
1993	83	0	0	0	0	0
1994	123	0	0	0	0	0
1995	231	0	0	0	0	0
1996	295	0	0	0	0	0
1997	304	1	0	0	0	0
1998	230	0	0	0	0	0
1999	148	0	0	0	0	0
2000	385	0	0	0	0	0
2001	233	0	0	0	0	0
2002	255	0	0	0	0	0
2003	356	0	0	0	0	0
2004	217	0	0	0	0	0
2005	205	0	0	0	0	0
2006	216	0	0	0	0	0
2007	352	0	0	0	0	0
2008	109	0	0	0	0	0
2009	269	0	0	0	0	0
2010	827	0	0	0	0	0
2011	492	0	0	0	0	0
2012	349	0	0	0	0	0
2013	574	0	0	0	0	0
2014	324	0	0	0	0	0
2015	189	0	0	0	0	0
2016	304	0	0	0	0	0
2017	168	0	0	0	0	0
2018	157	0	0	0	0	0
2019	À déterminer	0	0	0	0	0
2020	À déterminer	0	0	0	0	0
Total	8 988	1	0	0	0	0

À déterminer = les données n'ont pas encore été saisies.

Tableau 67. Nombre de chinooks utilisés comme stock de géniteurs par site de montaison dans l'UD 1 (baie Boundary).

Année de montaison	Little Campbell	Nicomekl	Serpentine
1980	0	0	0
1981	0	0	0
1982	0	0	0
1983	Aucune donnée enregistrée	0	0
1984	Aucune donnée enregistrée	0	0
1985	Aucune donnée enregistrée	0	0
1986	Aucune donnée enregistrée	0	0
1987	Aucune donnée enregistrée	0	0
1988	Aucune donnée enregistrée	0	0
1989	Aucune donnée enregistrée	0	0
1990	Aucune donnée enregistrée	0	0
1991	Aucune donnée enregistrée	0	0
1992	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
1993	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
1994	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
1995	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
1996	26	0	Aucune donnée enregistrée
1997	33	0	Aucune donnée enregistrée
1998	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
1999	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2000	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2001	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2002	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2003	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2004	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2005	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2006	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2007	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2008	Aucune donnée enregistrée	0	Aucune donnée enregistrée
2009	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée
2010	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée
2011	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée
2012	19	15	85
2013	20	Aucune donnée enregistrée	Aucune donnée enregistrée
2014	20	Aucune donnée enregistrée	33
2015	20	Aucune donnée enregistrée	162
2016	56	7	130
2017	40	Aucune donnée enregistrée	80
2018	18	12	88
2019	36	34	58
2020	45	36	60
Total	333	104	696

Tableau 68. Nombre de géniteurs et prélèvements de stock de géniteurs, par année de montaison, pour l'UD 6 (marécage Maria).

Année de montaison	Géniteurs	Prélèvements de stock de géniteurs
1975	75	0
1976	25	0
1977	200	0
1978	150	0
1979	75	0
1980	100	0
1981	20	0
1982	50	0
1983	50	0
1984	30	0
1985	200	0
1986	110	0
1987	4	0
1988	67	0
1989	50	0
1990	25	0
1991	Pas de relevé	0
1992	Pas de relevé	0
1993	Pas de relevé	0
1994	Pas de relevé	0
1995	Pas de relevé	0
1996	100	0
1997	100	0
1998	150	26
1999	198	22
2000	266	18
2001	400	24
2002	865	64
2003	729	53
2004	Pas de relevé	46
2005	325	101
2006	269	58
2007	654	65
2008	628	60
2009	594	53
2010	617	0
2011	1 509	0
2012	328	0
2013	1 043	0
2014	346	0
2015	1 238	0
2016	105	0
2017	71	0
2018	0	0
2019	302	48
2020	26	22

Tableau 69. Nombre d'échantillons d'écaillés avec des âges lisibles provenant de l'UD 6 (marécage Maria).

Année de montaison	Marécage Maria
1975	0
1976	0
1977	0
1978	0
1979	0
1980	0
1981	0
1982	0
1983	0
1984	0
1985	0
1986	0
1987	0
1988	0
1989	0
1990	0
1991	0
1992	0
1993	0
1994	0
1995	0
1996	0
1997	0
1998	0
1999	0
2000	0
2001	0
2002	232
2003	317
2004	0
2005	40
2006	108
2007	29
2008	134
2009	51
2010	0
2011	314
2012	49
2013	47
2014	0
2015	108
2016	6
2017	0
2018	4
2019	0
2020	0
Total	1 439

Tableau 70. Nombre de chinooks d'écloserie relâchés, par année d'éclosion et par entaille de nageoire, pour l'UD du marécage Maria.

Année d'éclosion	Pas d'entaille de nageoire	Entaille de la nageoire adipeuse
1989	492	0
1996	10 342	0
1997	687	0
1998	0	22 233
1999	0	31 814
2000	0	27 747
2001	0	40 238
2002	0	20 179
2003	20 276	0
2016	36 507	0
2019	49 919	0
Total	118 223	142 211

Tableau 71. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées pour l'UD 6 (marécage Maria).

Année de montaison	Marécage Maria	
	Examinés	Échantillonnés
1980	0	0
1981	0	0
1982	0	0
1983	0	0
1984	0	0
1985	0	0
1986	0	0
1987	0	0
1988	0	0
1989	0	0
1990	0	0
1991	0	0
1992	0	0
1993	0	0
1994	0	0
1995	0	0
1996	0	0
1997	0	0
1998	38	0
1999	55	0
2000	193	7
2001	178	61
2002	374 ^A	138
2003	145 ^A	98
2004	0	0
2005	62 ^B	0
2006	58 ^A	2
2007	66 ^A	0
2008	170 ^B	1
2009	53 ^B	0
2010	134 ^B	0
2011	374 ^B	0
2012	122 ^B	0
2013	113 ^B	0
2014	54 ^B	0
2015	227 ^B	0
2016	8 ^B	0
2017	0	0
2018	4 ^B	0
2019	49 ^A	0
2020	1 ^B	0
Total	2 478	307

^A La base de données sur l'évaluation des stocks indique un nombre différent de chinooks examinés pour les entailles de nageoire en 2002 (308), 2003 (328), 2006 (117), 2007 (73) et 2019 (12).

^B La source provient de la base de données sur l'évaluation des stocks.

Tableau 72. Abondance des géniteurs et prélèvements de stock de géniteurs d'écloserie pour les populations de l'UD 13 (ThS-1.3).

Année de montaison	Abondance des géniteurs				Prélèvements de stock de géniteurs d'écloserie			
	Rivière Eagle	Rivière Salmon (ST)	Ruisseau Scotch	Rivière Seymour	Rivière Eagle	Rivière Salmon (ST)	Ruisseau Scotch	Rivière Seymour
1975	300	200	Pas de relevé	Pas de relevé	0	0	0	0
1976	250	150	Pas de relevé	Pas de relevé	0	0	0	0
1977	756	300	Pas de relevé	25	0	0	0	0
1978	400	350	Pas de relevé	0	0	0	0	0
1979	300	300	Pas de relevé	10	0	0	0	0
1980	250	360	Pas de relevé	Pas de relevé	0	0	0	0
1981	250	300	0	0	0	0	0	0
1982	400	700	0	20	0	0	0	0
1983	250	300	0	0	0	0	0	0
1984	775	850	Pas de relevé	15	0	0	0	0
1985	1 250	1 670	Pas de relevé	Pas de relevé	0	0	0	0
1986	1 000	779	Pas de relevé	Pas de relevé	304	102	0	0
1987	840	475	Pas de relevé	Pas de relevé	350	166	0	0
1988	1 000	1 055	Pas de relevé	Pas de relevé	284	197	0	0
1989	821	1 431	Pas de relevé	Pas de relevé	192	182	0	0
1990	1 200	821	Pas de relevé	Pas de relevé	277	234	0	0
1991	835	479	Pas de relevé	50	72	164	0	0
1992	1 271	263	Pas de relevé	Pas de relevé	210	37	0	0
1993	1 100	1 949	Pas de relevé	3	92	106	0	0
1994	1 200	1 261	Pas de relevé	Pas de relevé	0	0	0	0
1995	700	541	Pas de relevé	Pas de relevé	0	133	0	0
1996	780	554	Pas de relevé	Pas de relevé	0	105	0	0
1997	915	428	Pas de relevé	Pas de relevé	0	108	0	0
1998	Pas de relevé	221	Pas de relevé	Pas de relevé	0	63	0	0
1999	624	248	Pas de relevé	Pas de relevé	0	71	0	0
2000	1 085	356	Pas de relevé	Pas de relevé	0	70	0	0
2001	1 397	1 224	Pas de relevé	Pas de relevé	0	60	0	0
2002	1 458	900	Pas de relevé	Pas de relevé	0	48	0	0
2003	1 583	89	Pas de relevé	146	0	47	0	0
2004	867	327	Pas de relevé	Pas de relevé	0	56	0	0
2005	427	354	Pas de relevé	Pas de relevé	0	60	0	0
2006	521	554	Pas de relevé	Pas de relevé	0	65	0	0
2007	334	173	Pas de relevé	Pas de relevé	0	75	0	0
2008	655	484	6	23	0	32	0	0
2009	574	246	Pas de relevé	14	0	70	0	0
2010	1 711	589	23	56	0	65	0	0
2011	426	112	5	23	0	51	0	0
2012	426	283	0	17	0	43	0	0
2013	885	633	0	31	0	45	0	0
2014	828	794	2	23	0	43	0	0
2015	857	131	0	51	0	49	0	0
2016	268	78	0	9	0	6	0	0
2017	909	170	0	26	0	36	0	0
2018	688	130	0	62	0	42	0	0
2019	772	372	2	35	0	49	0	0
2020	711	346	Pas de relevé	12	0	40	0	0

Tableau 73. Nombre d'échantillons d'écaillés lisibles collectés aux sites de l'UD 13 (ThS-1.3).

Année de montaison	Rivière Eagle	Rivière Salmon (ST)	Ruisseau Scotch	Rivière Seymour
1975	0	0	0	0
1976	0	0	0	0
1977	0	0	0	0
1978	5	0	0	0
1979	0	0	0	0
1980	7	0	0	0
1981	0	0	0	0
1982	0	0	0	0
1983	0	0	0	0
1984	0	0	0	0
1985	0	0	0	0
1986	0	0	0	0
1987	0	0	0	0
1988	0	0	0	0
1989	0	0	0	0
1990	0	0	0	0
1991	0	0	0	0
1992	0	0	0	0
1993	0	0	0	0
1994	0	0	0	0
1995	0	0	0	0
1996	0	0	0	0
1997	0	0	0	0
1998	0	0	0	0
1999	0	0	0	0
2000	0	0	0	0
2001	0	0	2	0
2002	0	0	0	0
2003	0	0	0	0
2004	0	0	0	0
2005	0	0	0	0
2006	0	0	0	0
2007	0	0	0	0
2008	7	0	0	0
2009	53	0	0	0
2010	239	0	0	29
2011	28	0	0	0
2012	45	0	0	0
2013	15	0	0	0
2014	56	0	0	5
2015	21	0	0	0
2016	42	0	0	0
2017	23	0	0	0
2018	12	1	0	14
2019	1 ^A	0	0	0
2020	25 ^A	0	0	0
Total	579	1	2	48

^A Des échantillons ont été recueillis, mais n'ont pas été traités par le laboratoire de sclérochronologie du MPO à la Station biologique du Pacifique en raison d'une capacité insuffisante (COVID-19 et manque d'autres ressources).

Tableau 74. Nombre de saumons chinooks d'écloserie avec entaille de la nageoire adipeuse (ENA) et sans entaille relâchés, par année d'éclosion, dans l'UD 13 (ThS-1.3).

Année d'éclosion	Rivière Eagle		Rivière Salmon	
	ENA	Pas d'entaille de nageoire	ENA	Pas d'entaille de nageoire
1983	60 541	41 557	0	0
1984	277 417	73 185	162 290	99 920
1985	251 286	175 456	106 278	189 137
1986	302 487	354 697	53 071	132 891
1987	313 182	259 700	53 868	88 358
1988	282 525	252 802	113 653	165 392
1989	268 290	166 736	114 478	225 174
1990	210 534	444 011	137 660	342 547
1991	101 774	84 688	111 410	201 601
1992	115 701	271 011	39 054	7 447
1993	40 484	136 960	47 151	62 053
1994	0	0	50 503	14 834
1995	0	0	50 668	19 469
1996	0	0	49 833	99 523
1997	0	0	49 207	53 156
1998	0	0	45 657	37 659
1999	0	0	39 006	58 819
2000	0	0	58 164	9 831
2001	0	0	58 985	4 074
2002	0	0	40 870	20 815
2003	0	0	41 026	17 841
2004	0	0	0	116 143
2005	0	0	0	88 314
2006	0	0	42 321	91 799
2007	0	0	0	84 081
2008	0	0	43 005	65 925
2009	0	0	0	95 022
2010	0	0	0	98 368
2011	0	0	0	73 536
2012	0	0	0	81 398
2013	0	0	0	67 914
2014	0	0	0	75 951
2015	0	0	0	88 736
2016	0	0	0	7 527
2017	0	0	0	46 212
2018	0	0	0	63 297
2019	0	0	0	81 058
Total	2 224 221	2 260 803	1 508 158	3 075 822

Tableau 75. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées aux sites de l'UD 13 (ThS-1.3).

Année de montaison	Rivière Eagle		Rivière Salmon		Ruisseau Scotch		Rivière Seymour	
	Examinés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Échantillonnés
1980	0	0	0	0	0	0	0	0
1981	0	0	0	0	0	0	0	0
1982	0	0	0	0	0	0	0	0
1983	0	0	0	0	0	0	0	0
1984	0	0	0	0	0	0	0	0
1985	0	0	0	0	0	0	0	0
1986	779	9	881	5	0	0	0	0
1987	662	148	441	58	0	0	0	0
1988	702	266	1 152	205	0	0	0	0
1989	382	123	1 338	89	0	0	0	0
1990	668	250	857	35	0	0	0	0
1991	245	77	556	29	0	0	0	0
1992	492	160	295	32	0	0	0	0
1993	688	156	1 955	119	0	0	0	0
1994	722	62	1 261	79	0	0	0	0
1995	368	45	133	7	0	0	0	0
1996	240	9	479	20	0	0	0	0
1997	0	0	504	46	0	0	0	0
1998	0	0	284	13	0	0	0	0
1999	0	0	319	104	0	0	0	0
2000	0	0	426	53	0	0	0	0
2001	0	0	1 365	284	0	0	0	0
2002	0	0	971	234	0	0	0	0
2003	0	0	151	20	0	0	0	0
2004	0	0	438	91	0	0	0	0
2005	0	0	395	69	0	0	0	0
2006	0	0	621	110	0	0	0	0
2007	0	0	0	0	0	0	0	0
2008	0	0	0	0	0	0	0	0
2009	0	0	382	14	0	0	0	0
2010	0	0	670	119	0	0	0	0
2011	0	0	212	20	0	0	0	0
2012	0	0	394	76	0	0	0	0
2013	0	0	748	7	0	0	0	0
2014	0	0	864	0	0	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	0	0
2017	2 ^A	0	48	0	0	0	0	0
2018	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	0	0	0	0	0	0	0	0

^A La source provient de la base de données sur l'évaluation des stocks.

Tableau 76. Abondance des géniteurs pour les populations de l'UD 15 (BTh-1.2).

Année de montaison	Rivière Bonaparte	Rivière Deadman	Ruisseau Louis	Rivière Nicola	Rivière Coldwater	Ruisseau Spius
1975	100	250	54	5 606	1 500	850
1976	30	200	200	4 445	500	200
1977	0	150	60	3 498	600	150
1978	50	280	75	3 974	750	80
1979	0	50	20	3 017	300	50
1980	75	250	45	6 180	710	200
1981	25	25	110	3 258	200	100
1982	150	600	150	4 737	800	200
1983	26	162	20	2 407	547	102
1984	809	1 626	100	4 679	598	256
1985	800	1 501	250	7 088	2 061	100
1986	1 186	942	150	7 876	2 100	350
1987	398	541	25	4 445	550	475
1988	694	1 111	80	3 246	220	150
1989	893	591	325	4 445	1 040	500
1990	482	483	50	3 017	350	100
1991	2 196	552	10	3 258	325	248
1992	1 728	279	6	5 061	1 332	250
1993	Pas de relevé	1 614	20	5 028	1 500	900
1994	4 291	1 487	510	9 510	275	367
1995	4 225	726	800	10 624	1 050	575
1996	4 625	1 713	420	17 777	1 500	592
1997	9 561	1 655	480	9 612	400	543
1998	1 961	766	158	1 547	300	373
1999	1 979	857	183	8 130	208	52
2000	5 328	715	611	8 183	497	668
2001	6 285	1 208	349	8 984	781	603
2002	8 371	528	481	12 885	1 343	869
2003	9 610	2 077	198	14 490	1 195	1 170
2004	6 130	1 155	105	10 153	1 018	1 866
2005	4 943	426	40	3 248	97	178
2006	1 955	1 237	315	5 087	478	529
2007	1 082	295	18	1 010	54	15
2008	5 426	1 309	95	4 411	365	168
2009	1 286	190	6	538	15	138
2010	2 412	1 121	154	5 258	255	206
2011	1 751	413	72	2 731	182	32
2012	3 076	949	189	5 702	795	648
2013	2 520	252	117	3 445	152	335
2014	12 659	2 282	289	7 122	1 145	1 117
2015	5 478	431	80	4 836	85	240
2016	5 260	Pas de relevé	155	2 180	463	268
2017	2 903	Pas de relevé	25	1 702	74	68
2018	5	244	45	1 627	97	82
2019	960	448	89	3 859	255	237
2020	3 448	431	106	3 955	311	212

Tableau 77. Prélèvements de stock de géniteurs d'écloserie pour les populations de l'UD 15 (BTh-1.2).

