



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/009

Région du Pacifique

Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan (*Oncorhynchus Tshawytscha*) (2019)

Amelia Mahony¹, Wendell Challenger², David Robichaud², Howie Wright³,
Richard Bussanich³, Rishi Sharma^{4,5} et Joe Enns³

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

² LGL Limited
9768 Second St.
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 3Y8

³ Okanagan Nation Alliance
3535 Old Okanagan Hwy
Westbank (Colombie-Britannique) V4T 3L7

⁴ National Oceanic and Atmospheric Administration
1201 NE Lloyd Blvd Ste. 1100
Portland (Oregon) 97232
États-Unis

⁵ Marine and Inland Fisheries Branch, NFI
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome
Italie

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 de consultation scientifique
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 la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Mahony, A., Challenger, W., Robichaud, D., Wright, H., Bussanich, R., Sharma, R., et Enns, J. 2021. Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan (*Oncorhynchus tshawytscha*) (2019). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/009. x + 125 p.

Also available in English:

Mahony, A., Challenger, W., Robichaud, D., Wright, H., Bussanich, R., Sharma, R., and Enns, J. 2021. Recovery Potential Assessment for the Okanagan Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytscha) (2019). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/009. ix + 106 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ix
INTRODUCTION	1
CONTEXTE	1
APERÇU DES BARRAGES SITUÉS DANS LA RIVIÈRE OKANAGAN ET LE COURS PRINCIPAL DU FLEUVE COLUMBIA.....	3
APERÇU DES ÉCLOSERIES SITUÉES DANS LA RIVIÈRE OKANAGAN ET LE COURS PRINCIPAL DU FLEUVE COLUMBIA.....	5
PARAMÈTRES RELATIFS À LA BIOLOGIE, À L'ABONDANCE, À LA RÉPARTITION ET AU CYCLE VITAL.....	7
ÉLÉMENT 1 : RÉSUMER LES CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN.....	7
Données biométriques et cycle vital	7
Physiologie.....	8
Acclimatation et adaptation	9
Structure génétique de la population	10
Alimentation et régime alimentaire	12
Écologie (relations interspécifiques).....	12
Reproduction.....	14
ÉLÉMENT 2 : ÉVALUER LA TRAJECTOIRE RÉCENTE DE L'ESPÈCE POUR DÉTERMINER SON ABONDANCE, SA RÉPARTITION ET LE NOMBRE DE POPULATIONS	15
Répartition selon l'âge.....	15
Répartition en eau douce	15
Répartition en mer et en estuaire	17
Abondance.....	17
Immigration de source externe	21
ÉLÉMENT 3 : ESTIMER LES PARAMÈTRES ACTUELS OU RÉCENTS CONCERNANT LE CYCLE VITAL DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN.....	23
Croissance et mortalité.....	23
Paramètres de modélisation de la population.....	28
BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE	28
ÉLÉMENT 4 : DÉCRIRE LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT REQUISES POUR QUE LE SAUMON CHINOOK PUISSE ACCOMPLIR TOUS LES STADES DE SON CYCLE VITAL.....	28
Résidence initiale en eau douce.....	28
Fraie.....	29
Habitat de grossissement des juvéniles.....	30
Utilisation du milieu estuarien.....	31
Océan Pacifique.....	31

ÉLÉMENT 5 : FOURNIR DES RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉTENDUE SPATIALE DES ZONES DE L'AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN QUI SONT SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT REQUISES	32
Rivière Okanagan.....	32
Habitat de fraie.....	33
Affluents de la rivière Okanagan.....	34
ÉLÉMENT 6 : QUANTIFIER LA PRÉSENCE ET L'ÉTENDUE DES CONTRAINTES ASSOCIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE, COMME LA CONNECTIVITÉ ET LES OBSTACLES À L'ACCÈS, LE CAS ÉCHÉANT	34
ÉLÉMENT 7 : ÉVALUER DANS QUELLE MESURE LA NOTION DE RÉSIDENCE S'APPLIQUE À L'ESPÈCE ET, LE CAS ÉCHÉANT, DÉCRIRE LA RÉSIDENCE DE CELLE-CI.....	36
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS CONCERNANT LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN	37
ÉLÉMENT 8 : ÉVALUER LES MENACES PESANT SUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN ET EN ÉTABLIR L'ORDRE DE PRIORITÉ	40
ÉLÉMENT 9 : ÉNUMÉRER LES ACTIVITÉS LES PLUS SUSCEPTIBLES DE MENACER (C.-À-D., D'ENDOMMAGER OU DE DÉTRUIRE) LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT CERNÉES DANS LES ÉLÉMENTS 4 ET 5, ET FOURNIR DES RENSEIGNEMENTS SUR L'AMPLEUR ET LES CONSÉQUENCES DE CES ACTIVITÉS	40
Dégradation de l'habitat attribuable à des modifications de l'écosystème (M1)	41
Dégradation de l'habitat attribuable à l'aquaculture – Ensemencement au moyen de poissons d'écloserie (M2).....	43
Dégradation de l'habitat attribuable à l'exploitation de mines et de carrières (M3).....	45
Dégradation de l'habitat attribuable aux corridors de transport et de service (M4).....	46
ÉLÉMENT 10 : ÉVALUER TOUT FACTEUR NATUREL SUSCEPTIBLE DE LIMITER LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN	47
Prédation et compétition (FL1)	47
Limites biologiques et physiologiques (FL2)	49
Glissements de terrain anthropiques (M10).....	50
Parasites et pathogènes (M9).....	50
ÉLÉMENT 11 : DÉCRIRE LES RÉPERCUSSIONS ÉCOLOGIQUES POSSIBLES DES MENACES CERNÉES DANS L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES.....	50
Déclin de la population dû à l'utilisation des ressources biologiques (M5)	50
Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à la modification de systèmes naturels (M6)	51
Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des polluants aquatiques (M7)	52
Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des conditions changeantes en milieu marin ou en milieu d'eau douce (M8).....	54
Espèces et gènes envahissants ou problématiques (M9)	58

Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à des phénomènes géologiques (M10).....	62
CIBLES DE RÉTABLISSEMENT POUR LE SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN	63
ÉLÉMENT 12 : PROPOSER DES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT EN MATIÈRE D'ABONDANCE ET DE RÉPARTITION.....	63
ÉLÉMENT 13 : PROJETER LES TRAJECTOIRES DE LA POPULATION PRÉVUES SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE (MINIMUM DE DIX ANS) ET LES TRAJECTOIRES AU FIL DU TEMPS JUSQU'À L'ATTEINTE DES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT POSSIBLES, EN FONCTION DES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION.....	63
ÉLÉMENT 14 : PRÉSENTER UN AVIS INDIQUANT DANS QUELLE MESURE L'HABITAT CONVENABLE RÉPOND AUX BESOINS DE L'ESPÈCE, TANT À L'HEURE ACTUELLE QUE LORSQUE L'ESPÈCE AURA ATTEINT LES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT POSSIBLES DE L'ÉLÉMENT 12.....	65
ÉLÉMENT 15 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ QUE LES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT POSSIBLES PUISSENT ÊTRE ATTEINTES SELON LES TAUX ACTUELS DES PARAMÈTRES DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET DÉTERMINER COMMENT CETTE PROBABILITÉ POURRAIT VARIER SELON DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE MORTALITÉ (SURTOUT DES VALEURS PLUS FAIBLES) ET DE PRODUCTIVITÉ (SURTOUT DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES).....	65
SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE	66
ÉLÉMENT 16 : ÉNUMÉRER LES MESURES D'ATTÉNUATION RÉALISABLES ET LES ACTIVITÉS DE RECHANGE AUX ACTIVITÉS MENAÇANT L'ESPÈCE ET SON HABITAT.....	67
Initiatives d'atténuation en cours et actuelles.....	67
Renseignements détaillés sur les avis en matière d'atténuation (menaces concernant la productivité et la survie).....	71
ÉLÉMENT 17 : ÉLABORER UN RÉPERTOIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'ACCROÎTRE LES PARAMÈTRES DE PRODUCTIVITÉ OU DE SURVIE	77
Renseignements détaillés sur les avis en matière d'atténuation (menaces pesant sur l'habitat)	77
ÉLÉMENT 18 : SI LA SUPERFICIE DE L'HABITAT ACTUELLE EST INSUFFISANTE POUR QUE LES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT PUISSENT ÊTRE ATTEINTES, PRÉSENTER UN AVIS SUR LE CARACTÈRE RÉALISABLE DE LA REMISE EN ÉTAT DE L'HABITAT. CET AVIS DOIT COMPRENDRE TOUTES LES OPTIONS POSSIBLES CONCERNANT L'ATTEINTE DES CIBLES EN MATIÈRE D'ABONDANCE ET DE RÉPARTITION.....	79
ÉLÉMENT 19 : ESTIMER LA DIMINUTION PRÉVUE DU TAUX DE MORTALITÉ POUR CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION OU SOLUTION DE RECHANGE ÉNUMÉRÉE DANS LA SECTION SUR L'ÉLÉMENT 16, ET L'AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE À CHAQUE MESURE DE L'ÉLÉMENT 17	79
ÉLÉMENT 20 : PROJETER LES TRAJECTOIRES DE LA POPULATION PRÉVUES (ET LES INCERTITUDES CONNEXES) SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE ET JUSQU'À L'ATTEINTE DES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT, EN TENANT COMPTE DES TAUX DE MORTALITÉ ET DES VALEURS DE PRODUCTIVITÉ ASSOCIÉES AUX MESURES PRÉCISES QUI ONT	

ÉTÉ CERNÉES AUX FINS D'EXAMEN DANS LA SECTION SUR L'ÉLÉMENT 19. INCLURE LES TRAJECTOIRES ASSOCIÉES AUX PROBABILITÉS DE SURVIE ET DE RÉTABLISSEMENT LES PLUS ÉLEVÉES OBTENUES À PARTIR DE PARAMÈTRES BIOLOGIQUES AFFICHANT DES VALEURS RÉALISTES.....	79
ÉLÉMENT 21 : RECOMMANDER DES VALEURS POUR LES PARAMÈTRES LIÉS À LA PRODUCTIVITÉ DE LA POPULATION ET AUX TAUX DE MORTALITÉ INITIAUX, ET, AU BESOIN, DES CARACTÉRISTIQUES PARTICULIÈRES RELATIVES AUX MODÈLES DE LA POPULATION QUI SERAIENT REQUISES POUR PERMETTRE L'ÉTUDE DE SCÉNARIOS SUPPLÉMENTAIRES DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RÉPERCUSSIONS ÉCONOMIQUES, SOCIALES ET CULTURELLES VISANT À APPUYER LE PROCESSUS D'INSCRIPTION.....	80
ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES	81
ÉLÉMENT 22 : ÉVALUER LA VALEUR MAXIMALE DES TAUX DE MORTALITÉ ET DE DESTRUCTION DE L'HABITAT ANTHROPIQUES QU'UNE ESPÈCE PEUT SUBIR SANS RISQUE POUR SA SURVIE OU SON RÉTABLISSEMENT	81
LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES ET SOURCES D'INCERTITUDE	81
LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES	81
Biologie	81
Habitat.....	82
SOURCES D'INCERTITUDE	83
Biologie	83
Habitat.....	83
Recherches futures	84
CONCLUSIONS ET AVIS	85
REMERCIEMENTS	86
EXPERTS CONSULTÉS.....	86
RÉFÉRENCES	87
ANNEXE A : ANALYSE DE LA VIABILITÉ DE LA POPULATION CANADIENNE DE SAUMONS CHINOOKS DE L'OKANAGAN (<i>ONCORHYNCHUS TSHAWYTSCHA</i>)	106
INTRODUCTION	106
MÉTHODES.....	106
Modèle de la dynamique de la population	106
Structure de la simulation	108
RÉSULTATS.....	111
Estimation des paramètres.....	111
Paramètres déterministes.....	115
DISCUSSION.....	120
LIMITES.....	122
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	123
ANNEXE A : RÉFÉRENCES.....	123

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Barrages importants situés sur les parties canadienne et américaine du fleuve Columbia.....	5
Tableau 2. Programmes d'ensemencement dans la région du haut Columbia (en amont de Yakima) en 2016. Les renseignements proviennent du document de Maier (2017).....	6
Tableau 3. Caractéristiques connues de l'habitat de fraie du saumon chinook et caractéristiques connexes de la rivière Okanagan. Les valeurs moyennes sont associées à une plage correspondant à \pm l'écart-type (ET), si indiqué. Les valeurs inscrites sont associées aux populations de saumons chinooks d'été du Pacifique.....	14
Tableau 4. Structure selon l'âge des saumons chinooks adultes échantillonnés dans le bassin hydrographique de la rivière Okanagan. Dans le tableau, « M » représente les individus mâles, « F », les femelles et « I », les individus de sexe inconnu.	15
Tableau 5. Estimations du nombre de reproducteurs naturels provenant des populations des UES américaines qui pourraient représenter une source d'immigration externe dans la population de saumons chinooks de l'Okanagan. Source de données : fortress.wa.gov [en anglais seulement].....	22
Tableau 6. Caractéristiques physiques du bassin hydrographique de la rivière Okanagan en Colombie-Britannique Les données proviennent du document de Porter et al. (2013)....	33
Tableau 7. Menaces pesant sur la survie et le rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan, et facteurs limitatifs connexes. Les menaces ont été cotées selon les méthodes d'analyse du risque décrites dans le document du MPO (2014b). La description des menaces provient du document de Salafsky et al. (2008).....	38
Tableau 8. Pourcentage des terres touchées par les pressions anthropiques pesant sur le bassin de la rivière Okanagan (A) et caractéristiques précises connexes (B) (d'après la région associée à l'unité de conservation [UC]). Les données proviennent du document de Porter et al. (2013). Il est à noter que ces pourcentages concernent l'ensemble du bassin hydrographique (depuis la frontière entre le Canada et les États-Unis jusqu'à Vernon), alors que l'UC est limitée à une région qui est davantage touchée par le développement urbain et agricole. Les variables présentées dans les tableaux doivent donc être interprétées avec prudence.	42
Tableau 9. Effets des changements climatiques et réponses adaptatives possibles pour le saumon chinook.	55
Tableau 10. Effets écologiques découlant des changements climatiques observés sur le saumon chinook et d'autres espèces de saumons.	57
Tableau 11. Espèces exotiques identifiées dans le bassin de la rivière Okanagan entre 2001 et 2003. Les données proviennent du document de Alexis et al. (2003).	58
Tableau 12. Résultats d'une analyse de la viabilité de la population évaluant la probabilité de l'atteinte de la cible de rétablissement de 1 000 reproducteurs d'ici 12 ans et d'une croissance de la population.	64
Tableau 13. Atténuation des risques concernant la population de saumons chinooks de l'Okanagan.....	74

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Emplacement des barrages situés le long des cours principaux de la rivière Okanagan et du fleuve Columbia.	4
Figure 2. Aire sous la courbe (ASC) des estimations de l'échappée pour le saumon chinook de l'Okanagan (2006 à 2018). L'ASC a été calculée selon la méthode de Neilson et Geen (1981), puis divisée par une estimation du temps de résidence de 7,7. Lorsqu'on ne pouvait pas calculer l'ASC (moins de deux valeurs), on a utilisé le nombre d'individus maximal. Les valeurs du nombre d'individus comprennent les saumons présents dans les sections Skaha, de référence et canalisée de la rivière Okanagan. Les données ont été gracieusement offertes par l'ONAFD. Les données antérieures à 2006 étaient non disponibles ou non adéquates (COSEPAC 2005).	18
Figure 3. Pourcentage de saumons chinooks adultes sans nageoire adipeuse capturés dans la rivière Okanagan de 2005 à 2018. La taille des échantillons est présentée au-dessus des bandes. Les années sans données sont représentées par « S.O. » (sans objet). Les données ont été gracieusement offertes par l'ONAFD. Les données antérieures à 2006 étaient non disponibles ou inutiles.	18
Figure 4. Emplacement des sites d'intérêt en matière de fraie pour le saumon chinook de l'Okanagan en Colombie-Britannique. Les lignes horizontales numérotées situées sur la rivière représentent des déversoirs qui ont été construits dans les parties canalisées de la rivière. La carte a été gracieusement offerte par K. Hyatt. Elle ne montre pas une partie de l'habitat de fraie située dans la rivière Okanagan, entre les lacs Skaha et Okanagan.	20
Figure 5. Taux d'exploitation fondés sur les tableaux de la distribution de la mortalité pour le stock indicateur (saumons chinooks d'été du fleuve Columbia) qui ont été estimés par le comité technique sur le saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique pour les pêches suivantes : sud-est de l'Alaska (SEAK); nord de la Colombie-Britannique (NCB); côte ouest de l'île de Vancouver (COIV); pêches de gestion fondée sur les stocks individuels au Canada (PGSI [CA]) et aux États-Unis (PGSI [É-U]); pêches terminales au Canada (PT [CA]) et aux États-Unis (PT [É-U]).	25
Figure 6. Nombre de saumons chinooks d'été adultes du cours moyen du Columbia provenant d'écloseries situées en amont du barrage Rock Island qui ont franchi ce barrage de 1979 à 2016. Les données comprennent les individus d'écloserie et les individus sauvages combinés. La ligne horizontale noire représente l'objectif d'échappée au barrage Rock Island. Les données proviennent du Comité technique sur le saumon chinook (2016).	26
Figure 7. Taux de survie des saumons chinooks d'âge 2 du Columbia provenant de l'écloserie du barrage Wells. Le taux de survie est déterminé selon la survie de la cohorte d'individus munis d'une micromarque magnétisée codée. La taille de la cohorte d'individus d'âge 2 est divisée par le nombre total d'individus marqués et lâchés. Les données proviennent du Comité technique sur le saumon chinook (2018).	27
Figure 8. Taux de survie des saumons chinooks d'âge 1 du Columbia lâchés en mai et en juin par les écloseries situées entre les barrages Wells et McNary. Les données proviennent du document de Scheer (2018). La survie a été déterminée selon le dénombrement d'individus munis d'une étiquette PIT. Les barres représentent l'intervalle de confiance à 95 %.	28

RÉSUMÉ

Les saumons chinooks de l'Okanagan (*Oncorhynchus tshawytscha*), qui sont aussi appelés « saumons quinnats de l'Okanagan », forment la seule population canadienne du fleuve Columbia et sont génétiquement distincts des individus de toutes les autres populations canadiennes de saumons chinooks. Pour le peuple syilx de la Nation okanagan, le saumon chinook de l'Okanagan (appelé « Ntytix » par ce peuple) est considéré comme un aliment primaire de grande importance. Il faisait l'objet d'une pêche autochtone importante à des fins alimentaires et commerciales, mais peu d'individus persistent à l'état sauvage aujourd'hui. L'Okanagan Nation Alliance (ONA) participe activement à l'étude et à la conservation du saumon chinook de l'Okanagan. Elle contribue aussi à l'amélioration de l'habitat de fraie de la population grâce à l'installation de frayères près d'Oliver et de Penticton, et à des efforts visant à retirer les obstacles à la migration situés près des barrages et dans les affluents.

L'abondance de reproducteurs minimale de la population correspondait à une moyenne d'environ neuf individus de 2008 à 2012, puis elle a augmenté à une moyenne d'environ 50 individus de 2013 à 2017 (estimation maximale de 61 reproducteurs en 2015). En 2018, le nombre de reproducteurs a chuté aux niveaux de 2008 à 2012 (10 reproducteurs). En outre, il existe de nouveaux éléments probants indiquant la présence d'une population de saumons chinooks de printemps dans le bassin hydrographique de la rivière Okanagan, mais le présent document tient seulement compte du saumon chinook de l'Okanagan de type océanique qui remonte en été.

À l'heure actuelle, l'habitat de fraie de la rivière Okanagan permet d'accueillir une quantité maximale de 1 460 couples reproducteurs. Si l'on considère que l'abondance de la remonte de saumons chinooks de l'Okanagan est de quelques dizaines d'individus, il est improbable que la disponibilité de l'habitat physique représente un obstacle dans un avenir rapproché. Par contre, la réussite de la montaison d'adultes nés en écloserie pourrait éventuellement avoir des répercussions sur la disponibilité de l'habitat pour les individus sauvages. On considère que les refuges en eaux froides, comme ceux situés dans des affluents, sont importants, surtout compte tenu du réchauffement climatique.