Année de montaison	Rivière Bonaparte	Rivière Deadman	Ruisseau Louis	Rivière Nicola	Rivière Coldwater	Ruisseau Spius
1975	0	0	0	0	0	0
1976	0	0	0	0	0	0
1977	0	0	0	0	0	0
1978	0	0	0	0	0	0
1979	0	0	0	0	0	0
1980	0	0	0	0	0	0
1981	0	0	0	0	0	0
1982	0	0	0	0	0	0
1983	0	0	0	0	0	0
1984	0	0	0	0	0	0
1985	0	0	0	0	0	0
1986	194	84	0	304	134	134
1987	122	0	0	380	159	0
1988	177	104	0	455	61	32
1989	169	53	0	527	160	135
1990	103	78	0	405	61	0
1991	97	0	0	342	74	78
1992	238	83	0	690	93	73
1993	0	94	0	178	95	67
1994	0	78	0	143	90	12
1995	0	122	0	138	66	51
1996	0	235	0	206	93	92
1997	0	0	0	135	105	93
1998	0	0	0	177	98	73
1999	0	0	0	151	69	114
2000	0	0	0	126	83	98
2001	0	0	0	115	67	68
2002	0	0	0	132	69	56
2003	0	0	0	137	75	40
2004	0	0	0	101	56	60
2005	0	0	0	119	68	85
2006	0	0	0	118	76	86
2007	0	0	0	112	24	28
2008	0	0	0	107	85	96
2009	0	0	0	142	45	80
2010	0	0	0	140	74	49
2011	0	0	0	119	57	14
2012	0	0	0	129	53	60
2013	0	0	0	142	62	47
2014	0	0	0	120	65	52
2015	0	0	0	119	33	58
2016	0	0	0	111	60	46
2017	0	0	0	128	54	44
2018	0	12	0	138	50	23
2019	0	0	0	161	63	41
2020	0	0	0	147	58	16

Tableau 78. Nombre d'échantillons d'écaillés lisibles collectés aux sites de l'UD 15 (BTh-1.2).

Année de montaison	Rivière Bonaparte ^A	Rivière Deadman	Ruisseau Louis	Rivière Nicola	Rivière Coldwater	Ruisseau Spius
1975	0	0	0	0	0	0
1976	0	0	0	99	90	1
1977	0	54	0	0	0	0
1978	0	0	1	0	0	0
1979	0	0	0	0	0	0
1980	0	77	0	0	0	0
1981	0	0	0	1	0	0
1982	0	0	0	38	0	0
1983	0	0	0	0	0	0
1984	0	0	0	0	0	0
1985	0	0	0	0	0	0
1986	0	0	0	0	0	0
1987	0	0	0	0	0	0
1988	0	0	0	0	0	0
1989	0	0	0	0	0	0
1990	0	0	0	0	0	0
1991	0	0	0	0	0	0
1992	0	0	0	0	0	0
1993	0	0	0	0	0	0
1994	0	0	0	0	0	0
1995	0	0	0	0	0	0
1996	0	0	0	0	0	0
1997	0	0	0	642	0	0
1998	0	0	0	319	0	0
1999	0	0	0	898	0	0
2000	0	0	0	465	0	0
2001	0	0	56	561	0	0
2002	0	0	0	1 039	0	0
2003	0	0	0	783	0	0
2004	0	0	0	185	0	0
2005	0	0	0	146	0	0
2006	0	0	0	295	0	0
2007	0	0	0	92	0	0
2008	0	0	5	282	0	0
2009	0	0	0	88	0	0
2010	0	0	7	236	0	0
2011	0	0	2	158	0	0
2012	0	0	0	169	0	0
2013	0	0	0	230	0	0
2014	0	0	0	412	0	0
2015	0	0	0	569	0	0
2016	0	0	0	455	0	0
2017	0	0	0	514	0	0
2018	0	0	0	324	0	0
2019	0	0	0	611	0	0
2020	0	0	0	396	0	0
Total	0	131	71	10 007	90	1

Tableau 79. Nombre de saumons chinooks d'éclosion avec et sans entaille de la nageoire adipeuse relâchés, par année d'éclosion et par population dans l'UD 15 (BTh-1.2).

Année d'éclosion	Bonaparte		Deadman		Ruisseau Louis		Nicola		Coldwater		Spius	
	ENA	Pas d'entaille de nageoire	ENA	Pas d'entaille de nageoire	ENA	Pas d'entaille de nageoire	ENA	Pas d'entaille de nageoire	ENA	Pas d'entaille de nageoire	ENA	Pas d'entaille de nageoire
1980	38 613	15 600	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1981	44 460	8 040	0	0	0	0	30 330	10 020	0	0	0	0
1982	28 683	4 800	0	0	0	0	0	18 000	0	0	0	0
1983	29 493	4 111	26 570	6 050	0	0	0	0	0	0	0	0
1984	41 145	6 900	38 688	39 700	0	0	198 543	30 311	63 300	4 738	0	0
1985	76 922	29 400	6 834	716	0	0	269 765	175 165	-	-	0	0
1986	15 4379	39 451	107 999	6 793	0	0	76 635	159 476	50 787	75 220	-	144 500
1987	0	151 941	51 194	67 706	0	0	225 580	353 984	-	194 270	-	113 440
1988	0	181 224	18 244	94 098	0	0	256 197	553 661	50 416	37 459	-	62 540
1989	0	69 460	0	75 857	0	0	248 524	360 293	49 993	142 794	-	174 760
1990	75 359	15 314	7 888	29 352	0	0	221 581	257 530	49 735	5 650	-	-
1991	74 949	77 450	3 000	0	0	0	224 762	281 395	71 767	34 523	-	69 448
1992	11 9765	100 190	0	0	0	0	197 772	292 807	70 108	27 689	47 264	7 134
1993	0	0	31 404	7 506	0	0	70 693	121 343	20 423	55 804	-	56 816
1994	0	0	40 311	0	0	0	98 078	60 393	67 675	24 487	-	1 107
1995	0	0	0	28 100	0	0	100 173	133 667	41 059	592	47 160	4 999
1996	0	0	0	9 770	0	0	99 297	244 109	-	123 680	49 201	29 712
1997	0	0	49 162	33 462	0	0	88 482	95 228	-	84 830	47 921	38 054
1998	0	0	0	51 500	0	0	42 798	26 382	34 487	29 802	-	26 063
1999	0	0	0	78 664	0	0	74 802	152 692	42 268	26 540	-	84 726
2000	0	0	0	0	0	0	71 134	134 551	48 549	41 613	-	91 206
2001	0	0	0	0	0	0	81 555	119 016	-	105 188	-	66 761
2002	0	0	0	0	0	0	88 883	140 287	-	89 052	-	60 385
2003	0	0	0	0	0	0	84 133	122 153	-	125 474	-	14 336
2004	0	0	0	0	0	0	83 267	60 007	-	83 710	-	80 789
2005	0	0	0	0	0	0	138 728	31 573	-	67 323	-	102 289
2006	0	0	0	0	0	0	146 476	61 118	-	95 627	-	107 915
2007	0	0	0	0	0	0	143 178	71 157	-	42 897	-	30 867
2008	0	0	0	0	0	0	127 215	59 292	-	95 033	-	115 426
2009	0	0	0	0	0	0	193 131	20 603	-	35 159	-	81 400
2010	0	0	0	0	0	0	187 725	60 111	-	125 436	-	73 372
2011	0	0	0	0	0	0	212 951	21 879	-	66 269	-	18 485
2012	0	0	0	0	0	0	190 829	49 553	-	75 128	-	85 408
2013	0	0	0	0	0	0	173 306	20 176	-	32 083	-	52 568
2014	0	0	0	0	0	0	169 203	33 822	-	57 768	-	81 373
2015	0	0	0	0	0	0	156 997	22 931	-	46 423	-	81 883
2016	0	0	0	0	0	0	154 314	13 860	-	80 498	-	82 834
2017	0	0	0	0	0	0	168 459	7 721	-	77 130	-	48 614
2018	0	0	0	105	0	0	181 898	17 610	-	76 870	-	34 079
2019	0	0	0	0	0	0	À déterminer ^A	13 295	-	48 140	-	4 336
Total	701 034	703 881	381 294	529 379	0	0	52 773 940	4 407 171	660 567	2 334 899	191 546	2 127 625

^A À déterminer car la production n'a pas encore été transmise au RMIS.

Tableau 80. Nombre de chinooks examinés pour les entailles de nageoire adipeuse et échantillonnés pour les micromarques magnétisées codées aux sites de l'UD 15 (BTh-1.2).

Année de montaison	Bonaparte		Deadman		Ruisseau Louis		Nicola		Coldwater		Spius	
	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés	Examinés	Échantillonnés
1980	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1981	0	0	0	0	0	0	1 ^A	0	0	0	0	0
1982	0	0	0	0	0	0	83 ^A	0	31 ^A	0	0	0
1983	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1984	23	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1985	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1986	195	83	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	122	78	0	0	0	0	414	79	159	8	0	0
1988	375	115	1 079	5	0	0	1 116	139	61	1	0	0
1989	724	388	575	13	0	0	1 998	458	151	5	0	0
1990	444	127	190	64	0	0	1 290	94	61	7	0	0
1991	2 186	25	-	-	0	0	342	136	74	5	0	0
1992	1 701	60	293	52	0	0	1 974	226	93	5	0	0
1993	159	15	1 556	-	0	0	2 654	606	95	41	0	0
1994	4 412	631	1 454	80	0	0	4 663	1 108	102	37	0	0
1995	4 457	374	654	32	0	0	4 139	859	108	25	0	0
1996	4 547	65	1 547	9	0	0	8 120	170	93	8	0	0
1997	0	0	0	0	0	0	4 262	87	105	6	0	0
1998	0	0	0	0	0	0	618	135	98	25	0	0
1999	0	0	0	0	0	0	3 100	991	69	56	0	0
2000	0	0	0	0	0	0	4 541	867	83	1	0	0
2001	0	0	0	0	0	0	4 625	1 019	81	-	0	0
2002	0	0	0	0	0	0	5 909	942	74	30	0	0
2003	0	0	0	0	0	0	7 481	942	95	33	0	0
2004	0	0	0	0	0	0	3 349	124	67	4	0	0
2005	0	0	0	0	0	0	1 168	114	-	-	0	0
2006	0	0	0	0	0	0	1 882	128	-	-	0	0
2007	0	0	0	0	0	0	500	30	-	-	0	0
2008	0	0	0	0	0	0	1 558	201	-	-	0	0
2009	0	0	0	0	0	0	375	96	-	-	0	0
2010	0	0	0	0	0	0	1 215	515	74	0	0	0
2011	0	0	0	0	0	0	930	232	77	0	0	0
2012	0	0	0	0	0	0	1 526	171	66	0	0	0
2013	0	0	0	0	0	0	928	360	62	0	0	0
2014	0	0	0	0	0	0	2 011	153	68	0	0	0
2015	0	0	0	0	0	0	2 226	621	-	-	0	0
2016	0	0	0	0	0	0	634	189	-	-	0	0
2017	0	0	0	0	0	0	746	391	58	-	0	0
2018	0	0	0	0	0	0	671	465	-	-	0	0
2019	0	0	0	0	0	0	1 818	952	-	-	0	0
2020	0	0	0	0	0	0	1 414	465	-	-	0	0
Total	19 356	1 995	7 348	255	0	0	80 281	14 065	2 105	297	0	0

^A La source provient de la base de données sur l'évaluation des stocks.

ANNEXE D. OPTIONS ET RESULTATS DU SONDAGE SUR L'ATTENUATION

Tableau 81. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 1 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.

Stratégie	Moyenne pondérée
Collaboration avec les municipalités pour améliorer/remplacer les vannes de marée	4,50
Mise à jour des objectifs et du suivi du programme des écloséries afin de s'aligner sur les objectifs génétiques pour les populations mises en valeur	4,38
Atténuation de la pollution aquatique le long des routes (dispersion de l'eau concentrée par les routes dans des rigoles, des brèches dans les bermes de nivellement, etc.)	4,23
Remise en état de l'habitat riverain selon diverses stratégies (p. ex., programmes gouvernementaux de remise en état de l'habitat, location/compensation/incitations fiscales pour les propriétaires fonciers privés dont les terres constituent un habitat riverain efficace)	4,09
Programme d'échantillonnage biologique et des micromarques magnétisées codées aux barrières de dénombrement, aux frayères et sur les stocks de géniteurs d'éclosérie (y compris la pose de micromarques magnétisées codées sur les chinooks d'éclosérie)	4,08
Mesure et réduction des taux d'exploitation liés à la pêche pour permettre à la population de se reconstituer	4,00
Achat et location de permis d'utilisation de l'eau afin de garantir des débits suffisants pour le chinook	3,90
Amélioration de la qualité de l'eau	3,73
Projet de télémétrie pour déterminer les emplacements des frayères (pour soutenir l'échantillonnage biologique et la protection de l'habitat)	3,54
Réduction de la pollution lumineuse et augmentation de la couverture riveraine pour réduire la prédation	3,25
Élimination des crabes verts dans les estuaires	3,08
Collaboration avec les programmes de réhabilitation des mammifères marins pour relâcher les animaux réhabilités loin des estuaires des rivières	3,00
Gestion des espèces aquatiques envahissantes, des prédateurs et des concurrents – programmes d'élimination	2,67
Contrôle des plantes envahissantes (p. ex., l'alpiste roseau)	2,67
Analogues de barrages de castors/reconstitution de populations de castors pour atténuer les problèmes de sédimentation	2,30

Tableau 82. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 6 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.

Stratégie	Moyenne pondérée
Mesure et réduction du taux d'exploitation lié à la pêche pour permettre à la population de se reconstituer	4,58
Contrôle des plantes envahissantes (p. ex., l'alpiste roseau)	4,42
Remise en état de l'habitat riverain selon diverses stratégies (p. ex., programmes gouvernementaux de remise en état de l'habitat, location/compensation/incitations fiscales pour les propriétaires fonciers privés dont les terres constituent un habitat riverain efficace)	4,23
Programme d'écloserie de conservation avec des objectifs et une surveillance conformes aux objectifs génétiques pour des populations mises en valeur	4,17
Étude du caractère réalisable de la reconnexion du marécage à l'extrémité amont du Fraser et de l'intérêt pour le faire	4,09
Discussions avec les fermes laitières locales concernant l'importance d'éviter l'épandage du fumier et des techniques d'atténuation possibles	4,00
Gestion des espèces aquatiques envahissantes, des prédateurs et des concurrents – programmes d'élimination	3,75
Achat et location de permis d'utilisation de l'eau afin de garantir des débits suffisants pour le chinook	3,20

Tableau 83. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 13 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.

Stratégie	Moyenne pondérée
Mise en œuvre efficace des mesures de gestion de l'eau (ordonnances prises au besoin en vertu de l'article 88 de la loi provinciale <i>Water Sustainability Act</i> et étayées par des seuils de flux environnementaux critiques)	4,67
Achat et location de permis d'utilisation de l'eau afin de garantir des débits suffisants pour le chinook et les processus écologiques des cours d'eau	4,62
Remise en état de l'habitat riverain selon diverses stratégies (p. ex., programmes gouvernementaux de remise en état de l'habitat, location/compensation/incitations fiscales pour les propriétaires fonciers privés dont les terres constituent un habitat riverain efficace)	4,31
Diminution des limitations de l'accès pour le saumon chinook à l'embouchure de la rivière Salmon	4,09
Vérification de la conformité des grilles sur toutes les irrigations et les prises d'eau (élaboration d'un programme de surveillance régulier au lieu de se fier aux déclarations des systèmes sur l'honneur [numéro de téléphone de la ligne RAPP])	4,00
Étude des mesures incitatives/dissuasives pour que les agriculteurs cultivent des plantes moins gourmandes en eau et réduisent la demande en eau	4,00
Gérance agricole (gestion appropriée des effluents agricoles)	3,92
Mesure et réduction des taux d'exploitation liés à la pêche pour permettre aux populations de se reconstituer	3,92
Résolution du problème du point milliaire 16 avec le Canadien Pacifique sur la rivière Eagle (reconnecter le chenal Butterball et s'assurer que les fonds sont disponibles pour effectuer les travaux pendant les fermetures de la ligne ferroviaire)	3,85
Examen/mise à jour des objectifs et du suivi du programme des écloséries afin de s'aligner sur les objectifs génétiques pour les populations mises en valeur	3,77
Planification de la prévention des incendies	3,42
Aucune nouvelle autorisation pour des ponceaux dans les eaux où vit le saumon	3,30
Analogues de barrages de castors/reconstitution de populations de castors pour atténuer les problèmes de sédimentation	3,09
Mise à jour de la liste des problèmes de franchissement de cours d'eau et d'obstacles dans la zone de l'UD et élimination de ces problèmes	2,91
Élaboration d'un document du MPO décrivant les pratiques exemplaires forestières pour protéger le saumon	2,77
Élaboration d'un document du MPO décrivant les pratiques exemplaires agricoles pour protéger le saumon	2,69
Limite de vitesse réduite/variable et barrières de circulation sur la Transcanadienne pour réduire les accidents de véhicules et la pollution aquatique/les déversements de carburant dans la rivière Eagle	2,54

Tableau 84. Moyennes pondérées des mesures d'atténuation proposées pour l'UD 15 à partir du sondage sur l'atténuation pendant l'atelier sur les menaces.