On a cerné de nombreuses menaces pesant sur la population, y compris les répercussions causées par l'utilisation de ressources, les changements climatiques, les barrages, les modifications de l'écosystème ou la perte d'habitat, et les espèces envahissantes. On considère que l'immigration en provenance d'autres populations est improbable. Selon les conditions actuelles, l'analyse de la viabilité de la population effectuée indique que le saumon chinook de l'Okanagan n'atteindra pas la cible de rétablissement établie de 1 000 reproducteurs. Même s'il n'y avait plus de mortalité par pêche, la population devrait quand même faire l'objet de mesures de gestion intenses (amélioration de l'habitat ou programme d'ensemencement au moyen de saumons d'écloserie) pour atteindre cette cible de rétablissement. Si aucune autre mesure de gestion n'était mise en œuvre, il faudrait lancer un programme d'ensemencement visant le lâcher de 250 000 smolts ou plus par année pour que la probabilité associée à l'atteinte de la cible de rétablissement soit élevée (on a déterminé le nombre de smolts en considérant que la valeur adaptative des individus d'écloserie était la même que celle des individus sauvages; si cette valeur s'avérait plus faible, on devrait lâcher davantage de smolts pour compenser). L'ampleur des programmes d'ensemencement pourrait être réduite (p. ex., lâcher de 150 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages chaque année) si ces programmes étaient combinés à d'autres mesures de gestion réduisant la mortalité des juvéniles ou des adultes.

Des initiatives de remise en état sont en cours, notamment la remise à un état plus naturel de parties canalisées de la rivière Okanagan, la création de frayères dans le chenal de Penticton,

l'amélioration des passes à poissons permettant le franchissement de barrages et la production en éclosérie.

Il reste encore certaines lacunes en matière de connaissances concernant les caractéristiques fondamentales du cycle vital du saumon chinook de l'Okanagan. Plus particulièrement, on devrait mener des études visant à évaluer l'importance de l'habitat de grossissement des juvéniles pour la survie ou le rétablissement de la population canadienne, y compris en examinant l'incidence d'espèces envahissantes. On devrait aussi entreprendre une mise à jour exhaustive des données sur l'habitat afin d'évaluer l'emplacement et l'importance des sources d'eau souterraine, et l'utilisation d'estuaires. En outre, on devrait étudier les limites associées aux températures et aux taux d'oxygène des eaux dans le cadre d'une évaluation sur l'habitat et le franchissement de barrages.

INTRODUCTION

CONTEXTE

La rivière Okanagan fait partie du bassin hydrographique du fleuve Columbia. Elle prend sa source de l'extrémité sud du lac Okanagan, qui est situé en Colombie-Britannique, au Canada. Elle s'écoule vers le sud sur une distance d'environ 115 km et traverse les lacs Skaha, Vaseux et Osoyoos (ce dernier traverse la frontière entre le Canada et les États-Unis). Elle est ensuite rejointe par les eaux de la rivière Similkameen, puis se jette dans le fleuve Columbia, entre les barrages Chief Joseph et Wells situés dans l'État de Washington. L'orthographe du nom de la rivière change à la frontière, où « Okanagan » devient « Okanogan » aux États-Unis. La rivière Okanagan traverse trois barrages en Colombie-Britannique (Penticton, Okanagan Falls et McIntyre) et un quatrième dans l'État de Washington (Zosel). L'eau de la rivière Okanagan se mélange à l'eau du cours supérieur du fleuve Columbia (haut Columbia) et traverse neuf barrages dans le cours principal de celui-ci avant de se jeter dans l'océan Pacifique, près de la frontière ouest entre les États de Washington et de l'Oregon.

Les saumons chinooks de l'Okanagan (*Oncorhynchus tshawytscha*) forment la seule population canadienne du fleuve Columbia et sont distincts sur le plan génétique des individus de toutes les autres populations canadiennes de saumons chinooks (il s'agit d'une unité désignable [UD]; COSEPAC 2018)¹. Les individus de cette population sont de type océanique et remontent pendant l'été. La population est considérée comme une unité de conservation (UC) en vertu de la *Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique* étant donné qu'elle est suffisamment isolée des autres groupes pour rendre très peu probable une recolonisation naturelle des lieux par l'espèce dans un délai raisonnable si elle venait à disparaître (MPO 2005).

Les saumons chinooks de l'Okanagan ont déjà fait l'objet d'une pêche autochtone importante à des fins alimentaires et commerciales (Vedan 2002). Le peuple syilx de la Nation okanagan considère ces poissons (appelés « Ntytix ») comme un aliment primaire de grande importance. Aujourd'hui, il reste peu de saumons chinooks de l'Okanagan à l'état sauvage. La population est actuellement inscrite aux listes d'espèces en péril d'organismes nationaux et provinciaux. En mai 2005, le COSEPAC a désigné le saumon chinook de l'Okanagan comme étant en voie de disparition au terme d'une évaluation d'urgence. En avril, le COSEPAC a réexaminé le statut de la population et l'a désignée comme étant menacée en raison de la possibilité d'immigration de source externe, qui est représentée par les populations de saumons chinooks à proximité présentes dans le haut Columbia. En 2010, le ministre fédéral de l'Environnement et du Changement climatique a recommandé de ne pas inscrire la population de saumons chinooks de l'Okanagan à la liste de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral. Les raisons expliquant cette recommandation comprennent les pertes importantes de revenus pour l'économie de la Colombie-Britannique (19 millions de dollars par année) et le fait qu'en l'absence de toute pêche, le potentiel de rétablissement de la population est considéré comme étant faible (gouvernement du Canada 2010). En 2017, le COSEPAC a réexaminé le statut de la population et l'a évaluée comme étant en voie de disparition (COSEPAC 2017). Il a déclaré que le rétablissement réalisé grâce à l'immigration de populations à proximité était peu probable, compte tenu de l'incertitude du statut de la population source et de la viabilité

¹ Selon le document du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (2017), l'UD est formée de saumons chinooks d'été de type océanique présents dans le haut Columbia qui remontent en l'été et fraient en octobre.

inconnue des potentiels individus égarés. En Colombie-Britannique, le saumon chinook de l'Okanagan est classé « apparemment non en péril ». Toutefois, la population est considérée comme hautement prioritaire sur le plan de la conservation, selon la liste des priorités du cadre de conservation (Conservation Framework) du ministère de l'Environnement de la province (Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique).

Il existe des lois et des politiques fédérales et provinciales visant à protéger les poissons et leurs milieux marins et d'eau douce. La *Water Act* de la Colombie-Britannique régit le détournement, l'utilisation et le stockage des eaux de surface en Colombie-Britannique, ce qui apporte une certaine protection à l'habitat de fraie et de grossissement dans la rivière Okanagan. La *Loi du traité des eaux limitrophes internationales* et la *Loi sur les ouvrages destinés à l'amélioration des cours d'eau internationaux* du gouvernement fédéral régissent le détournement, le harnachement et l'obstruction des plans d'eau internationaux, comme la rivière Okanagan et le lac Osoyoos, et apportent une certaine protection aux voies de migration. La *Loi sur les pêches* du gouvernement fédéral régit la pêche et protège l'habitat des poissons contre les perturbations, la destruction et les modifications nuisibles; elle protège ainsi les poissons et leur habitat à l'échelle du Canada.