Stratégie	Moyenne pondérée
Mise en œuvre efficace des mesures de gestion de l'eau (ordonnances prises au besoin en vertu de l'article 88 de la loi provinciale <i>Water Sustainability Act</i> et étayées par des seuils de flux environnementaux critiques)	4,83
Détermination et protection des sources de refuges d'eaux froides dans les frayères	4,62
Stabilisation des zones de hautes terres après un incendie ou une coupe à blanc excessive	4,62
Achat et location de permis d'utilisation de l'eau afin de garantir des débits suffisants pour le chinook et les processus écologiques des cours d'eau	4,50
Examen des mesures incitatives/dissuasives pour que les agriculteurs cultivent des plantes moins gourmandes en eau et réduisent la demande en eau	4,33
Remise en état de l'habitat riverain selon diverses stratégies (p. ex., programmes gouvernementaux de remise en état de l'habitat, location/compensation/incitations fiscales pour les propriétaires fonciers privés dont les terres constituent un habitat riverain efficace)	4,31
Étude des options de stockage de l'eau (rivière Coldwater, siphon d'eau froide aux lacs Nicola et Mamit, etc.)	4,25
Vérification de la conformité des grilles sur toutes les irrigations et les prises d'eau (élaboration d'un programme de surveillance régulier au lieu de se fier aux déclarations des systèmes sur l'honneur [avec le numéro de téléphone de la ligne RAPP])	4,00
Réduction des taux d'exploitation liés à la pêche pour permettre aux populations de se reconstituer	3,92
Examen/mise à jour des objectifs et du suivi du programme des écloses afin de s'aligner sur les objectifs génétiques pour les populations mises en valeur	3,62
Étude et élimination des risques d'effondrement des berges dus à la construction de routes	3,45
Atténuation de la pollution aquatique le long des routes (dispersion de l'eau concentrée par les routes dans des rigoles, des brèches dans les bermes de nivellement, etc.)	3,42
Réduction/fermeture des chemins forestiers et assainissement des franchissements et des approches	3,33
Analogues de barrages de castors/reconstitution de populations de castors pour atténuer les problèmes de sédimentation	3,00
Gestion des espèces aquatiques envahissantes, des prédateurs et des concurrents – programmes d'élimination	2,91
Élaboration/mise à jour d'un document du MPO décrivant les pratiques exemplaires forestières pour protéger le saumon	2,85
Mise à jour de la liste des problèmes de franchissement de cours d'eau et d'obstacles dans la zone de l'UD et élimination de ces problèmes	2,82
Installation de signes près des terrains du festival de musique de Coldwater visant à sensibiliser les gens à l'impact négatif de la modification de l'habitat sur le saumon et faire respecter l'utilisation des clôtures et des ponts pendant les festivals	2,62

ANNEXE E. CALCULATEURS DE MENACES

Tableau 85. Liste des participants à l'atelier sur le calcul des menaces. L'atelier s'est déroulé virtuellement du 13 au 15 octobre 2021.

Nom	Prénom	Affiliation
Bailey	Richard	MPO, retraité
Dionne	Kaitlyn	MPO, Sciences
Doutaz	Dan	MPO, Évaluation des stocks
Earle	Suzanne	MPO, Programme des espèces en péril
Grant	Paul	MPO, Sciences
Jenewein	Brittany	MPO, Gestion des ressources
Labelle	Marc	Conseil de gestion du saumon du Fraser
Lagasse	Cory	MPO, Programme des espèces en péril
Lepitzki	Dwayne	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
Manson	Murray	MPO, Programme de mise en valeur des salmonidés
Mozin	Paul	Conseil tribal Scw'exmx
Parken	Chuck	MPO, Évaluation des stocks
Potyrala	Mark	MPO, Programme de protection du poisson et de son habitat
Rachinski	Théa	MPO, Évaluation des stocks
Scott	Dave	Université de la Colombie-Britannique
Trouton	Nicole	MPO, Évaluation des stocks
Walsh	Michelle	Secwepmec Fisheries Commission
Weir	Lauren	MPO, Évaluation des stocks
Welch	Paul	MPO, Programme de mise en valeur des salmonidés

Tableau 86. Calculateur de menaces pour l'UD 1.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	-
1.1	Zones résidentielles et urbaines	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	UD 1 : Bien que le développement antérieur ne soit pas inclus dans cette menace, la majorité de cette UD est fortement urbanisée et comporte d'importants systèmes de digues et de lutte contre les inondations qui ont modifié les hydrogrammes. La pression pour accroître le développement dans cette région est immense; les terres agricoles sont converties à des fins urbaines, en particulier dans les zones de hautes terres, et l'empreinte urbaine existante s'intensifie. L'habitat éphémère est menacé par le développement urbain. L'habitat convenable pour le saumon chinook (ci-après appelé « chinook ») n'est pas bien documenté dans cette UD et les futurs plans de développement résidentiel et urbain sont inconnus.
1.2	Zones commerciales et industrielles	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	La pression exercée pour urbaniser l'habitat dans cette UD rend l'expansion commerciale et industrielle moins probable, mais on ne sait pas quelle sera son ampleur.
1.3	Zones touristiques et récréatives	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Il existe de nombreuses marinas et rampes de mise à l'eau dans la baie Boundary. La portée a été jugée « généralisée » parce que nous pensons que comme les juvéniles et les adultes traversent la baie Boundary pendant leur migration, ils rencontreront probablement de nouveaux développements. Les plans d'expansion future sont inconnus, mais la marina à l'embouchure de la rivière Nicomekl va probablement être agrandie pour accueillir un plus grand nombre de bateaux.
2	Agriculture et aquaculture	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	-	-	-	-	-	Une empreinte agricole massive existe déjà dans cette UD. Il est toutefois peu probable que davantage de terres soient converties à des fins agricoles.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte	-	-	-	-	-	Aucun
2.3	Élevage de bétail	-	-	-	-	-	On ne sait pas si des vaches piétinent l'habitat du chinook. Elles peuvent accéder au lit du ruisseau Jacobsen, qui est un affluent de la rivière Little Campbell, mais qui n'est pas connu comme une frayère du chinook.
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Exploitations piscicoles : Il existe des exploitations piscicoles. On ignore l'impact de l'empreinte connexe, mais il ne devrait pas être élevé. Les poissons entreront en contact avec les exploitations, mais les menaces liées aux maladies, au pou du poisson et au matériel génétique introduit sont notées ailleurs. Poissons d'écloserie : La concurrence des poissons d'écloserie est abordée dans la présente section. Selon de nouvelles informations inédites, la survie du chinook jusqu'à l'âge 2 est associée à son taux de croissance précoce en mer; la concurrence des congénères aura donc un impact sur sa survie. L'écloserie de Cowichan a également observé une réduction du taux de survie associée à une augmentation des lâchers de l'écloserie (C. Parken). Les poissons d'écloserie représentent environ 40 % des saumons dans l'océan (Ruggerone et Irvine 2018), et pourraient donc exercer une concurrence importante. Les participants ne pensaient pas que le déclin atteignait 70 %, mais devaient utiliser les catégories fournies; ils pensaient donc que le déclin pouvait être supérieur à 30 % (d'après l'analyse de Chuck et la réduction documentée de la survie du saumon associée à l'augmentation des lâchers d'écloserie à d'autres emplacements). Personne n'a suggéré une gravité de 70 %. Cela inclut les effets de tous les poissons d'écloserie, et pas seulement les poissons d'écloserie provenant de la même UD. Les participants se sont demandé s'il fallait tenir compte des impacts des poissons d'écloserie provenant d'autres UD dans la section 8.2. En fin de compte, nous avons décidé que l'impact provient des poissons d'écloserie en général, et qu'il serait difficile de distinguer les impacts des lâchers de différentes écloseries selon leur emplacement au sein de la même UD ou non.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3	Production d'énergie et exploitation minière	-	-	-	-	-	-
3.1	Forage pétrolier et gazier	-	-	-	-	-	Aucun
3.2	Exploitation de mines et de carrières	-	-	-	-	-	Cette catégorie concerne principalement l'impact direct sur l'habitat aquatique. Des gravières existent dans cette UD, mais elles sont loin de l'habitat aquatique, ce qui permet de penser qu'elles ne constituent pas une menace pour cette UD.
3.3	Énergie renouvelable	-	-	-	-	-	Aucun – Énergie solaire/éolienne/marémotrice uniquement : l'hydroélectricité est abordée dans la catégorie Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages.
4	Corridors de transport et de service	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	-
4.1	Routes et voies ferrées	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La densité des routes et leurs mises à niveau pourraient augmenter dans cette zone. Une nouvelle route traversant le ruisseau Bear a été approuvée par la ville de Surrey. Les chemins de fer (qui pourraient nécessiter des mises à niveau) croisent l'embouchure des rivières Serpentine et Nicomekl.
4.2	Lignes de services publics	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	De nombreuses lignes de services publics existent dans cette zone et nécessiteront des mises à niveau à l'avenir.
4.3	Voies de transport par eau	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
4.4	Corridors aériens	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5	Utilisation des ressources biologiques	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.2	Cueillette de plantes terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace puisqu'il ne reste aucune forêt à exploiter.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Productivité des stocks : On a utilisé la plage raisonnable de productivité des stocks pour estimer la gravité. La gravité fait référence au pourcentage de déclin de la population, et non au nombre de poissons capturés (donc s'il n'y a pas de déclin, il n'y a pas d'impact). Il n'y a pas de poissons munis de micromarques magnétisées codées dans cette UD. On a utilisé les saumons de la rivière Sammish à titre d'indicateur, mais il existe des incertitudes associées aux similitudes relatives à la répartition marine et à l'exposition aux pêches. Le groupe a convenu que la pêche a un impact négatif sur cette UD, mais l'ampleur est inconnue, en particulier parce que la répartition marine de ces poissons est largement inconnue. Il est peu probable que les taux d'exploitation augmentent compte tenu de la trajectoire de la gestion. Il peut également y avoir une mortalité non comptabilisée due aux prises accessoires de la pêche du poisson de fond. Un nombre relativement grand de poissons est prélevé pour les activités d'écloserie (ce qui a des impacts à l'échelle de la population sauvage); ces prélèvements sont inclus dans la présente catégorie. Les niveaux d'incertitude sont élevés parce qu'il n'existe pas de substitut approprié aux micromarques magnétisées codées.
6	Intrusions et perturbations humaines	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	-
6.1	Activités récréatives	-	-	-	-	-	Des menaces liées aux activités récréatives se produisent très probablement dans la baie Boundary.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée - faible	On ne connaît pas la répartition marine du chinook ni les exercices militaires américains.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.3	Travail et autres activités	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Certaines activités d'évaluation des stocks menées dans le bassin versant comportent des interactions directes avec les poissons. Des barrières ont été installées dans chaque rivière pour faciliter les travaux des écloseries. En outre, d'autres activités dont nous n'avons pas connaissance pourraient être menées dans le bassin versant. On sait que des groupes de réhabilitation des mammifères marins relâchent des phoques réhabilités près de l'embouchure des rivières Serpentine et Nicomekl.
7	Modifications des systèmes naturels	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
7.1	Incendies et suppression des incendies	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace dans cette zone fortement urbanisée.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Par exemple : l'extraction d'eau, l'endiguement pour la lutte contre les inondations, l'hydroélectricité. Des barrages marins à contrôle de la pression ont été installés à l'embouchure des rivières Serpentine et Nicomekl. On ignore pendant combien de temps ils restent fermés durant les migrations du chinook, mais on a observé une intense prédation exercée par les phoques sur le chinook à l'embouchure de la rivière Nicomekl lorsque le barrage est fermé. Les municipalités modernisent les barrages marins existants à des fins de gestion des inondations. De nombreuses digues et ponceaux existent dans l'UD.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	La présente menace comprend : l'enrochement, les impacts sur les réseaux trophiques et les proies du chinook (p. ex., mysidacés), les plantes envahissantes qui modifient l'habitat et les changements de l'hydrologie dus aux modifications du paysage par l'homme (y compris le développement et l'exploitation forestière). D'importantes modifications de l'écosystème ont eu lieu. L'habitat comporte beaucoup d'enrochements et tous les hydrogrammes ont été modifiés à cause du développement urbain et de la gestion des inondations; ces hydrogrammes sont maintenant moins canalisés et complexes. Les crabes verts sont présents dans la baie Boundary et se nourrissent de la zostère.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les maladies non indigènes sont incluses dans la présente menace. On compte aussi la prédation par la raie épineuse et la concurrence avec cette espèce. Il existe un fort potentiel d'introduction et d'établissement de nouvelles espèces envahissantes dans les dix prochaines années (crabes verts, moules zébrées et quagga). Nous ne pouvons pas savoir avec certitude quand elles arriveront, le cas échéant, mais tous les participants jugent qu'il s'agit d'une menace potentielle grave. La portée et la gravité augmenteront avec le temps selon le moment de l'arrivée de nouvelles espèces envahissantes, le cas échéant. C'est difficile à prévoir.
8.2	Espèces indigènes problématiques	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Il s'agit notamment de la prédation (pinnipèdes, etc.) et des maladies indigènes. Les pinnipèdes et les oiseaux sont des prédateurs importants dans cette UD. Les écloseries pourraient attirer davantage de phoques plus loin en eau douce. Il y a maintenant un groupe de phoques présent toute l'année qui s'attaque au chinook en eau douce. La prédation exercée par les pinnipèdes peut également augmenter lorsque les barrages marins sont fermés, et d'autres prédateurs peuvent bénéficier de la pollution lumineuse associée à un habitat riverain minimal. La charge parasitaire augmente plus rapidement avec la hausse de la température; les charges parasitaires sont inconnues.
8.3	Matériel génétique introduit	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Des lâchers d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UD ont lieu depuis plus d'une décennie. On ignore les différences génétiques entre les individus d'écloserie et le chinook de l'UD 1. Quelques cas d'errance se produisent : des micromarques magnétisées codées provenant de l'extérieur de l'UD ont été signalées. Les futures introductions de l'extérieur de l'UD sont incertaines. La faible abondance de cette population augmente également la gravité de la menace, car la diversité génétique et la résilience sont moindres.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9	Pollution	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les égouts pluviaux ne sont pas traités, ce qui peut être grave dans les petits systèmes et entraîner la mort de chinooks juvéniles (D. Hussey). Cette section sur la pollution concerne les égouts pluviaux non traités, les produits pharmaceutiques, les produits d'entretien ménager et les produits de soins personnels, etc. D'après une discussion avec Tanya Brown : Tanya estimait qu'il était difficile de déterminer exactement la gravité de la situation. Il n'y a pas eu beaucoup de recherches en Colombie-Britannique sur l'impact sur le chinook, mais il y en a eu dans l'État de Washington. La portée est certainement de 100 %, tous les poissons seront exposés aux polluants, mais il y a encore beaucoup d'incertitudes quant aux impacts. Elle hésite à attribuer une catégorie, car elle estime que nous n'avons pas les informations nécessaires pour appuyer une gravité précise. Les produits les plus préoccupants sont les BPC, les PCDE, les métaux, les produits pharmaceutiques ménagers et les produits de soins personnels, ainsi que les pesticides. Les migrateurs hauturiers pourraient subir d'autres impacts causés par le mercure. Dans l'habitat de l' UD 1 , il est courant que les gens se débarrassent de produits chimiques, de composés du caoutchouc des pneus et d'autres eaux usées qui pénètrent dans l'eau, provoquant des mortalités massives. Les grands aquifères peuvent atténuer ces effets, mais les fortes précipitations peuvent les exacerber en raison du ruissellement des eaux de pluie. Il est peu probable que la situation s'améliore. Les impacts futurs sont incertains, car ils dépendent de la toxicité des produits chimiques rejetés (p. ex., la soude caustique dans la rivière Cheakamus).
9.2	Effluents industriels et militaires	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Menace suffisamment élevée pour réduire le succès de la reproduction de 10 % (Spronberg et Meador 2006). L'exposition à certains produits chimiques durant les premiers stades du cycle vital peut provoquer une immunosuppression (Milston <i>et al.</i> 2003). Une étude a révélé que les polluants causent une mortalité différée chez les chinooks juvéniles (dans l'État de Washington), ce qui peut limiter la capacité des stocks à se rétablir (Lundin <i>et al.</i> 2019). Des canalisations d'égouts et de gaz traversent certains ruisseaux.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Une empreinte agricole relativement importante existe encore dans cette UD. L'agriculture est pratiquée juste à la limite de l'habitat de l'UD, et il n'y a pas de zone tampon pour les pesticides et les autres produits chimiques.
9.4	Déchets solides et ordures		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	La présente menace comprend les microplastiques et les filets abandonnés/perdus. Les impacts des microplastiques sont omniprésents et constituent une menace certaine, mais leur gravité pour le chinook est inconnue.
9.5	Polluants atmosphériques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les impacts des contaminants sont omniprésents, dont la gravité est inconnue. Tout le monde a convenu qu'il y avait des effets à l'échelle de la population.
9.6	Apports excessifs d'énergie	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	La pollution lumineuse excessive due aux lampadaires, aux éclairages des allées et aux bâtiments fait en sorte que le milieu est propice à la prédation (aviaire et aquatique) en tout temps. Un manque d'habitat riverain peut réduire les possibilités de refuges pour le chinook.
10	Phénomènes géologiques	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	-
10.1	Volcans	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	Des perturbations volcaniques (mont Baker) sont probables, mais on en ignore le moment et la gravité.
10.2	Tremblements de terre et tsunamis	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	Des tremblements de terre et des tsunamis se produiront probablement dans cette UD, mais on en ignore le moment et la gravité.
10.3	Avalanches et glissements de terrain	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace dans cette zone fortement urbanisée.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	BD	Élevé - faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	-
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	BD	Élevé - faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	La menace comprend l'élévation du niveau de la mer, le blob 2.0, l'acidification des océans, la survie en mer et tous les aspects connexes. La catégorie pourrait être aussi faible que 1 % ou aussi élevée que 70 % au cours des trois prochaines générations. Les conditions océaniques futures sont incertaines. Il est possible que la survie dans l'océan s'améliore, mais la formation du blob 2.0 indique qu'elle va décliner. Dans un récent rapport d'évaluation des menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Riddell et ses collaborateurs (2013) ont conclu que les conditions de l'habitat en mer pendant la première année de résidence en mer étaient très probablement un facteur clé des tendances récentes de la survie et de la productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD connaîtront des déplacements de l'habitat marin (c.-à-d., la portée sera généralisée). UD 1 : La zone de marée est endiguée et la perte de marais intertidaux a un effet profond sur les stades juvéniles du chinook – qui s'aggrave avec les changements climatiques.
11.2	Sécheresses	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	La sécheresse est une menace pour la rivière Little Campbell; on ne sait pas si elle est causée par la gestion de l'eau ou par la sécheresse elle-même.
11.3	Températures extrêmes	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Cette UD passe très peu de temps en eau douce. Les températures marines extrêmes sont signalées et notées dans la section 11.1 avec les conditions océaniques changeantes, le blob, etc.
11.4	Tempêtes et inondations	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Une érosion importante des berges se produit parce que les pluies s'écoulent par le chenal principal depuis que les zones de chenaux antérieures ont été bloquées pour lutter contre les inondations urbaines. Les orages peuvent affouiller les cours d'eau et ces systèmes ont du mal à retenir le gravier.