Depuis 2002, l'Okanagan Nation Alliance (ONA) participe à l'étude et à la conservation du saumon chinook de l'Okanagan. Des données de dénombrement et des échantillons biologiques sur la population ont été recueillis dans le cadre des dénombrements annuels de saumons rouges (*Oncorhynchus nerka*). Des données sur l'habitat ont aussi été recueillies dans le cours principal et les affluents de la rivière Okanagan, en association avec le programme d'évaluation et de surveillance du bassin de l'Okanagan (Okanagan Basin Monitoring and Evaluation Program [OBMEP]). À partir de 2004, les données sur l'habitat ont été modélisées à l'aide d'un modèle de diagnostic et de traitement de l'écosystème (Ecosystem Diagnosis and Treatment [EDT] model) tous les quatre ans (OBMEP 2019). De l'ADN environnemental a été recueilli dans les affluents de la rivière Okanagan en collaboration avec les Colville Confederated Tribes et le United States Geological Service (Laramie *et al.* 2015).

L'ONA contribue à l'amélioration de l'habitat de fraie du saumon chinook grâce à l'installation de frayères près d'Oliver et de Penticton, dans le cadre de l'initiative de remise en état de la rivière Okanagan (Okanagan River Restoration Initiative [ORRI]). De plus, l'ONA a augmenté l'habitat disponible pour le saumon chinook en s'efforçant de retirer les obstacles à la migration associés aux barrages McIntyre (2009; Rivard-Sirois *et al.* 2013) et Skaha (2014; Dunn et Folks 2015), ainsi que les obstacles dans les affluents, y compris le ruisseau Shingle (2014; Enns 2015).

Lorsque le COSEPAC désigne des espèces aquatiques menacées ou en voie de disparition, Pêches et Océans Canada (MPO), en sa qualité de ministère compétent aux termes de la LEP, est tenu de prendre un certain nombre de mesures. La mise en place de bon nombre de ces mesures nécessite la collecte de données scientifiques sur la situation actuelle de l'espèce, les menaces qui pèsent sur sa survie et son rétablissement, et le caractère réalisable de son rétablissement. L'ONA a produit un certain nombre de documents axés sur la conservation du saumon chinook de l'Okanagan, qui ont facilité l'élaboration de documents du COSEPAC et de l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) de l'espèce. En 2006, l'ONA a participé à la rédaction de l'EPR, en collaboration avec le MPO, la Columbia River Intertribal Fish Commission et Summit Environmental (Davis *et al.* 2007). En 2010, on a compilé les renseignements relatifs au saumon chinook de l'Okanagan (2006 à 2010) (Davis 2010). Ensuite, en 2016, l'ONA a élaboré le plan de rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan (Bussanich *et al.* 2016).

La présente EPR formule un avis scientifique et permet de considérer l'ajout d'analyses scientifiques examinées par les pairs aux processus de la LEP. L'avis formulé dans cette EPR

pourra servir à éclairer les analyses scientifiques et socioéconomiques associées au processus décisionnel d'inscription de la population sur la liste des espèces en péril, à faciliter l'établissement d'un programme de rétablissement et d'un plan d'action, et à appuyer la prise de décisions concernant les permis, les ententes et les conditions connexes, conformément aux articles 73, 74, 75, 77 et 78 de la LEP. Ainsi, le présent document vise à fournir des renseignements à jour ainsi que l'incertitude connexe afin qu'on puisse donner suite aux 22 éléments décrits dans le cadre de référence à l'aide du meilleur avis scientifique possible, compte tenu des renseignements compilés sur le saumon chinook de l'Okanagan (MPO 2014a). L'avis formulé par l'entremise de ce processus permettra aussi de mettre à jour et de consolider tout autre avis existant au sujet de cette espèce. Lors de la rédaction du document, on a suivi la *Directive sur la réalisation des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) des espèces aquatiques en péril* (MPO 2014a).

APERÇU DES BARRAGES SITUÉS DANS LA RIVIÈRE OKANAGAN ET LE COURS PRINCIPAL DU FLEUVE COLUMBIA

À partir de 1910, on a commencé à modifier la rivière Okanagan, d'abord en apportant des changements à la décharge du lac Okanagan afin de répondre aux demandes concurrentes pour l'eau (Symonds 2000, Shepherd *et al.* 2006, Machin *et al.* 2015). Depuis ce temps, on a construit des barrages sur cette rivière, aux décharges des lacs Okanagan (barrage Penticton), Skaha (barrage d'Okanagan Falls), Vaseux (barrage McIntyre) et Osoyoos (barrage Zosel, aux États-Unis). Le barrage Zosel peut régulièrement être franchi par les poissons qui migrent en amont de celui-ci. De plus, on a installé une passe à poissons pour le franchissement du barrage McIntyre en 2009, ce qui permet aux salmonidés d'avoir accès à l'habitat en amont du lac Vaseux. Par conséquent, 11 km de milieux fluviaux ont été ajoutés à l'habitat de fraie et de grossissement de l'espèce. Neuf grands barrages hydroélectriques supplémentaires sont situés dans la portion américaine du bassin du Columbia. Parmi ceux-ci, quatre sont exploités par le gouvernement fédéral des États-Unis (Bonneville, Dalles, John Day et McNary) et cinq sont exploités par des Public Utility Districts (Priest Rapids, Wanapum, Rock Island, Rocky Reach et Wells; Tableau 1, Figure 1).