Tableau 87. Calculateur de menaces pour l'UD 6.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible :	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	-
1.1	Zones résidentielles et urbaines	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il y a eu un développement important dans le bas Fraser, mais la gravité de l'urbanisation pour le saumon chinook (ci-après appelé « chinook ») est inconnue. Il y a quelques habitations flottantes dans le Fraser, mais on ne sait pas si d'autres viendront s'y ajouter. Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. On ignore l'impact de cette future urbanisation. Il convient de noter que ces menaces ne sont que les résultats directs des nouvelles empreintes des activités de logement et de développement. Le développement antérieur n'est pas inclus dans cette menace, mais le bas Fraser a déjà été intensivement développé. UD 6 : Il est peu probable que la frayère du marécage Maria soit développée à des fins résidentielles. Malgré le nouveau développement sur l'île Seabird, il n'y a pas de travaux dans l'eau.
1.2	Zones commerciales et industrielles	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. De nouveaux développements commerciaux et industriels sont possibles en raison de la densité croissante de la population dans le bas Fraser. Il convient de noter que ces menaces ne sont que les résultats directs des nouvelles empreintes des activités industrielles et ne tiennent pas compte du développement antérieur. UD 6 : Le développement commercial et industriel dans l'UD 6 est peu probable.
1.3	Zones touristiques et récréatives	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Bas Fraser : Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. Il existe un grand nombre de marinas et de rampes de mise à l'eau dans tout le bas Fraser, mais on ne connaît pas leur gravité pour le chinook. UD 6 : On ne sait pas si le tourisme et les espaces récréatifs augmenteront dans le marécage Maria.
2	Agriculture et aquaculture	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Des fermes et des serres de bleuets existent dans le bas Fraser. La majeure partie de la zone agricole est déjà derrière des digues. Il y a une intensification des cultures dans le bas Fraser, des champs aux serres. Elles sont probablement installées plus loin du fleuve, mais peuvent tout de même avoir des impacts importants sur les zones de cours d'eau en limitant les zones riveraines. Il est difficile de déterminer la différence entre ce qui s'est déjà passé et ce qui se passera. De plus, il est difficile de prévoir à quoi ressemblera le développement futur et quel en sera exactement l'impact, mais on prévoit au moins un impact léger. Un grand nombre des occurrences signalées au MPO sont des retraits de zones riveraines, et en particulier dans le bas Fraser (D. Hussey). UD 6 : Des champs de maïs existent dans l'habitat de l'UD 6.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte	-	-	-	-	-	Aucun
2.3	Élevage de bétail	-	-	-	-	-	Bas Fraser : Il y a des élevages de bovins et des fermes laitières dans le bas Fraser. UD 6 : Il y a une ferme laitière près du marécage Maria, mais on ne sait pas si le bétail piétine l'habitat du chinook.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Exploitations piscicoles : Il existe des exploitations piscicoles, mais on ignore l'impact de l'empreinte connexe; il devrait être faible. Les possibles menaces liées aux maladies, au pou du poisson et au matériel génétique introduit sont notées ailleurs. Poissons d'écloserie : La concurrence des poissons d'écloserie est notée dans la présente section. Selon de nouvelles informations inédites, la survie du chinook jusqu'à l'âge 2 est associée à son taux de croissance précoce en mer; la concurrence des congénères aura donc un impact sur sa survie. L'écloserie de Cowichan a également observé une réduction du taux de survie associée à une augmentation des lâchers de l'écloserie (C. Parken). Les poissons d'écloserie représentent environ 40 % des saumons dans l'océan (Ruggerone et Irvine 2018), et pourraient donc exercer une concurrence importante. L'impact concerne les poissons d'écloserie en général et il est difficile de distinguer les impacts de la mise en valeur des stocks dans l'UD et hors de l'UD. Ces poissons migrent plus loin dans l'océan et rencontreront davantage de stocks d'écloserie le long du plateau. Ils ont également un cycle vital de type océanique (60-150 jours de résidence en eau douce), de sorte que la concurrence des poissons d'écloserie est probablement moins intense.
3	Production d'énergie et exploitation minière	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
3.1	Forage pétrolier et gazier	-	-	-	-	-	Aucun
3.2	Exploitation de mines et de carrières	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Cette catégorie concerne l'impact direct sur l'habitat aquatique. Bas Fraser : L'extraction de gravier, souvent considérée comme faisant partie de la protection contre les inondations, est pratiquée dans le bas Fraser. Elle devrait se produire dans le lit sec de la rivière, mais elle peut modifier la profondeur de l'habitat et la vitesse du courant, et rendre l'habitat moins approprié pour les chinooks juvéniles. Cependant, le système est très dynamique et change continuellement, puis se stabilise après l'extraction. Il est possible que la charge actuelle du lit de gravier soit un artefact de l'exploitation de placers réalisée par le passé dans le Fraser, et si l'on n'en tient pas compte dans le bilan du gravier, le prélèvement de gravier pourrait être excessif dans ce tronçon du Fraser. Cette menace pourrait augmenter à l'avenir, avec une demande accrue de gravier et une augmentation de la protection contre les inondations et du retrait des digues. L'incertitude est grande et il y aura des variations interannuelles. UD 6 : En 2014, l'extraction de gravier a été autorisée dans le Fraser autour de l'île Seabird, de la mi-février à la mi-mars. L'extraction future de gravier est incertaine.
3.3	Énergie renouvelable	-	-	-	-	-	Aucun – Énergie solaire/éolienne/marémotrice uniquement : l'hydroélectricité est notée dans la catégorie Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages.
4	Corridors de transport et de service	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
4.1	Routes et voies ferrées	-	-	-	-	-	Menace passée. Il est peu probable qu'un développement routier futur ait lieu ici.
4.2	Lignes de services publics	CD	Moyen - faible	Restreinte (11-30 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans ou 3 générations)	UD 6 : Les lignes de services publics devront être entretenues à l'avenir, et cet entretien se produira dans l'habitat de fraie. Il pourrait toucher tous les individus de cette population (frayère unique), mais sa portée est limitée, car les travaux se dérouleront probablement pendant une seule année. L'impact pourrait être négligeable si l'entretien est mené correctement; dans le cas contraire, l'habitat de fraie pourrait être asséché (incertitude élevée).
4.3	Voies de transport par eau	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Le dragage des voies de transport par eau est inclus ici. Bas Fraser : Impact possible sur les juvéniles (selon le moment des travaux). Le dragage ne devrait pas avoir lieu pendant les périodes essentielles pour le saumon, mais les jetées qui en résultent ont un impact sur l'hydrologie et peuvent faire passer des poissons (impact plus élevé pour les chinooks de moins d'un an) des zones estuariennes au détroit de Georgia (sans passer

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							par l'estuaire). Ce phénomène est difficile à quantifier; il a été suggéré que 10 à 20 % des poissons sont touchés. Un remous d'environ 2 m créé par les remorqueurs pourrait être problématique dans les zones moins profondes. Le bas Fraser est un chenal actif pour la navigation et les estacades flottantes. Les impacts physiques des estacades et des barges sont notés ici. Il y a des endroits où les barges sont attachées et se retrouvent dans des marais intertidaux (elles ne sont pas censées s'échouer, mais cela arrive). Il y a une forte proportion de marais intertidaux comportant des estacades et l'impact sur ces habitats est important.
4.4	Corridors aériens	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5	Utilisation des ressources biologiques	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.2	Cueillette de plantes terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	-	-	-	-	-	Les impacts physiques des estacades flottantes sont classés dans la catégorie Voies de transport par eau (4.3) et la sédimentation dans la catégorie Pollution (9.3). UD 6 : L'exploitation forestière n'a pas lieu dans l'habitat fluvial de cette UD.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Productivité des stocks : On a utilisé la plage raisonnable de productivité des stocks pour estimer la gravité. La gravité fait référence au pourcentage de déclin de la population, et non au nombre de poissons capturés (donc s'il n'y a pas de déclin, il n'y a pas d'impact). Il n'existe pas de données quantitatives suffisantes pour cette UD. Selon les données, une pêche importante du chinook de la Thompson Sud (un stock productif) a été pratiquée; ce stock migre en même temps que le chinook de l'UD 6. Les chinooks du marécage Maria restent probablement dans le chenal principal du Fraser en attendant des conditions de débit favorables dans le marécage, ce qui pourrait augmenter leur exposition aux pêches. L'impact de la pêche à la traîne dans la zone F est devenu moins important, car il est décalé dans le temps. Les pêches en estuaire ont augmenté. Il manque des données sur l'impact de la pêche récréative, de la pêche de subsistance, des pêches non surveillées et des prises accessoires concernant cette UD.
6	Intrusions et perturbations humaines	-	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	-
6.1	Activités récréatives	-	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Cette menace est notée en fonction de la possibilité que les bateaux à propulsion hydraulique aspirent des poissons ou que leur sillage provoque l'échouement de poissons. Une proportion négligeable de cette UD est probablement exposée aux bateaux à propulsion hydraulique. L'activité de ces bateaux se déroulerait dans le bas Fraser puisque le marécage Maria n'est pas navigable pour ces embarcations.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée - faible	Aucune activité du ministère de la Défense nationale (MDN) n'est connue dans l'eau douce. Dans le milieu marin, le chinook passe près de la baie Nanoose, mais on ignore totalement les impacts ou leur gravité. Il peut y avoir d'autres exercices militaires dont nous n'avons pas connaissance. Des pêches de protestation ont eu lieu en Colombie-Britannique et pourraient se poursuivre en cas de futures fermetures de pêches, mais la mortalité des poissons serait prise en compte dans la section 5.4.
6.3	Travail et autres activités	-	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 6 : Certaines activités d'évaluation des stocks menées dans le bassin versant entrent en contact direct avec les poissons. En outre, certains travaux sont effectués dans l'estuaire à des fins de recherche. Seuls quelques poissons sont sacrifiés.
7	Modifications des systèmes naturels	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.1	Incendies et suppression des incendies	-	-	-	-	-	Menace improbable. En cas d'incendie, il est plus probable que les prélèvements pour l'arrosage aéroporté aient lieu dans le cours principal du Fraser.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Concerne l'extraction d'eau, l'endiguement pour la lutte contre les inondations, l'hydroélectricité. Bas Fraser : Après leur émergence, les alevins du chinook utilisent l'habitat du bas Fraser de mars à juin (période cruciale). L'endiguement a restreint l'accès du chinook à de nombreux chenaux secondaires, marécages et habitats hors chenal et éphémères. Le lac Sumas représente une perte importante d'habitat. La plupart de ces impacts sont antérieurs et les futurs aménagements de digues seront probablement des ajustements apportés aux digues actuelles. Les écluses et les vannes de marée peuvent avoir des impacts permanents en bloquant l'accès à des zones éphémères et en créant un habitat indésirable pour les chinooks juvéniles (Gordon <i>et al.</i> 2015). UD 6 : Le dragage de l'île Seabird est effectué pour lutter contre les inondations. Une demande de dragage continu de gravier à partir de 2021 a été envisagée. De plus, les poissons doivent traverser un ponceau pour accéder à l'habitat et il a été question d'ajouter des structures de contrôle de l'eau en aval pour répondre aux problèmes d'inondation.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	La présente menace comprend : l'engraissement, les impacts sur les réseaux trophiques et les proies du chinook (p. ex., mysidacés), les plantes envahissantes qui modifient l'habitat et les changements de l'hydrologie dus aux modifications du paysage par l'homme (y compris le développement et l'exploitation forestière). Bas Fraser : En 2015, 50 % du bas Fraser était recouvert d'engraissements, ce qui représente une conversion importante des rives naturelles en surface dure. Cela augmente probablement la vitesse du courant sur les bords et réduit le couvert et l'habitat de recherche de nourriture des alevins du chinook. Les plantes envahissantes sont répandues dans les chenaux latéraux et les marécages du bas Fraser. En outre, il y a eu un changement important des surfaces de captage dans le sud de la partie continentale, dont l'impact est inconnu. Les plantes envahissantes sont répandues dans les chenaux latéraux et les marécages du bas Fraser. Les oies des neiges grignotent également l'habitat des marais dans le bas Fraser. Les crabes verts modifient les habitats littoraux et les herbiers de zostère, qui sont importants pour le saumon. UD 6 : L'alpiste roseau est une menace crédible dans l'UD 6; il a envahi certains points du chenal de fraie. Il n'entrave pas actuellement la migration, mais c'est une possibilité. Il a également des effets sur d'autres plantes indigènes dans l'habitat riverain. Le crapet-soleil est récemment arrivé lui aussi dans le marécage Maria. Une grande incertitude entoure la gravité de la menace, car les populations d'espèces envahissantes et leurs impacts dans le marécage Maria ne sont pas bien étudiés.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il existe un fort potentiel d'introduction et d'établissement de nouvelles espèces envahissantes dans le bas Fraser au cours des dix prochaines années. Leur arrivée est incertaine, mais on pense qu'elles constituent une menace potentielle grave. La portée et la gravité augmenteront avec le temps quand de nouvelles espèces envahissantes arriveront, le cas échéant. UD 6 : Il existe des niveaux élevés de prédation sur les grenouilles maculées de l'Oregon juvéniles dans l'UD 6, qui peuvent avoir les mêmes prédateurs que les chinooks juvéniles. Les raies épineuses envahissantes sont un problème généralisé dans le marécage Maria et font concurrence au chinook.
8.2	Espèces indigènes problématiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Il s'agit notamment de la prédation (pinnipèdes, etc.) et des maladies indigènes. Bas Fraser : Il y a plus de phoques en eau douce, mais ils pourraient être encore dans les limites des niveaux antérieurs. Leur répartition s'est probablement déplacée parce que les éclosiers attirent les phoques plus loin en eau douce et que les phoques d'une