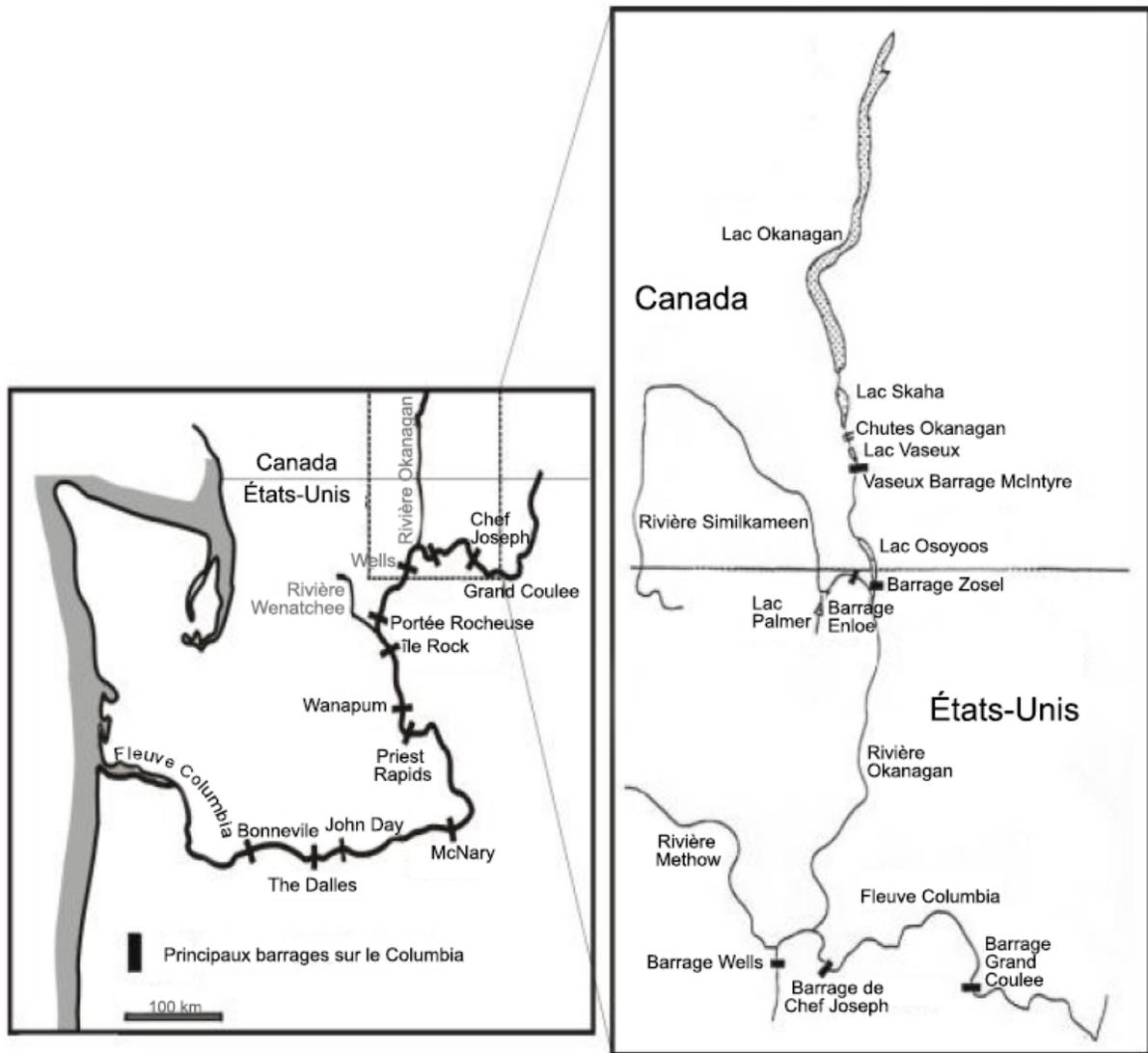


Figure 1. Emplacement des barrages situés le long des cours principaux de la rivière Okanagan et du fleuve Columbia.

Tableau 1. Barrages importants situés sur les parties canadienne et américaine du fleuve Columbia.

Barrage	Pays	Année	Type	Hauteur (m)
Okanagan	Canada	1914/1920/1928	Barrage-poids	-
Skaha	Canada	1953	Barrage-poids	-
McIntyre	Canada	1941/1954	Barrage-poids	1,7
Zosel	États-Unis	1926	Barrage-poids	-
Wells	États-Unis	1967	Barrage-poids	49
Rocky Reach	États-Unis	1969	Barrage-poids	40
Rock Island	États-Unis	1933	Barrage-poids	41
Wanapum	États-Unis	1963	Barrage-poids en terre	56
Priest Rapids	États-Unis	1961	Barrage-poids en terre	54
McNary	États-Unis	1954	Barrage-poids	56
John Day	États-Unis	1971	Barrage-poids	56
The Dalles	États-Unis	1957	Barrage-poids	61
Bonneville	États-Unis	1937	Barrage-poids	60

Les neuf barrages importants situés sur le fleuve Columbia, en aval de la jonction avec la rivière Okanogan, peuvent être franchis par les saumons. Dans les années 1960, on a mis de l'avant des efforts considérables pour améliorer le passage des saumons au-delà de ces barrages. Dans l'EPR précédente réalisée par le MPO (Davis *et al.* 2007), on indiquait que selon les estimations, 80 à 85 % des saumons chinooks adultes survivaient à la montaison, tandis que seulement 43 % des juvéniles survivaient à la dévalaison. De nombreuses ententes et initiatives ont été entreprises et ont entraîné des changements favorables pour les populations de saumons chinooks. Par exemple, les saumons chinooks d'automne du tronçon Hanford, qui fraient en aval du barrage Priest Rapids, forment une population relativement saine qui a bénéficié de la « Vernita Bar Settlement Agreement » [non traduit] (entente de règlement concernant Vernita Bar). En 1984, la mise en œuvre de cet accord a permis de contrôler le débit de l'eau évacuée par le barrage Priest Rapids (Harnish *et al.* 2014), ce qui a entraîné des avantages importants pour cette population lorsqu'on a commencé à gérer le débit minimal pendant le développement des juvéniles dans le gravier (stade larvaire). En outre, l'atténuation des fluctuations du débit pendant les périodes de grossissement en mer a permis d'augmenter la productivité de la population (Harnish *et al.* 2014).

APERÇU DES ÉCLOSERIES SITUÉES DANS LA RIVIÈRE OKANAGAN ET LE COURS PRINCIPAL DU FLEUVE COLUMBIA

Bon nombre d'écloseries sont situées dans la partie américaine de la rivière Okanogan (tableau 2), et une nouvelle éclosérie se trouve à Penticton, en Colombie-Britannique. Tous les saumons chinooks d'été et d'automne nés en éclosérie qui sont présents dans le haut Columbia ont la nageoire adipeuse coupée et la plupart sont munis d'une micromarque magnétisée codée (Casey Baldwin, comm. pers.).

Les saumons nés en éclosérie pourraient représenter une menace parce que l'on considère que leur valeur adaptative est inférieure à celle des individus sauvages (Araki *et al.* 2008, Beamish *et al.* 2012, Drenner *et al.* 2012, Eliason et Farrell 2016). En raison de leurs conditions de grossissement, ces saumons subissent différentes pressions de sélection; ils sont donc différents des individus sauvages sur le plan génétique. Récemment, le MPO a conclu que la production naturelle de saumons chinooks du Pacifique au Canada diminue selon l'augmentation de l'ampleur des programmes d'ensemencement, en raison des répercussions génétiques sur la valeur adaptative et du faible succès de reproduction des individus d'éclosérie à l'état sauvage (Withler *et al.* 2018). En outre, même si l'amélioration des pratiques en éclosérie peut augmenter la survie des individus qui y sont nés, cette amélioration peut aussi

entraîner de la compétition pour les ressources entre les saumons d'écloserie et les saumons sauvages.

Tableau 2. Programmes d'ensemencement dans la région du haut Columbia (en amont de Yakima) en 2016. Les renseignements proviennent du document de Maier (2017).