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							roquerie permanente s'attaquent maintenant au chinook en eau douce. UD 6 : Pendant les années de basses eaux, les chinooks pourraient être exposés à davantage de prédation (phoques et loutres) s'ils attendent des débits favorables dans le marécage Maria. La population de méné du grand brochet est nombreuse dans le marécage Maria, mais son impact sur le chinook n'est pas bien défini. Les parasites n'ont pas été abordés.
8.3	Matériel génétique introduit	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	La gravité est inconnue en raison des opinions contradictoires sur les impacts génétiques des pratiques des écloseries sur cette petite population intégrée. Certains estiment que la mise en valeur par les écloseries est essentielle en raison des faibles niveaux de population; les autres pensent que la valeur adaptative réduite des poissons d'écloserie nuira davantage au rétablissement de cette petite population. Aucun consensus n'a été atteint. Tous les lâchers d'écloserie étaient des poissons provenant de l'UD, mais les impacts génétiques de la prise de géniteurs et de la domestication sont inconnus. Il a été recommandé que des généticiens des populations fournissent leurs commentaires.
9	Pollution	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	-
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les égouts pluviaux ne sont pas traités, ce qui peut être grave dans les petits systèmes et entraîner la mort de chinooks juvéniles (D. Hussey). Cette section sur la pollution concerne les égouts pluviaux non traités, les produits pharmaceutiques, les produits d'entretien ménager et les produits de soins personnels, etc. D'après une discussion avec Tanya Brown : Des recherches limitées ont été menées en Colombie-Britannique sur les impacts de la pollution sur le chinook, mais il y en a eu quelques-unes dans l'État de Washington. La portée est certainement de 100 %, puisque tous les poissons passant par le bas Fraser seront exposés aux polluants, mais une incertitude entoure les impacts et on hésite donc à assigner une catégorie. Nous savons qu'il y a un effet négatif, mais la gravité est difficile à cerner. Des études sont en cours sur de nombreux contaminants dans l'estuaire du Fraser (déchets ménagers/industriels/antérieurs). Le laboratoire de Tanya espère pouvoir déterminer les différents effets de la pollution, y compris des microplastiques, et leur évolution en fonction des différentes routes de migration dans l'océan. Les contaminants les plus préoccupants sont les BPC, les PCDE, les métaux, les produits pharmaceutiques ménagers et les produits de soins personnels, ainsi que les pesticides dans le bas Fraser. Les migrateurs hautiers pourraient subir d'autres impacts causés par le mercure.
9.2	Effluents industriels et militaires	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	L'exposition à certains produits chimiques au cours des premiers stades du cycle vital peut provoquer une immunosuppression (Milston <i>et al.</i> 2003). Une étude a révélé une mortalité retardée chez les chinooks juvéniles (dans l'État de Washington) due à des polluants qui peuvent limiter la capacité de rétablissement des stocks (Lundin <i>et al.</i> 2019). Bas Fraser : Des effluents sont présents dans le bas Fraser, mais leurs effets sur le chinook ne sont pas bien étudiés.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il existe dans le bas Fraser de nombreuses estacades flottantes (y compris des débris d'écorce), des eaux de ruissellement et de sédimentation provenant des scieries et des zones de triage de billots, ainsi que le ruissellement agricole de pesticides. UD 6 : Dans le marécage Maria, on craint que les eaux de ruissellement provenant de l'épandage de fumier ne dégradent la qualité de l'eau et la charge en nutriments; ces effets sont probablement accentués puisque l'eau est relativement stagnante.
9.4	Déchets solides et ordures	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les microplastiques et les filets abandonnés/perdus sont inclus dans cette menace. Les impacts des microplastiques sont omniprésents et constituent une menace certaine, mais leur gravité pour le chinook est inconnue.
9.5	Polluants atmosphériques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Impacts de contaminants omniprésents, dont la gravité est inconnue. Tout le monde a convenu qu'il y avait des effets à l'échelle de la population.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.6	Apports excessifs d'énergie	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Les impacts sonores et l'excès d'énergie lumineuse sont notés ici, mais les deux sont inconnus.
10	Phénomènes géologiques	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	-
10.1	Volcans	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	Il y a des volcans dans la région, mais on ignore le moment et la gravité des éruptions.
10.2	Tremblements de terre et tsunamis	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Des tremblements de terre pourraient se produire dans la région et des tsunamis pourraient toucher le chinook de l'UD 6, mais la portée, le moment et la gravité de ces événements sont imprévisibles.
10.3	Avalanches et glissements de terrain	-	-	-	-	-	UD 6 : Un incendie s'est produit récemment sur une pente raide dans l'habitat de l'UD 6, mais il est loin du marécage Maria. Une augmentation de la sédimentation pourrait résulter de l'érosion des sols, mais il est peu probable qu'elle ait un impact important.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	BD	Élevé - faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	-
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	BD	Élevé - faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	L'élévation du niveau de la mer, le blob 2.0, l'acidification des océans, la survie en mer et tous les aspects associés sont inclus dans cette menace. Cette catégorie pourrait être aussi faible que 1 % ou aussi élevée que 70 % au cours des trois prochaines générations. Les conditions océaniques futures sont incertaines. Il est possible que la survie dans l'océan s'améliore, mais la formation du blob 2.0 indique qu'elle va décliner. Dans un récent rapport d'évaluation des menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Riddell et ses collaborateurs (2013) ont conclu que les conditions de l'habitat en mer pendant la première année de résidence en mer étaient très probablement un facteur clé des tendances récentes de la survie et de la productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD connaîtront des déplacements de l'habitat marin (c.-à-d., la portée sera généralisée).
11.2	Sécheresses	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	UD 6 : Le marécage Maria peut être vulnérable à la sécheresse en automne, qui est exacerbée par un stockage d'eau et une zone de captage relativement limités; cependant, il y a beaucoup d'eaux souterraines.
11.3	Températures extrêmes	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	UD 6 : L'eau stagnante dans le marécage Maria peut le rendre plus vulnérable aux températures élevées de l'eau (des températures de 14-15 °C à la mi-mai et de 20 °C ou plus en été ne sont pas inhabituelles).
11.4	Tempêtes et inondations	-	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 6 : Le marécage Maria n'est pas sujet à l'affouillement, car il y a de grandes zones marécageuses qui absorbent les fortes pluies et les débits élevés.

Tableau 88. Calculateur de menaces pour l'UD 13.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	-
1.1	Zones résidentielles et urbaines	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il y a eu un développement important dans le bas Fraser, mais la gravité de l'urbanisation pour le saumon chinook est inconnue. Il y a quelques habitations flottantes dans le Fraser, mais on ne sait pas si d'autres viendront s'y ajouter dans le fleuve. Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. On ignore l'impact de cette future urbanisation. Il convient de noter que ces menaces ne sont que les résultats directs des nouvelles empreintes des activités de logement et de développement. Le développement antérieur n'est pas inclus dans cette menace, mais le bas Fraser a déjà été intensivement développé. UD 13 : Il y a des quais près de la rivière Eagle et des habitations flottantes dans le lac Shuswap. On ignore la perspective d'expansion urbaine dans d'autres zones.
1.2	Zones commerciales et industrielles	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. De nouveaux développements commerciaux et industriels sont possibles en raison de la densité croissante de la population dans le bas Fraser. Il convient de noter que ces menaces ne sont que les résultats directs des nouvelles empreintes des activités industrielles et ne tiennent pas compte du développement antérieur. UD 13 : Le développement commercial et industriel dans l'UD 13 est inconnu.
1.3	Zones touristiques et récréatives	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les interactions entre les activités récréatives et le chinook sont largement inconnues. Bas Fraser : Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. Il existe un grand nombre de marinas et de rampes de mise à l'eau dans tout le bas Fraser, mais on ne connaît pas leur gravité pour le chinook. UD 13 : Le trafic et les infrastructures touristiques sont considérables dans le lac Shuswap. Les activités récréatives sont également en augmentation dans les rivières Eagle et Perry.
2	Agriculture et aquaculture	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Des fermes et des serres de bleuets existent dans le bas Fraser. La majeure partie de la zone agricole est déjà derrière des digues. Il y a une intensification des cultures dans le bas Fraser, des champs aux serres. Elles sont probablement installées plus loin de la rivière, mais peuvent tout de même avoir des impacts importants sur les zones de cours d'eau en limitant les zones riveraines. Il est difficile de déterminer la différence entre ce qui s'est déjà passé et ce qui se passera. De plus, il est difficile de prévoir à quoi ressemblera le développement futur et quel en sera exactement l'impact, mais on prévoit au moins un impact léger. Un grand nombre des occurrences signalées au MPO sont des retraits de zones riveraines, et en particulier dans le bas Fraser (D. Hussey). UD 13 : L'agriculture intensive est présente dans le cours inférieur de la rivière Eagle et s'étend dans le cours supérieur de la rivière Salmon.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte	-	-	-	-	-	Aucun
2.3	Élevage de bétail	-	Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Le bétail peut pénétrer dans les rivières et les ruisseaux, en particulier dans la rivière Salmon.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Exploitations piscicoles : Il existe des exploitations piscicoles, mais on ignore l'impact de l'empreinte; il devrait être faible. Les menaces potentielles des piscicultures liées aux maladies, au pou du poisson et au matériel génétique introduit sont notées ailleurs. Poissons d'écloserie : La concurrence des poissons d'écloserie est abordée dans la présente section. Selon de nouvelles informations inédites, la survie du chinook jusqu'à l'âge 2 est associée à son taux de croissance précoce en mer; la concurrence des congénères aura donc un impact sur sa survie. L'écloserie de Cowichan a également observé une réduction du taux de survie associée à une augmentation des lâchers de l'écloserie (C. Parken). Les poissons d'écloserie représentent environ 40 % des saumons dans l'océan (Ruggerone et Irvine 2018), et pourraient donc exercer une concurrence importante. UD 13 : Toutes les populations ne sont pas concernées dans l'habitat de l'UD; celle de la rivière Salmon est actuellement la seule population mise en valeur (depuis 1993). Cette UD a un cycle vital de type fluvial. Si les alevins sont relâchés, la concurrence pourrait s'intensifier pour le chinook sauvage durant le stade de l'alevin d'eau douce en raison des lâchers d'écloserie de l'intérieur et de l'extérieur de l'UD.
3	Production d'énergie et exploitation minière	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
3.1	Forage pétrolier et gazier	-	-	-	-	-	Aucun
3.2	Exploitation de mines et de carrières	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Cette catégorie concerne l'impact direct sur l'habitat aquatique. Bas Fraser : L'extraction de gravier, souvent considérée comme faisant partie de la protection contre les inondations, est pratiquée dans le bas Fraser. Elle devrait se produire dans le lit sec de la rivière, mais elle peut modifier la profondeur de l'habitat et la vitesse du courant et rendre l'habitat moins approprié pour les chinooks juvéniles. Cependant, le système est très dynamique et change continuellement, puis se stabilise après l'extraction. Il est possible que la charge actuelle du lit de gravier soit un artefact de l'exploitation de placers réalisée par le passé dans le Fraser, et si l'on n'en tient pas compte dans le bilan du gravier, le prélèvement de gravier pourrait être excessif dans ce tronçon du Fraser. Cette menace pourrait augmenter à l'avenir, avec une demande accrue de gravier et une augmentation de la protection contre les inondations et du retrait des digues. L'incertitude est grande et il y aura des variations interannuelles. Cette UD a diverses stratégies de croissance en eau douce, de sorte que les chinooks qui grandissent dans le bas Fraser seront touchés de façon disproportionnée.
3.3	Énergie renouvelable	-	-	-	-	-	Aucun
4	Corridors de transport et de service	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
4.1	Routes et voies ferrées	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Le doublement de la route Transcanadienne traverse la rivière Salmon (embouchure), la rivière Eagle (plusieurs intersections) et la rivière Thompson Sud (croissance). Les quatre populations en question ont été confrontées à l'expansion de la route Transcanadienne; c'est pourquoi la menace est généralisée. Le chemin de fer est particulièrement problématique pour la rivière Eagle, car la voie ferrée du Canadien Pacifique peut emporter des juvéniles et restreindre l'habitat utilisable en amont pendant les périodes de basses eaux pour les adultes. L'incertitude vient du fait que nous ne sommes pas certains de l'efficacité des mesures d'atténuation de l'expansion de la route Transcanadienne. On ignore l'expansion de la voie ferrée.
4.2	Lignes de services publics	-	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Le chinook rencontre le TMX dans le bas Fraser et à son intersection avec la rivière Thompson. Les problèmes liés au TMX pourraient toucher le couloir de migration et l'habitat de croissance.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Moderée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Le dragage des voies de transport par eau est inclus ici. Bas Fraser : Impact possible sur les juvéniles (selon le moment des travaux). Le dragage ne devrait pas avoir lieu pendant les périodes essentielles pour le saumon, mais les jetées qui en résultent ont un impact sur l'hydrologie et peuvent faire passer des poissons (impact plus élevé pour les chinooks de moins d'un an) des zones estuariennes au détroit de Georgia (sans passer par l'estuaire). Ce phénomène est difficile à quantifier; il a été suggéré que 10 à 20 % des poissons sont touchés. Un remous d'environ 2 m créé par les remorqueurs pourrait être problématique dans les zones moins profondes. Le bas Fraser est un chenal actif pour la navigation et les estacades flottantes. Les impacts physiques des estacades et des barges sont notés ici. Il y a des endroits où les barges sont attachées et se retrouvent dans des marais intertidaux (elles ne sont pas censées s'échouer, mais cela arrive). Il y a une forte proportion de marais intertidaux comportant des estacades et l'impact sur ces habitats est important. UD 13 : Les effets de l'échouement dus aux estacades flottantes sont peu probables, car le lac Shuswap n'est pas influencé par les marées.
4.4	Corridors aériens	-	-	-	-	-	Aucun
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	-
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.2	Cueillette de plantes terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Il est raisonnable de s'attendre à ce que les pratiques d'exploitation forestière (c.-à-d., aucune dans le cours d'eau) ne changent pas. Le déchargement des billots a lieu dans la Shuswap Nord et dans le bras Salmon du lac Shuswap. Les saumons migrateurs pourraient passer à côté, mais l'impact serait minime.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Productivité des stocks : On a utilisé la plage raisonnable de productivité des stocks pour estimer la gravité. La gravité fait référence au pourcentage de déclin de la population, et non au nombre de poissons capturés (donc s'il n'y a pas de déclin, il n'y a pas d'impact). Il n'existe pas de données quantitatives suffisantes pour cette UD. Ces chinooks migrent avant la principale population de poissons de moins d'un an de la Thompson Sud et bénéficient donc d'une meilleure protection contre la pêche. Les pêches dans le bas Fraser ne sont pas ouvertes avant la mi-août, soit après la migration de l'UD dans cette zone. Bien que les pêches persistent dans la mer des Salish, toutes les pêches du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ont diminué et devraient rester faibles à l'avenir. Ces notes supposent que les restrictions liées à la pêche ne diminueront pas.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	-
6.1	Activités récréatives	-	Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Les bateaux à propulsion hydraulique, les bateaux à hélice, les motomarines, les bateaux de planche nautique et les habitations flottantes sont nombreux pendant les mois d'été. Une proportion négligeable de cette UD est probablement exposée à la circulation des bateaux en raison de la taille du lac.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée - faible	Marine : Aucune activité du ministère de la Défense nationale (MDN) n'est connue dans l'eau douce. Dans le milieu marin, le chinook passe près de la baie Nanoose, mais on ignore totalement les impacts de ces activités ou leur gravité. Il peut y avoir d'autres exercices militaires dont nous n'avons pas connaissance. Des pêches de protestation ont eu lieu en Colombie-Britannique et pourraient se poursuivre en cas de futures fermetures de pêches, mais la mortalité des poissons serait prise en compte dans la section 5.4.
6.3	Travail et autres activités	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 13 : L'impact des barrières dans les rivières Salmon, Scotch et Eagle sur la migration des chinooks est incertain. On pense que les barrières dans les rivières Salmon et Eagle ont modifié la répartition des géniteurs (R. Bailey). En outre, on utilise des bateaux à

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							propulsion hydraulique dans les rivières Eagle et Perry pour les relevés d'évaluation des stocks.
7	Modifications des systèmes naturels	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-
7.1	Incendies et suppression des incendies	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Des incendies de forêt se sont produits récemment dans les bassins versants des rivières Salmon et Eagle. De l'eau a été prélevée aux fins d'arrosage aéroporté à partir de Three Valley Gap, de l'embouchure de la rivière Eagle et de la rivière Salmon. On s'attend à ce que les incendies de forêt persistent à l'avenir.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Concernes l'extraction d'eau, l'endiguement pour la lutte contre les inondations, l'hydroélectricité. Bas Fraser : Après leur émergence, les alevins du chinook utilisent l'habitat du bas Fraser de mars à juin (période cruciale). L'endiguement a restreint l'accès du chinook à de nombreux chenaux secondaires, marécages et habitats hors chenal et éphémères. Le lac Sumas représente une perte importante d'habitat. La plupart de ces impacts sont antérieurs et les futurs aménagements de digues seront probablement des ajustements apportés aux digues actuelles. Les écluses et les vannes de marée peuvent avoir des impacts permanents en bloquant l'accès à des zones éphémères et en créant un habitat indésirable pour les chinooks juvéniles (Gordon <i>et al.</i> 2015). UD 13 : La gestion de l'eau est particulièrement problématique pour la rivière Salmon. Une partie de la rivière est asséchée et empêche donc le chinook d'accéder à un habitat convenable. La communauté de Westwold fait baisser la nappe phréatique et certaines parties de la rivière peuvent être à sec pendant trois mois. L'article 88 de la loi provinciale <i>Water Sustainability Act</i> a été invoqué en 2021 pour restreindre l'utilisation de l'eau à des fins agricoles et la rivière est restée au niveau 5 de sécheresse. L'extraction d'eau dans la rivière Salmon et les faibles niveaux dans le lac Shuswap entraînent la formation de défluent à l'embouchure de la rivière; les chinooks adultes remontent ce qu'ils pensent être le chenal principal et meurent après s'être échoués. Les faibles niveaux d'eau peuvent être problématiques dans le ruisseau Scotch, mais ils sont peu probables dans les rivières Eagle et Seymour.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	La présente menace comprend : l'enrochement, les impacts sur les réseaux trophiques et les proies du chinook (p. ex., mysidacés), les plantes envahissantes qui modifient l'habitat et les changements de l'hydrologie dus aux modifications du paysage par l'homme (y compris le développement et l'exploitation forestière). Bas Fraser : En 2015, 50 % du bas Fraser était recouvert d'enrochements, ce qui représente une conversion importante des rives naturelles en surface dure. Cela augmente probablement la vitesse du courant sur les bords et réduit le couvert et l'habitat de recherche de nourriture des alevins du chinook. Les plantes envahissantes sont répandues dans les chenaux latéraux et les marécages du bas Fraser. En outre, il y a eu un changement important des surfaces de captage dans le sud de la partie continentale, dont l'impact est inconnu. Les plantes envahissantes sont répandues dans les chenaux latéraux et les marécages du bas Fraser. Les oies des neiges grignotent également l'habitat des marais dans le bas Fraser. Les crabes verts modifient les habitats littoraux et les herbiers de zostère, qui sont importants pour le saumon.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il existe un fort potentiel d'introduction et d'établissement de nouvelles espèces envahissantes dans le bas Fraser au cours des dix prochaines années. Leur arrivée est incertaine, mais on pense qu'elles constituent une menace potentielle grave. La portée et la gravité augmenteront avec le temps quand de nouvelles espèces envahissantes arriveront, le cas échéant. UD 13 : La perche, l'achigan, le crapet-soleil et d'autres espèces de poissons non indigènes visés par la pêche sportive constituent une menace. Des efforts d'éradication de la raie épineuse ont eu lieu dans le lac Shuswap.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.2	Espèces indigènes problématiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Il s'agit notamment de la prédation (pinnipèdes, etc.) et des maladies indigènes. Bas Fraser : Il y a plus de phoques en eau douce, mais ils pourraient être encore dans les limites des niveaux antérieurs. Leur répartition s'est probablement déplacée parce que les écloséries attirent les phoques plus loin en eau douce et que les phoques d'une roquerie permanente s'attaquent maintenant au chinook en eau douce.
8.3	Matériel génétique introduit	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La mise en valeur par des écloséries n'a eu lieu que dans les rivières Eagle (fin 1993) et Salmon (en cours). Aucun transfert hors de l'UD n'a été effectué. On inspecte les chinooks à la barrière de la rivière Salmon pour repérer les marques externes (bien que la qualité des marques varie selon les années).
9	Pollution	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	-
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les égouts pluviaux ne sont pas traités, ce qui peut être grave dans les petits systèmes et entraîner la mort de chinooks juvéniles (D. Hussey). Cette section sur la pollution concerne les égouts pluviaux non traités, les produits pharmaceutiques, les produits d'entretien ménager et les produits de soins personnels, etc. D'après une discussion avec Tanya Brown : Des recherches limitées ont été menées en Colombie-Britannique sur les impacts de la pollution sur le chinook, mais il y en a eu quelques-unes dans l'État de Washington. La portée est certainement de 100 %, puisque tous les poissons passant par le bas Fraser seront exposés aux polluants, mais une incertitude entoure les impacts et on hésite donc à assigner à une catégorie. Nous savons qu'il y a un effet négatif, mais la gravité est difficile à cerner. Des études sont en cours sur de nombreux contaminants dans l'estuaire du Fraser (déchets ménagers/industriels/antérieurs). Le laboratoire de Tanya espère pouvoir déterminer les différents effets de la pollution, y compris des microplastiques, et leur évolution en fonction des différentes routes de migration dans l'océan. Les contaminants les plus préoccupants sont les BPC, les PCDE, les métaux, les produits pharmaceutiques ménagers et les produits de soins personnels, ainsi que les pesticides dans le bas Fraser. Les migrateurs hauturiers pourraient subir d'autres impacts causés par le mercure. UD 13 : Les habitations flottantes rejettent probablement des eaux usées dans le lac Shuswap. Des véhicules (y compris des camions de transport) tombent dans la rivière Eagle depuis la route Transcanadienne.
9.2	Effluents industriels et militaires	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	L'exposition à certains produits chimiques au cours des premiers stades du cycle vital peut provoquer une immunosuppression (Milston <i>et al.</i> 2003). Une étude a révélé une mortalité retardée chez les chinooks juvéniles (dans l'État de Washington) due à des polluants qui peuvent limiter la capacité de rétablissement des stocks (Lundin <i>et al.</i> 2019). Bas Fraser : Des effluents sont présents dans le bas Fraser, mais leurs effets sur le chinook ne sont pas bien étudiés.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il existe dans le bas Fraser de nombreuses estacades flottantes (y compris des débris d'écorce), des eaux de ruissellement et de sédimentation provenant des scieries et des zones de triage de billots, ainsi que le ruissellement agricole de pesticides.
9.4	Déchets solides et ordures	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les microplastiques et les filets abandonnés/perdus sont inclus ici. Les impacts des microplastiques sont omniprésents et constituent une menace certaine, mais leur gravité pour le chinook est inconnue.
9.5	Polluants atmosphériques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Impacts de contaminants omniprésents, dont la gravité est inconnue. Tout le monde a convenu qu'il y avait des effets à l'échelle de la population.
9.6	Apports excessifs d'énergie	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Les impacts sonores et l'excès d'énergie lumineuse sont notés ici; les deux sont inconnus.
10	Phénomènes géologiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	-
10.1	Volcans	-	-	-	-	-	Aucun
10.2	Tremblements de terre et tsunamis	-	-	-	-	-	Aucun

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
10.3	Avalanches et glissements de terrain	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Les falaises de limon peuvent occasionnellement céder, mais elles sont rapidement emportées par les eaux. Un récent glissement de terrain au col Eagle a entraîné la fermeture de la route Transcanadienne. Les avalanches sont également fréquentes au col Eagle.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	BD	Élevé - faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	L'élévation du niveau de la mer, le blob 2.0, l'acidification des océans, la survie en mer et tous les aspects associés sont inclus dans cette menace. Cette catégorie pourrait être aussi faible que 1 % ou aussi élevée que 70 % au cours des trois prochaines générations. Les conditions océaniques futures sont incertaines. Il est possible que la survie dans l'océan s'améliore, mais la formation du blob 2.0 indique qu'elle va décliner. Dans un récent rapport d'évaluation des menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Riddell et ses collaborateurs (2013) ont conclu que les conditions de l'habitat en mer pendant la première année de résidence en mer étaient très probablement un facteur clé des tendances récentes de la survie et de la productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD connaîtront des déplacements de l'habitat marin (c.-à-d., la portée sera généralisée).
11.2	Sécheresses	B	Élevé	Grande (31-70 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Les sécheresses sont une préoccupation importante dans la rivière Salmon, mais pas dans la rivière Eagle, le ruisseau Scotch ou la rivière Seymour. Les géniteurs migrent sur le côté descendant des crues printanières, mais les bas niveaux d'eau peuvent entraver ou restreindre la migration. Les sécheresses et une mauvaise gestion de l'eau peuvent produire des résultats similaires. La rivière Salmon reste à un niveau 5 de sécheresse.
11.3	Températures extrêmes	BC	Élevé - moyen	Grande (31-70 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Les températures extrêmes sont problématiques dans la rivière Salmon. Le ruisseau Scotch et la rivière Seymour sont caractérisés par un habitat riverain, des zones moussues et de nombreux cèdres et il est donc peu probable qu'ils connaissent des températures élevées. La rivière Perry, un affluent majeur de la rivière Eagle, est alimentée par des glaciers et un habitat riverain efficace peut refroidir le bassin versant de la rivière Eagle, atténuant les températures chaudes. Les lacs Three Valley et Gryffin peuvent être des puits de chaleur et libérer de l'eau chaude lorsqu'ils se stratifient. La forme de la vallée de la rivière Eagle, cependant, donne à penser qu'elle abrite une quantité considérable d'eaux souterraines et de refuges thermiques. Dans la rivière Salmon, les températures peuvent atteindre environ 25 degrés et sont exacerbées par les faibles niveaux d'eau. Des mortalités massives ont été signalées dans la rivière Salmon à la suite de températures élevées. L'incertitude vient du fait que l'on ignore la fréquence et la gravité des dômes de chaleur.
11.4	Tempêtes et inondations	CD	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	UD 13 : Les rivières Eagle et Salmon sont sujettes à l'affoulement. Des épisodes de neige suivie de pluie sont possibles dans la rivière Eagle. Tous les réseaux hydrographiques intérieurs peuvent être vulnérables à un important manteau neigeux et à des périodes de chaleur.