Programme	Sous-bassin	Objectif	Cible de production
Saumons chinooks d'été ou d'automne			
Saumon chinook d'automne – Priest Rapids	Columbia	Pêche	7 300 000
Saumon chinook d'automne – Ringold Springs	Columbia	Pêche	3 500 000
Saumon chinook d'été – Chelan Falls	Columbia	Pêche	576 000
Saumon chinook d'été – Wells	Columbia	Pêche	804 000
Saumon chinook d'été – Wenatchee	Wenatchee	Pêche	500 000
Saumon chinook d'été – Entiat	Entiat	Pêche	400 000
Saumon chinook d'été – Methow	Methow	Pêche	200 000
Saumon chinook d'été ou d'automne – Chief Joseph	Columbia	Pêche	900 000
Saumon chinook d'été ou d'automne – Chief Joseph	Okanogan	Conservation ou pêche	1 200 000
TOTAL – Saumons chinooks d'été ou d'automne			15 380 000

Programme	Sous-bassin	Objectif	Cible de production
Saumons chinooks de printemps			
Saumon chinook de printemps – Wenatchee	Wenatchee	Conservation	269 026
Saumon chinook de printemps – Wenatchee	Wenatchee	Filet de sécurité	98 670
Saumon chinook de printemps – Methow	Methow	Conservation	223 765
Saumon chinook de printemps – Winthrop	Methow	Filet de sécurité	400 000
Saumon chinook de printemps – Leavenworth	Wenatchee	Pêche	1 200 000
Saumon chinook de printemps – Chief Joseph	Okanogan	Pêche	700 000
Saumon chinook de printemps – Chief Joseph	Okanogan	Réintroduction	200 000
TOTAL – Saumons chinooks de printemps			18 471 461

L'observation d'individus marqués (sans nageoire adipeuse) dans les frayères de la rivière Okanogan indique la présence d'individus d'écloserie égarés. Ces individus pourraient représenter à la fois une menace et un avantage pour le saumon sauvage. Malgré leurs effets négatifs, les pratiques liées aux écloseries représentent probablement un facteur à considérer important pour la survie du saumon chinook de l'Okanogan. Pour que les cibles de rétablissement puissent être atteintes, il faudrait probablement que les populations américaines augmentent considérablement par l'entremise d'un programme d'ensemencement, ce qui accélérerait aussi le temps requis pour le rétablissement.

PARAMÈTRES RELATIFS À LA BIOLOGIE, À L'ABONDANCE, À LA RÉPARTITION ET AU CYCLE VITAL

ÉLÉMENT 1 : RÉSUMER LES CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN

Données biométriques et cycle vital

Le saumon chinook (famille des Salmonidés : *Oncorhynchus tshawytscha*) est l'une des sept espèces du genre *Oncorhynchus* qui sont indigènes de l'Amérique du Nord (Crête-Lafrenière *et al.* 2012). Il s'agit de l'espèce du genre *Oncorhynchus* atteignant la plus grande taille; les adultes peuvent dépasser un mètre de longueur et peser jusqu'à 45 kilogrammes. Le saumon chinook se distingue des autres espèces de salmonidés par la présence de petites taches noires sur les deux lobes de sa nageoire caudale et par des gencives noires à la base des dents de sa mâchoire inférieure (Healey 1991). La morphologie et la coloration des individus changent considérablement avant la fraie. Comme la plupart des autres espèces du genre *Oncorhynchus*, les saumons chinooks mâles développent une importante mâchoire supérieure en crochet (kype) et une bosse dorsale. Parmi les espèces de ce genre, les femelles du saumon chinook sont les plus fécondes (jusqu'à 10 000 œufs par individu) et pondent les plus gros œufs (poids frais d'un seul œuf supérieur à 400 milligrammes) (Einum *et al.* 2003).

Il existe deux types de cycle vital chez le saumon chinook, soit le type fluvial et le type océanique, qui se distingue par le moment de la migration des juvéniles. Le cycle vital du saumon chinook compte quatre stades distincts : œuf, larve, juvénile et adulte. Les œufs sont déposés dans le substrat constitué de gravier et de galets de cours d'eau à la fin de l'été ou au début de l'automne. La période d'incubation s'étend durant les mois d'automne et d'hiver, puis l'éclosion des œufs et l'émergence des larves se déroulent au printemps. Le stade de juvénile commence après l'absorption du vitellus et comprend les alevins de moins d'un an, les alevins et les tacons. Le grossissement des juvéniles se déroule en eau douce pendant un an (type fluvial) ou pendant deux à cinq mois (type océanique), puis les individus migrent vers l'océan. Les juvéniles sont habituellement planctivores (se nourrissent principalement de plancton) en eau douce et deviennent piscivores (se nourrissent de poissons) en milieu marin. Ils subissent des changements physiologiques (processus de smoltification) en prévision de leur transition de l'eau douce vers l'eau salée. La période de résidence dans l'océan varie d'un à six ans. Les adultes retournent en eau douce pour frayer lorsqu'ils sont âgés de trois à sept ans, mais le plus souvent à l'âge 4 ou 5. L'âge à maturité est calculé à compter du moment où un œuf est déposé dans une frayère jusqu'à la montaison de l'individu devenu un reproducteur.

Les saumons chinooks d'été sauvages qui sont de type océanique migrent vers le milieu marin au stade de juvénile, de deux à cinq mois après leur émergence, et remontent pendant l'été au stade d'adulte. Les saumons chinooks de l'Okanagan fraient à l'automne (Wright *et al.* 2002). La fraie est probablement déclenchée lorsque la température de l'eau diminue en deçà de 16 °C (Healey 1991), ce qui se produit à la fin de septembre ou au début d'octobre dans la rivière Okanagan (Hyatt et Rankin 1999). Les populations de saumons chinooks sont souvent caractérisées selon la stratégie dominante de leur cycle vital. Ainsi, les saumons chinooks de l'Okanagan sauvages sont considérés comme une population de type océanique remontant pendant l'été. Le présent document ciblera donc la population caractérisée par cette stratégie. Des relevés visuels récents et la détection d'étiquettes PIT dans les affluents de la rivière Okanagan (OBMEP 2019) ont montré que des individus de type fluvial remontant au printemps sont aussi présents dans le bassin hydrographique. Par contre, on n'a pas tenu compte de ces individus dans ce document.