Tableau 89. Calculateur de menaces pour l'UD 15.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	-
1.1	Zones résidentielles et urbaines	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il y a eu un développement important dans le bas Fraser, mais la gravité de l'urbanisation pour le saumon chinook est inconnue. Il y a quelques habitations flottantes dans le Fraser, mais on ne sait pas si d'autres viendront s'y ajouter dans le fleuve. Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. On ignore l'impact de cette future urbanisation. Il convient de noter que ces menaces ne sont que les résultats directs des nouvelles empreintes des activités de logement et de développement. Le développement antérieur n'est pas inclus dans cette menace, mais le bas Fraser a déjà été intensivement développé. UD 15 : Un développement résidentiel dans le bassin versant de la rivière Nicola et le ruisseau Louis est peu probable. Big Sky est un nouveau développement dans le cours inférieur de la rivière Deadman; il sera situé en hauteur sur une rive, dispose d'un plan communautaire, utilisera probablement les accès existants (routes, conduits électriques, lignes, etc.).
1.2	Zones commerciales et industrielles	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. De nouveaux développements commerciaux et industriels sont possibles en raison de la densité croissante de la population dans le bas Fraser. Il convient de noter que ces menaces ne sont que les résultats directs des nouvelles empreintes des activités industrielles et ne tiennent pas compte du développement antérieur. UD 15 : Le développement commercial et industriel dans l'UD 15 est inconnu.
1.3	Zones touristiques et récréatives	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les interactions entre les activités récréatives et le chinook sont largement inconnues. Bas Fraser : Les participants ont choisi une portée généralisée parce que les adultes et les juvéniles rencontreront tous les nouveaux développements lors de leur migration dans le bas Fraser. Il existe un grand nombre de marinas et de rampes de mise à l'eau dans tout le bas Fraser, mais on ne connaît pas leur gravité pour le chinook. UD 15 : On ignore l'expansion du tourisme et des espaces récréatifs dans l'UD 15.
2	Agriculture et aquaculture	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois	-	-	-	-	-	Bas Fraser : Des fermes et des serres de bleuets existent dans le bas Fraser. La majeure partie de la zone agricole est déjà derrière des digues. Il y a une intensification des cultures dans le bas Fraser, des champs aux serres. Elles sont probablement installées plus loin de la rivière, mais peuvent tout de même avoir des impacts importants sur les zones de cours d'eau en limitant les zones riveraines. Il est difficile de déterminer la différence entre ce qui s'est déjà passé et ce qui se passera. De plus, il est difficile de prévoir à quoi ressemblera le développement futur et quel en sera exactement l'impact, mais on prévoit au moins un impact léger. Un grand nombre des occurrences signalées au MPO sont des retraits de zones riveraines, en particulier dans le bas Fraser (D. Hussey).
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte	-	-	-	-	-	Aucun
2.3	Élevage de bétail	-	Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 15 : L'empreinte agricole est importante dans cette UD et les plans de développement futurs sont inconnus. Piétinement par le bétail : se produit dans le ruisseau Louis et la rivière Deadman, peu probable dans la rivière Bonaparte en raison de la profondeur, possible dans la rivière Coldwater, le ruisseau Spius et la rivière Nicola, mais les vaches sont généralement au pâturage pendant la fraie du chinook et se déplacent tout au long de la saison.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Exploitations piscicoles : Il existe des exploitations piscicoles, mais on ignore l'impact de l'empreinte connexe; il devrait être faible. Les menaces potentielles des piscicultures liées aux maladies, au pou du poisson et au matériel génétique introduit sont notées ailleurs. Poissons d'écloserie : La concurrence des poissons d'écloserie est abordée dans la présente section. Selon de nouvelles informations inédites, la survie du chinook jusqu'à l'âge 2 est associée à son taux de croissance précoce en mer; la concurrence des congénères aura donc un impact sur sa survie. L'écloserie de Cowichan a également observé une réduction du taux de survie associée à une augmentation des lâchers de l'écloserie (C. Parken). Les poissons d'écloserie représentent environ 40 % des saumons dans l'océan (Ruggerone et Irvine 2018), et pourraient donc exercer une concurrence importante. UD 15 : Toutes les populations, à l'exception de celle du ruisseau Louis, ont fait l'objet de lâchers de chinooks d'écloserie. On ignore les effets de la concurrence des chinooks d'écloserie sur les chinooks sauvages dans cette UD. L'initiative de la Stratégie relative au saumon du Pacifique (ISSP) va construire de nouvelles écloseries, mais on ne sait pas où. Il y a cependant des discussions préliminaires visant la construction d'une écloserie sur la rivière Coldwater.
3	Production d'énergie et exploitation minière	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
3.1	Forage pétrolier et gazier	-	-	-	-	-	Aucun
3.2	Exploitation de mines et de carrières	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Cette catégorie concerne l'impact direct sur l'habitat aquatique. Bas Fraser : L'extraction de gravier, souvent considérée comme faisant partie de la protection contre les inondations, est pratiquée dans le bas Fraser. Elle devrait se produire dans le lit sec de la rivière, mais elle peut modifier la profondeur de l'habitat et la vitesse du courant et rendre l'habitat moins approprié pour les chinooks juvéniles. Cependant, le système est très dynamique et change continuellement, puis se stabilise après l'extraction. Il est possible que la charge actuelle du lit de gravier soit un artefact de l'exploitation de placers réalisée par le passé dans le Fraser, et si l'on n'en tient pas compte dans le bilan du gravier, le prélèvement de gravier pourrait être excessif dans ce tronçon du Fraser. Cette menace pourrait augmenter à l'avenir, avec une demande accrue de gravier et une augmentation de la protection contre les inondations et du retrait des digues. L'incertitude est grande et il y aura des variations interannuelles. Cette UD a diverses stratégies de croissance en eau douce, de sorte que les chinooks qui grandissent dans le bas Fraser seront touchés de façon disproportionnée. UD 15 : Une exploitation minière importante a lieu dans le bassin versant de la rivière Nicola, mais l'empreinte n'est pas dans la rivière. Il existe de nombreuses concessions récréatives et certains titulaires de ces droits utilisent des excavatrices pour creuser dans le lit des cours d'eau.
3.3	Énergie renouvelable	-	-	-	-	-	Aucun
4	Corridors de transport et de service	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
4.1	Routes et voies ferrées	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	UD 15 : Le réseau de routes forestières augmentera probablement dans cette UD du fait des coupes de récupération après les importants incendies de forêt.
4.2	Lignes de services publics	-	Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Le chinook rencontre le TMX dans le bas Fraser et à son intersection avec la rivière Thompson. Les problèmes liés au TMX pourraient toucher le couloir de migration et l'habitat de croissance. UD 15 : Le TMX traverse la rivière Coldwater; des travaux ont eu lieu dans le cours d'eau parce qu'on ne pouvait pas forer la roche adjacente. La rivière Coldwater doit ou a dû être détournée temporairement, mais les plans d'atténuation devraient compenser les impacts.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Le dragage des voies de transport par eau est inclus ici. Bas Fraser : Impact possible sur les juvéniles (selon le moment des travaux). Le dragage ne devrait pas avoir lieu pendant les périodes essentielles pour le saumon, mais les jetées qui en résultent ont un impact sur l'hydrologie et peuvent faire passer des poissons (impact plus élevé pour les chinooks de moins d'un an) des zones estuariennes au détroit de Georgia (sans passer par l'estuaire). Ce phénomène est difficile à quantifier; il a été suggéré que 10 à 20 % des poissons sont touchés. Un remous d'environ 2 m créé par les remorqueurs pourrait être problématique dans les zones moins profondes. Le bas Fraser est un chenal actif pour la navigation et les estacades flottantes. Les impacts physiques des estacades et des barges sont notés ici. Il y a des endroits où les barges sont attachées et se retrouvent dans des marais intertidaux (elles ne sont pas censées s'échouer, mais cela arrive). Il y a une forte proportion de marais intertidaux comportant des estacades et l'impact sur ces habitats est important.
4.4	Corridors aériens	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5	Utilisation des ressources biologiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	-
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.2	Cueillette de plantes terrestres	-	-	-	-	-	Probablement pas une menace
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Grande - restreinte (11-70 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	UD 15 : Les coupes de récupération seront probablement très nombreuses près des rivières Coldwater, Deadman et Nicola (cours inférieur). Les pratiques actuelles laissent une zone tampon riveraine, mais cela peut s'avérer difficile à réaliser dans les zones gravement brûlées. Des incertitudes entourent les restrictions des coupes de récupération et l'incidence qu'elles auront sur les générations futures.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Productivité des stocks : On a utilisé la plage raisonnable de productivité des stocks pour estimer la gravité. La gravité fait référence au pourcentage de déclin de la population, et non au nombre de poissons capturés (donc s'il n'y a pas de déclin, il n'y a pas d'impact). Ces dernières années, le taux d'exploitation a diminué pour le chinook du Fraser (taux d'exploitation surveillé < 5 %). Les pêches surveillées ont lieu après le passage de ces chinooks géniteurs dans le bas Fraser. La pêche ASR à la canne et au moulinet peut être pratiquée dans les zones en amont, notamment au confluent de la basse Thompson et de la rivière Nicola, et peut avoir des impacts importants. Lorsque les niveaux d'eau sont faibles pendant une période prolongée, les chinooks forment de grands rassemblements à l'embouchure de la rivière Nicola, augmentant leur exposition aux pêches. Un règlement administratif interdisant la pêche est en place dans la rivière Deadman. Dans la rivière Bonaparte, la plupart des activités de pêche ont lieu à la passe migratoire. La pêche récréative ciblant les chinooks jacks commence plus tard dans l'année pour éviter les impacts sur ce groupe de stocks.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Faible (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	-
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	UD 15 : Des activités récréatives ont lieu dans la rivière Coldwater. Dans le cours supérieur, des quads et des motos empruntent le lit de la rivière pendant les deux ou trois mois d'été, lorsque les premiers chinooks de la rivière Coldwater à montaison précoce (adultes et juvéniles) sont présents; cette activité pourrait déplacer leur utilisation de l'habitat. Le festival de musique Rockin' River se déroule chaque été sur la rivière Coldwater. De nombreux incidents sont survenus dans lesquels des participants au festival ont piétiné l'habitat de la rivière et réorganisé le lit du cours d'eau pour se baigner dans les fosses. Les activités récréatives sont considérées comme négligeables dans la rivière Deadman, la rivière Bonaparte et le ruisseau Louis.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée - faible	Marine : Aucune activité du ministère de la Défense nationale (MDN) n'est connue dans l'eau douce. Dans le milieu marin, le chinook passe près de la baie Nanoose, mais on ignore totalement les impacts des exercices militaires ou leur gravité. Il peut y avoir d'autres exercices militaires dont nous n'avons pas connaissance. Des pêches de protestation ont eu lieu en Colombie-Britannique et pourraient se poursuivre en cas de futures fermetures de pêches, mais la mortalité des poissons serait prise en compte dans la section 5.4.
6.3	Travail et autres activités	-	Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	UD 15 : Une passe à poissons avec un piège existe sur la rivière Bonaparte, mais elle permet d'accéder à l'habitat en amont et il est donc peu probable qu'elle ait un impact négatif. On a recours à un programme de marquage-recapture de longue date pour dénombrier les chinooks de la rivière Nicola, mais les effets sont négligeables (<1 %) (Cowen <i>et al.</i> 2011). Des relevés itinérants sont menés dans le ruisseau Louis et pourraient éventuellement entraîner le piétinement de nids du chinook.
7	Modifications des systèmes naturels	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
7.1	Incendies et suppression des incendies	-	Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Élevée (continue)	UD 15 : Des prélèvements pour l'arrosage aéroporté dans les rivières Coldwater, Deadman et Nicola ont été nécessaires lors des récents incendies de forêt intenses. Les conditions des affluents ont pu être modifiées, avec par exemple une hausse de la température de l'eau et une faible teneur en oxygène dissous, dans les zones chaudes des feux, créant des barrières thermiques ou des conditions inhospitalières. Ces effets sont inconnus.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Concerne l'extraction d'eau, l'endiguement pour la lutte contre les inondations, l'hydroélectricité. Bas Fraser : Après leur émergence, les alevins du chinook utilisent l'habitat du bas Fraser de mars à juin (période cruciale). L'endiguement a restreint l'accès du chinook à de nombreux chenaux secondaires, marécages et habitats hors chenal et éphémères. Le lac Sumas représente une perte importante d'habitat. La plupart de ces impacts sont antérieurs et les futurs aménagements de digues seront probablement des ajustements apportés aux digues actuelles. Les écluses et les vannes de marée peuvent avoir des impacts permanents en bloquant l'accès à des zones éphémères et en créant un habitat indésirable pour les chinooks juvéniles (Gordon <i>et al.</i> 2015). UD 15 : Le ruisseau Spius, la rivière Coldwater, le ruisseau Louis et la rivière Nicola sont tous des réseaux hydrographiques sensibles à la sécheresse. L'extraction de l'eau est un problème important. Certains cours d'eau sont détournés pour permettre l'extraction d'eau. Les faibles débits posent des défis importants à la viabilité des populations; les preuves donnent à penser que le volume d'eau dans la rivière Nicola en août est lié à la productivité des stocks et influence à la fois les juvéniles et les adultes. Le programme sur l'habitat du MPO a des preuves que la baisse des niveaux d'eau fait échouer des poissons lorsque les pompes d'irrigation sont activées (un seul permis d'eau peut avoir un effet prononcé). Des restrictions volontaires sont en place dans la rivière Coldwater.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	La présente menace comprend : l'enrochement, les impacts sur les réseaux trophiques et les proies du chinook (p. ex., mysidacés), les plantes envahissantes qui modifient l'habitat et les changements de l'hydrologie dus aux modifications du paysage par l'homme (y compris le développement et l'exploitation forestière). Bas Fraser : En 2015, 50 % du bas Fraser était recouvert d'enrochements, ce qui représente une conversion importante des rives naturelles en surface dure. Cela augmente probablement la vitesse du courant sur les bords et réduit le couvert et l'habitat de recherche de nourriture des alevins du chinook. Les plantes envahissantes sont répandues dans les chenaux latéraux et les marécages du bas Fraser. En outre, il y a eu un changement important des surfaces de captage dans le sud de la partie continentale, dont l'impact est inconnu. Les plantes envahissantes sont répandues dans les chenaux latéraux et les marécages du bas Fraser. Les oies des neiges grignotent également l'habitat des marais dans le bas Fraser. Les crabes verts modifient les

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
							habitats littoraux et les herbiers de zostère, qui sont importants pour le saumon. UD 15 : Les feux de forêt ont considérablement modifié l'écosystème, créant des systèmes instables.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	BC	Élevé - moyen	Grande (31-70 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	-
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il existe un fort potentiel d'introduction et d'établissement de nouvelles espèces envahissantes dans le bas Fraser au cours des dix prochaines années. Leur arrivée est incertaine, mais on pense qu'elles constituent une menace potentielle grave. La portée et la gravité augmenteront avec le temps quand de nouvelles espèces envahissantes arriveront, le cas échéant. UD 15 : Des perches envahissantes sont présentes dans le bassin versant de la rivière Nicola et des raies épineuses dans les lacs Chaperon, Douglas et Nicola. Leur arrivée dans la rivière Nicola est imminente puisque le passage est possible par le barrage. L'achigan à petite bouche va probablement coloniser également le bassin versant de la rivière Nicola.
8.2	Espèces indigènes problématiques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Il s'agit notamment de la prédation (pinnipèdes, etc.) et des maladies indigènes. Bas Fraser : Il y a plus de phoques en eau douce, mais ils pourraient être encore dans les limites des niveaux historiques. Leur répartition s'est probablement déplacée parce que les écloseries attirent les phoques plus loin en eau douce et que les phoques d'une roquerie permanente s'attaquent maintenant au chinook en eau douce. Les loutres de rivière peuvent également s'attaquer au chinook.
8.3	Matériel génétique introduit	BC	Élevé - moyen	Grande (31-70 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Toutes les populations, à l'exception de celle du ruisseau Louis, ont été fortement mises en valeur pendant plusieurs générations. L'INP est élevée; presque tous les poissons de la rivière Nicola ont un certain degré d'ascendance de poissons d'écloserie. Les effets de la domestication et de l'altération des fréquences alléliques sont prononcés ici, ce qui peut être problématique puisque la sélection naturelle exerce une pression relativement élevée sur cette UD (par rapport aux systèmes côtiers). Les procédures de prise de géniteurs ont été récemment modifiées afin de mieux représenter la diversité de cette population (p. ex., la période de la montaison), mais les prises de géniteurs antérieures ont pu entraîner des effets indésirables.
9	Pollution	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Les égouts pluviaux ne sont pas traités, ce qui peut être grave dans les petits systèmes et entraîner la mort de chinooks juvéniles (D. Hussey). Cette section sur la pollution concerne les égouts pluviaux non traités, les produits pharmaceutiques, les produits d'entretien ménager et les produits de soins personnels, etc. D'après une discussion avec Tanya Brown : Des recherches limitées ont été menées en Colombie-Britannique sur les impacts de la pollution sur le chinook, mais il y en a eu quelques-unes dans l'État de Washington. La portée est certainement de 100 %, puisque tous les poissons passant par le bas Fraser seront exposés aux polluants, mais une incertitude entoure les impacts et on hésite donc à assigner à une catégorie. Nous savons qu'il y a un effet négatif, mais la gravité est difficile à cerner. Des études sont en cours sur de nombreux contaminants dans l'estuaire du Fraser (déchets ménagers/industriels/antérieurs). Le laboratoire de Tanya espère pouvoir déterminer les différents effets de la pollution, y compris des microplastiques, et leur évolution en fonction des différentes routes de migration dans l'océan. Les contaminants les plus préoccupants sont les BPC, les PCDE, les métaux, les produits pharmaceutiques ménagers et les produits de soins personnels, ainsi que les pesticides dans le bas Fraser. Les migrateurs hauturiers pourraient subir d'autres impacts causés par le mercure. UD 15 : Les eaux usées traitées de la Ville de Merritt se déversent dans la rivière Nicola. La plupart des propriétés rurales de cette UD sont également équipées de champs septiques. Des efforts sont déployés actuellement pour évaluer la qualité de l'eau de la rivière Nicola.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	L'exposition à certains produits chimiques au cours des premiers stades du cycle vital peut provoquer une immunosuppression (Milston <i>et al.</i> 2003). Une étude a révélé une mortalité retardée chez les chinooks juvéniles (dans l'État de Washington) due à des polluants qui peuvent limiter la capacité de rétablissement des stocks (Lundin <i>et al.</i> 2019). Bas Fraser : Des effluents sont présents dans le bas Fraser, mais leurs effets sur le chinook ne sont pas bien étudiés.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Bas Fraser : Il existe dans le bas Fraser de nombreuses estacades flottantes (y compris des débris d'écorce), des eaux de ruissellement et de sédimentation provenant des scieries et des zones de triage de billots, ainsi qu'un ruissellement agricole de pesticides. UD 15 : Les activités forestières provoquent des avulsions des sédiments. Des sédiments massifs sont tombés dans la rivière Bonaparte et le ruisseau Guichon. En 2017, 500 000 mètres cubes de sédiments se sont écoulés dans le ruisseau Guichon, modifiant profondément la structure de l'écoulement des fosses et des radiers. On pense que les feux de forêt et l'exploitation forestière aggravent la sédimentation. Les sédiments peuvent modifier l'hydrologie et réduire la quantité d'espace interstitiel où les poissons viennent chercher une eau plus fraîche.
9.4	Déchets solides et ordures	-	Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les microplastiques et les filets abandonnés/perdus sont inclus ici. Les impacts des microplastiques sont omniprésents et constituent une menace certaine, mais leur gravité pour le chinook est inconnue.
9.5	Polluants atmosphériques	CD	Moyen - faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée - légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Impacts de contaminants omniprésents, dont la gravité est inconnue. Tout le monde a convenu qu'il y avait des effets à l'échelle de la population.
9.6	Apports excessifs d'énergie	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Les impacts sonores et l'excès d'énergie lumineuse sont notés ici; les deux sont inconnus.
10	Phénomènes géologiques	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	-
10.1	Volcans	-	-	-	-	-	Aucun
10.2	Tremblements de terre et tsunamis	-	-	-	-	-	Aucun
10.3	Avalanches et glissements de terrain	-	Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	UD 15 : Les glissements de terrain naturels sont difficiles à distinguer de ceux causés par l'exploitation forestière, l'expansion des routes, les incendies de forêt et les changements climatiques. La stabilité des berges le long de la route de migration du chinook, la période du glissement de terrain, l'ampleur du glissement de terrain et le temps nécessaire pour atténuer un glissement de terrain sont tous inconnus.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	-
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	BD	Élevé - faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée - légère (1-70 %)	Élevée (continue)	L'élévation du niveau de la mer, le blob 2.0, l'acidification des océans, la survie en mer et tous les aspects associés sont inclus dans cette menace. Cette catégorie pourrait être aussi faible que 1 % ou aussi élevée que 70 % au cours des trois prochaines générations. Les conditions océaniques futures sont incertaines. Il est possible que la survie dans l'océan s'améliore, mais la formation du blob 2.0 indique qu'elle va décliner. Dans un récent rapport d'évaluation des menaces pesant sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, Riddell et ses collaborateurs (2013) ont conclu que les conditions de l'habitat en mer pendant la première année de résidence en mer étaient très probablement un facteur clé des tendances récentes de la survie et de la productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD connaîtront des déplacements de l'habitat marin (c.-à-d., la portée sera généralisée). UD 15 : L'impact des feux de forêt, aggravé par les changements climatiques, a considérablement altéré cet habitat.
11.2	Sécheresses	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Grave (31-70 %)	Élevée (continue)	UD 15 : Tous les cours d'eau sont vulnérables à la sécheresse, dont les effets sont exacerbés par les prélèvements d'eau.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.3	Températures extrêmes	BC	Élevé - moyen	Généralisée (71-100 %)	Élevée - modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Les températures des cours d'eau continueront d'augmenter pour atteindre des niveaux critiques (>18 °C) selon les projections actuelles (Porter <i>et al.</i> 2013). Ces hausses de la température des cours d'eau devraient toucher l'ensemble de la population (c.-à-d., la portée est généralisée). Cet impact devrait se poursuivre à l'avenir. Cependant, la gravité de ce phénomène est inconnue en raison des données limitées (Riddell <i>et al.</i> 2013). UD 15 : Tous les cours d'eau sont sensibles à la température. Des barrières thermiques existent dans la rivière Nicola pendant la migration de fraie du chinook et sont atténuées par la remontée des eaux souterraines.
11.4	Tempêtes et inondations	CD	Moyen - faible	Grande (31-70 %)	Modérée - légère (1- 30 %)	Élevée (continue)	UD 15 : Le ruisseau Spius et la rivière Coldwater sont vulnérables aux épisodes de neige suivie de pluie en raison de leurs eaux d'amont montagneuses.

ANNEXE F. BESOINS EN MATIÈRE DE RECHERCHE

La présente section dresse une liste sommaire des besoins en matière de recherche relevés au cours du processus de la présente évaluation du potentiel de rétablissement, dont beaucoup sont traités en détail dans l'évaluation des menaces. Dans certains cas, des recherches dans ces domaines sont en cours et en préparation dans diverses organisations, le milieu universitaire et différents ordres des gouvernements fédéral et provincial.

F.1. HABITAT D'EAU DOUCE

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

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

- Des recherches sont nécessaires pour mieux comprendre les niveaux de fraie et la répartition des géniteurs au niveau de l'UD.
- Les effets des estacades flottantes sur le comportement des prédateurs ainsi que sur la qualité et la disponibilité de l'habitat pour les chinooks juvéniles doivent faire l'objet de recherches supplémentaires, en particulier dans le bas Fraser.

F.2. UTILISATION DE L'HABITAT MARIN

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

F.3. PARAMETRES DE L'ABONDANCE ET DU CYCLE VITAL

- Comme il n'y a pas de stocks indicateurs pour de nombreuses UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, les données actuelles sur la productivité, la survie et la biologie sont limitées ou inexistantes. En outre, les estimations de l'abondance pour de nombreuses UD reposent fortement sur des indices de l'abondance relative et, dans certains cas, peuvent ne pas être représentatives de l'UD dans son ensemble. De ce fait, notre compréhension actuelle des tendances de la population au niveau de l'UD est très incertaine pour ces UD. Il sera difficile d'obtenir ces informations en raison des défis logistiques associés à la mise en place des programmes de MMC. Si possible, par le biais des programmes de MMC (ou autres), les recherches futures devraient viser à étudier les éléments suivants au niveau de l'UD :
 - Estimations de l'abondance absolue;
 - Données des séries chronologiques sur le stock-recrutement;
 - Survie en eau douce et en mer;
 - Longueur selon l'âge;
 - Changements dans la fécondité;
 - Taux de maturation;
 - Tendance des proportions selon l'âge des montaisons.

F.4. POLLUTION

- Les effets de la pollution à tous les stades du cycle vital ont été cernés comme une lacune majeure dans les connaissances sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. De nombreuses sources de contaminants (actuelles et historiques) dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary, ainsi que sur la côte Pacifique, ont un impact sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, et il a été démontré que bon nombre d'entre elles ont des effets négatifs sur diverses populations de saumons du Pacifique au Canada et aux États-Unis. Ces contaminants ont été répartis dans les catégories suivantes dans l'élément 8 de l'évaluation du potentiel de rétablissement :
 - Eaux usées domestiques et urbaines;
 - Effluents industriels et militaires;
 - Effluents agricoles et sylvicoles;
 - Détritus et déchets solides;
 - Polluants atmosphériques.
- Il est essentiel de comprendre les sources et les effets, nombreux et dynamiques, de ces contaminants pour la planification future de l'atténuation et du rétablissement du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Des recherches considérables sont nécessaires afin d'inventorier et de hiérarchiser les risques de pollution et les mesures d'atténuation correspondantes, et elles devraient être envisagées au niveau de chaque UD.

F.5. MISE EN VALEUR DES STOCKS

- Des recherches sont nécessaires pour déterminer et combler les lacunes dans les données dans les programmes de mise en valeur actuels afin de s'assurer que les objectifs et les protocoles sont harmonisés avec les stratégies de conservation et le rétablissement de ces UD.
- La concurrence entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages se produit à tous les stades du cycle vital et dans tous les habitats, ces derniers s'étant avérés limitatifs dans le bas Fraser et l'estuaire en raison de l'important développement historique. Des niveaux élevés de production d'écloserie peuvent donc mener à une concurrence accrue pour des ressources finies et limitées, particulièrement pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique qui ont des cycles vitaux similaires à celles qui reçoivent des niveaux élevés de mise en valeur (le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique de type océanique). Bien qu'il existe quelques études qui tentent de caractériser ces interactions, d'autres recherches sont nécessaires pour déterminer le risque de concurrence des poissons d'écloserie dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary, ainsi que pour déterminer la capacité de charge de leurs habitats estuariens.
- Il est nécessaire d'étudier l'étendue de l'introduction génétique dans les UD à partir de l'extérieur de ces populations. Les gènes peuvent être introduits par l'errance de poissons d'écloserie provenant d'autres populations ou par le lâcher délibéré de poissons d'écloserie extérieurs à l'UD, deux situations qui se sont produites dans l'UD 1. Les impacts de l'introduction de gènes provenant de poissons d'écloserie, en plus des transferts de stocks, et de l'utilisation de matériel génétique stocké doivent être étudiés de manière approfondie.

F.6. CHANGEMENTS DANS LES INTERACTIONS ENTRE ESPECES PREDATRICES ET PROIES

- Compte tenu de l'évolution rapide des conditions climatiques, il est probable que la composition des espèces prédatrices/proies continuera à changer dans les milieux d'eau

douce et marins. Il est nécessaire de mieux caractériser ces changements et de comprendre leurs conséquences pour la production future de saumon chinook. On peut citer comme exemples l'évolution de la répartition des espèces proies du zooplancton avec le réchauffement des températures océaniques et la récente augmentation des populations côtières de scyphozoaires, qui pourraient toutes deux modifier la disponibilité des proies.

- La répartition des prédateurs marins du saumon chinook pourrait se déplacer en raison du réchauffement des températures océaniques. La présence de taupes du Pacifique dans la mer de Béring, où l'on pensait généralement que l'arrivée de températures ambiantes plus froides de l'eau chassait certains prédateurs de ces habitats froids lorsque l'hiver s'installe, en est un exemple. Il est nécessaire de mieux comprendre l'abondance et la répartition des grands prédateurs comme les taupes du Pacifique, ainsi que l'ampleur de la mortalité tardive en mer du saumon chinook due à la prédation par les grands prédateurs.
- Il existe d'importantes lacunes dans les connaissances sur l'abondance et les tendances des populations de divers prédateurs d'eau douce cooccurrents, comme la sauvagesse du Nord, les phoques et les loutres de rivière, qui peuvent également contribuer aux tendances à la baisse de l'abondance. Des recherches futures sont nécessaires pour mieux comprendre ces interactions prédatrices pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique juvénile et adulte, ainsi que l'ampleur de ces effets.
- Des recherches supplémentaires sur les impacts de la prédation exercée par les pinnipèdes aux différents stades du cycle vital du saumon chinook sont nécessaires.

F.7. ESPÈCES ENVAHISSANTES

- Le moment de l'invasion et de l'établissement des espèces envahissantes a été cerné comme une lacune importante dans les connaissances pour toutes les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, et devrait être pris en compte dans la planification des mesures d'atténuation. Un certain nombre d'espèces de poissons envahissantes peuvent avoir des effets néfastes sur l'abondance des saumons chinooks juvéniles du sud de la Colombie-Britannique, notamment l'achigan à grande et à petite bouche, la perchaude, le crapet-soleil, la marigane noire, la barbotte et le grand brochet, en plus d'une variété d'espèces autres que des poissons, comme le crabe vert et les moules dreissenidées (les moules zébrées et quagga). Le crabe vert, en particulier, a été identifié comme une menace potentielle majeure en raison de sa capacité à altérer les habitats dotés d'une végétation aquatique abondante, comme les herbiers de zostère, qui sont des éléments essentiels de l'habitat de croissance des chinooks juvéniles. Bien que certaines recherches soient en cours dans des organisations provinciales et universitaires en Colombie-Britannique, il est nécessaire de définir un processus et une plateforme pour mieux quantifier les répartitions actuelles et l'état des populations de ces espèces envahissantes, de même que pour déterminer les niveaux de risque qu'elles posent au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique par la prédation et la concurrence.
- Des recherches sont nécessaires pour étudier les impacts de la prédation exercée par les pinnipèdes (en particulier les phoques communs, les otaries de Steller et les otaries de Californie) sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, en particulier pour les UD à faible abondance dans lesquelles les effets de la prédation pourraient être importants. Des pressions croissantes ont été exercées ces dernières années pour réduire le nombre de pinnipèdes en procédant à un abattage. Cependant, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre les effets indirects de l'abattage en plus d'autres facteurs qui influencent les fonctions des écosystèmes, comme les relations dans le réseau trophique, les changements dans la répartition des proies/prédateurs et les pratiques des

écloseries. De plus, avec notre compréhension limitée de la dynamique des populations de saumons du Pacifique et de pinnipèdes, nous avons peu de moyens de déterminer si les prélèvements produiront l'effet escompté.

F.8. MALADIES

- La prévalence et l'intensité de la maladie sont difficiles à étudier dans les populations de saumon sauvage en raison de l'étendue de l'aire géographique qu'elles occupent, et parce que la mortalité des poissons n'est généralement pas observée et que la récupération des carcasses peut être difficile. Cependant, il existe des possibilités d'étudier les maladies chez les saumons adultes en montaison qui reviennent dans les frayères, ainsi que d'améliorer les protocoles de surveillance et de détection des maladies. Les recherches futures devraient viser à mieux caractériser les liens entre la transmission et la fréquence des maladies dans les populations de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les nombreux agents de stress auxquels ces stocks sont confrontés, comme les changements climatiques et la fréquence croissante des sécheresses, des températures élevées et des périodes de faible débit.
- Il a été démontré que toutes les UD migrent à proximité des îles Discovery et par le détroit de Johnstone, où elles ont une forte probabilité d'être en contact avec des exploitations aquacoles actives. Des recherches sont nécessaires pour comprendre leur exposition à ces exploitations, ce qui pourrait être facilité par des études de suivi acoustique.

F.9. PÊCHE

- Le saumon chinook de certaines UD du sud de la Colombie-Britannique est capturé dans des pêches pratiquées en dehors des eaux visées par le Traité sur le saumon du Pacifique; cependant, ces impacts sont peu comptabilisés, car certaines pêches ne disposent pas de programmes officiels de surveillance des MMC ou de solutions de rechange efficaces.
- Il est nécessaire de collecter des données plus nombreuses et de meilleure qualité sur les rencontres de saumons dans les pêches qui ne ciblent pas le saumon et les pêches lointaines telles que la pêche de la goberge dans le golfe d'Alaska et les pêches au chalut pélagique du merlu au large des côtes des États-Unis et du sud de la Colombie-Britannique.
- Récemment, des inquiétudes ont été soulevées quant à l'impact potentiel des programmes de marquage de masse et de la mise en œuvre de pêches sélectives selon le marquage, car la mortalité peut être importante chez les saumons sauvages blessés ou stressés après leur remise à l'eau. Il faudrait étudier les impacts des pêches sélectives selon le marquage pour les UD de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique et les comparer aux avantages des informations fournies et des autres solutions possibles.
- Des recherches considérables sont nécessaires pour mieux caractériser les taux de récolte du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, tant au niveau de la zone de gestion que de l'UD. La rareté actuelle des programmes d'indicateurs tirés des MMC pour les populations 5.2 de printemps et d'été a entraîné un manque d'informations sur les taux de récolte propres à l'âge et à la pêche. Il serait très utile d'élaborer des informations sur les taux de rencontre propres à l'UD, pour les pêches avec ou sans rétention.
- Une incertitude considérable entoure l'activité de pêche illicite dans les milieux d'eau douce et marins, en plus des pêches qui interceptent les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique comme prises accessoires. Des recherches sont nécessaires pour étudier l'impact de ces activités sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique,

en particulier au niveau de l'UD, ainsi que pour fournir des informations sur les mesures d'atténuation possibles.

F.10. MESURES D'ATTÉNUATION

- Des recherches considérables sont nécessaires pour étudier la faisabilité et l'efficacité potentielle des mesures d'atténuation qui pourraient profiter au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Dans l'élément 16 de l'évaluation du potentiel de rétablissement, un large inventaire des mesures d'atténuation qui pourraient être bénéfiques au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique a été examiné, en utilisant des exemples à la fois dans les bassins versants du Fraser et de la baie Boundary et dans des régions éloignées, mais une grande incertitude entoure leur applicabilité ou leur commodité. En raison de notre connaissance limitée de l'utilisation de l'habitat par le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (en particulier pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique de type fluvial, pour lequel il n'y a pas de données sur le stock-recrutement) et de l'offre d'habitat, des conditions environnementales interannuelles variables, et d'un ensemble important et souvent interrelié de menaces et de facteurs limitatifs qui entraînent la mortalité du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, les informations ne sont pas suffisantes pour que l'on puisse quantifier avec précision les avantages des différentes mesures d'atténuation au niveau de l'UD ou même de la zone de gestion. Au fur et à mesure que des recherches seront menées sur l'efficacité des mesures d'atténuation, il sera peut-être possible d'estimer les fourchettes des variations de la productivité pour certains projets.
- Le type d'habitat, l'hydrologie et les conditions environnementales sont extrêmement variables entre les cours d'eau des UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique visées par la présente évaluation du potentiel de rétablissement et il existe souvent des différences majeures entre les bassins versants d'une même UD. Cela complique particulièrement la planification de l'atténuation pour plusieurs UD qui comptent un grand nombre de bassins versants (l'UD 13 ThS-1.3, l'UD 15 BTh-1.2). Les futures recherches sur l'atténuation pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique devraient explorer les UD individuellement afin de mieux représenter ces populations regroupées.

ANNEXE G. EXTRAIT DE L'ÉVALUATION DE LA POLITIQUE CONCERNANT LE SAUMON SAUVAGE : METHODES DE CALCUL DES POINTS DE REFERENCE

Nous reproduisons ci-après un extrait du document de recherche qui est en suspens, tiré du document « Évaluation des unités de conservation, des points de référence et de l'état du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (2014) »⁴⁶. L'extrait du rapport décrit le paramètre d'état de l'abondance (13.1) et les calculs des points de référence (13.2). Ces méthodes exactes ont été utilisées pour calculer les points de référence de l'abondance à l'aide du modèle d'habitat actualisé fourni dans le document de recherche de l'évaluation du potentiel de rétablissement.

G.1. PARAMETRES D'ETAT SELON LA PSS

G.1.1. Abondance

L'abondance moyenne (géométrique) des géniteurs dans la génération la plus récente a été comparée aux points de référence inférieur, $G_{gén}$, et supérieur, 85 % de G_{RMD} , où $G_{gén}$ est défini comme l'abondance des géniteurs qui permettra de rétablir l'abondance des géniteurs au rendement maximal soutenu (G_{RMD}) en une génération dans des conditions d'équilibre (Holt *et al.* 2009). Le point de référence supérieur (c.-à-d., 85 % de G_{RMD}) s'écarte légèrement de celui proposé dans Holt *et al.* 2009 (80 % de G_{RMD}) et a été adopté pour correspondre à un point de référence convenu pour l'évaluation du saumon chinook spécifié dans le Traité sur le saumon du Pacifique (TSP 2008). Les points de référence (et les intervalles de confiance à 90 %) ont été obtenus à partir des paramètres de stock-recrutement publiés lorsqu'ils étaient disponibles (CK-01 : Okanagan; CK-03 : Harrison; CK-22 : Cowichan) ou autrement estimés à partir de modèles de l'habitat pour la capacité en eau douce pour les rivières de fraie du saumon chinook (Parken *et al.* 2006). Voir davantage de précisions sur ce calcul dans la section 13.2. En bref, $G_{gén}$ est estimé en résolvant l'équation suivante de manière itérative :

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

G.2. POINTS DE RÉFÉRENCE POUR LE PARAMÈTRE DE L'ABONDANCE RELATIVE

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

Le modèle de l'habitat prédit G_{RMD} et G_{rem} , les abondances de géniteurs au rendement maximal soutenu ou de remplacement, ainsi que les niveaux de confiance correspondants à partir des caractéristiques du bassin hydrographique (Parken *et al.* 2006; mis à jour par C. Parken, MPO,

⁴⁶ Brown, G., Thiess, M.E., Pestal, G., Holt, C.A et Patten, B. En préparation. Integrated Biological Status Assessments under the Wild Salmon Policy Using Standardized Metrics and Expert Judgement: Southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Conservation Units. Secr. can. des avis sci. du MPO Doc. de rech.

données inédites). On a ensuite estimé les points de référence à partir de G_{RMD} et G_{rem} en utilisant le modèle de Ricker :

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

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

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

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

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

6. Générer 10 000 échantillons de G_{RMD} pour chacun des n sites de dénombrement contributeurs dans l'UC, où

$$G_{RMD,i,j} \sim \log \text{ normale}(\text{médiane}(G_{RMD,i}), \text{écart-type}(G_{RMD,i})). \quad i = 1 \dots n; \quad j = 1 \dots 10\,000$$

La médiane et les écarts-types de G_{RMD} pour chaque site de dénombrement contributeurs ont été fournis par C. Parken (données inédites).

7. Estimer la valeur de G_{RMD} pour l'UC ($G_{RMD,UC}$) en additionnant les estimations de G_{RMD} des n sites de dénombrement contributeurs pour chacun des 10 000 échantillons aléatoires (ce qui donne 10 000 échantillons de $G_{RMD,UC}$) et en calculant la moyenne et l'écart-type de la distribution obtenue.

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

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

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

$$G_{rem-ratio_i} = \frac{\text{med}(G_{rem,i})}{\text{médiane}(G_{RMD,i})} \quad \text{où } i = 1 \dots n$$

$$R_{rem,i,j} = G_{rem-ratio_i} \cdot G_{RMD,i,j} \quad \text{où } i = 1 \dots n \quad \text{et } j = 1 \dots 10\,000$$

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

Où $G_{rem,UC} \sim \text{log normale}(G_{rem,UC_j}, \text{écart-type}(G_{rem,UC_j}))$, $j = 1, \dots, 10\,000$

$$G_{rem,UC_j} = \sum_{i=1}^n G_{rem,i} \cdot i = 1. \dots . n$$