Physiologie

Le saumon chinook est ectotherme, ce qui signifie que les changements de la température de l'eau et de la disponibilité de l'oxygène modifient les fonctions physiologiques (p. ex., croissance, performance natatoire, taux métabolique) qui peuvent avoir une incidence sur sa survie (Healey 1991, Farrell *et al.* 2008). Ces deux variables représentent probablement les difficultés les plus importantes que le saumon doit surmonter pour s'adapter à des conditions plus chaudes. En fin de compte, les variables déterminent le taux selon lequel les tissus d'un individu peuvent absorber assez d'oxygène pour répondre à la demande (par un mécanisme inconnu; Wang *et al.* 2014). La température et la saturation en oxygène sont inextricablement liées par l'entremise de seuils et de procédés chimiques relatifs à la solubilité. On présume qu'un rendement thermique plus élevé chez certains individus est attribuable à un apport en oxygène suffisant vers le cœur, qui permet une augmentation du rythme cardiaque au-delà des valeurs au repos (Eliason et Farrell 2016). Chez les salmonidés, les protéines de choc thermique sont exprimées pendant un stress thermique (produit d'environ 22 à 25 °C), qui produit des dommages importants aux protéines, une réponse de choc thermique (Lund *et al.* 2002), une augmentation de la vulnérabilité aux maladies, une altération de l'ovulation et une augmentation des niveaux d'hormones de stress (Young *et al.* 2006, Jonsson et Jonsson 2009, Bradford *et al.* 2010a,b). Les saumons chinooks de la rivière Okanagan qui remontent doivent soit tolérer des températures de l'eau sous-optimales en septembre (de 16 à 22 °C) ou demeurer en aval de la rivière Okanagan jusqu'à ce que les températures baissent jusqu'à environ 16 °C au début d'octobre (COSEPAC 2017). On a estimé que la survie des œufs lors de la fécondation et de l'éclosion, et celle des larves lors de l'émergence dépassait 84 % lorsque les températures de l'eau se situaient entre 13 et 16,5 °C (Geist *et al.* 2006). Dans la même étude, on a aussi découvert qu'une température d'incubation de 17 °C produisait des taux élevés d'œufs fécondés se développant en œufs embryonnés, mais entraînait de faibles taux d'éclosion et de survie lors de l'émergence (moins de 2,5 %). L'exposition à des températures élevées peut augmenter la vulnérabilité aux maladies, altérer l'ovulation et augmenter les niveaux d'hormones de stress chez les salmonidés (Young *et al.* 2006, Jonsson et Jonsson 2009, Bradford *et al.* 2010a).

L'utilisation d'oxygène est requise à tous les stades du cycle vital des salmonidés. La percolation de l'eau (maintien de la température et du niveau d'oxygène) dans le gravier des frayères est essentielle à la survie des œufs et des alevins vésiculés; ce besoin peut être gravement compromis par l'envasement des frayères (Healey 1991). Dans le cadre d'une étude ciblant les œufs de saumons chinooks présents dans le cours inférieur du fleuve Columbia, on a conclu que lorsque les taux de percolation variaient de 0,4 pi/s (12,2 cm/s) à 2,2 pi/s (67,1 cm/s), presque tous les œufs ont pu éclore (environ 96 %; Shelton 1955). Au cours des autres stades du cycle vital, la demande en oxygène demeure un facteur limitatif. En plus de la température, d'autres effets anthropiques exercent des pressions sur la demande en oxygène et augmentent la demande concernant l'apport d'oxygène aux tissus. Les barrages hydroélectriques qui produisent des débits d'eau élevés peuvent augmenter la fréquence des moments pendant lesquels les saumons en migration doivent nager à leur vitesse de pointe, une activité associée à une importante dépense énergétique et à une demande en oxygène élevée (Eliason et Farrell 2016). On sait aussi que des pathogènes peuvent augmenter la demande en oxygène chez les saumons du Pacifique (Tierney et Farrell 2004, Wagner *et al.* 2005).

La préparation en matière d'osmorégulation est essentielle lors de la transition initiale des individus de l'eau douce vers l'eau salée; le processus inverse se déroule lors de la montaison. Ces périodes du cycle vital du saumon font partie des transitions demandant le plus d'énergie, car les cellules de nombreux types de tissus doivent reconfigurer et restructurer leur membrane

et leur couche protéique pour faire face aux changements rapides de la teneur en sel (McCormick et Saunders 1987, McCormick 1994, Perry 1997). On a observé que les saumons du Pacifique, y compris le saumon chinook, tolèrent une certaine plage d'expositions à la salinité. Chez ces individus, l'acclimatation au milieu marin est variable et plastique (Zaugg 1982, Clarke et Shelbourn 1985), car elle est influencée par la température de l'eau lors du grossissement et la hausse des coûts métaboliques attribuables à l'augmentation de l'exposition à la salinité (Morgan et Iwama 1991). Ces coûts sont susceptibles d'être confondus avec les températures de l'eau (Clarke et Shelbourn 1985).

Il existe très peu d'études axées sur les effets de l'acidification des océans (diminution du pH) sur les saumons du Pacifique. Dans le cadre d'une étude, on a élevé des saumons chinooks aux stades d'alevin vésiculé et d'alevin dans des environnements ayant des pH distincts, et on a observé des différences concernant les taux de croissance, qui ont été déterminées par la mesure de la largeur d'otolithes. Plus de 90 % des œufs ont éclos à tous les pH de la plage testés (de 4,5 à 7). Toutefois, les alevins ayant été transférés d'un pH de 6,2 à un pH de 4,5 ont affiché des changements relatifs à la croissance (Geen *et al.* 1985).

La modélisation de la physiologie des poissons a aussi commencé à avoir des avantages pratiques pour l'estimation de l'utilisation d'énergie et des taux de mortalité (Hague *et al.* 2011). On a aussi utilisé des modèles du succès de migration pour déterminer les effets du changement des conditions environnementales sur les saumons du Pacifique (Rand *et al.* 2006). En outre, on a réussi à appliquer des modèles de la consommation d'oxygène maximale pour estimer l'utilisation d'énergie et les taux de croissance de populations sauvages de saumons du Pacifique, y compris le saumon chinook (Trudel *et al.* 2004, Trudel et Welch 2005).

Il existe beaucoup d'activités de recherche axées sur la physiologie des saumons du Pacifique, y compris le saumon chinook, si bien que les besoins physiologiques d'une espèce donnée peuvent commencer à guider les décisions d'ordre écologique et de gestion. Nous recommandons fortement de considérer les besoins physiologiques du saumon chinook à titre de composante principale pour toute stratégie de gestion du rétablissement, compte tenu des températures prédites par des modèles de changements climatiques.

Acclimatation et adaptation

Il est bien connu que les saumons du Pacifique sont adaptés à leur propre environnement, à l'échelle locale (Taylor 1991, Eliason *et al.* 2011). Différentes populations font face à un vaste éventail de conditions, comme la distance de migration, la disponibilité de proies, les prédateurs, la géographie, les conditions hydrologiques et les pressions anthropiques. L'acclimatation est la capacité d'un animal à supporter immédiatement un environnement donné, tandis que l'adaptation est la capacité d'une espèce dans son ensemble à changer sur le plan génétique pour répondre à des conditions variables. Le premier processus se déroule pendant de courtes périodes, au cours de la vie d'un individu, tandis qu'une adaptation évolutive réussie se déroule pendant de nombreuses générations. Entre autres systèmes vitaux sous pression lors de l'acclimatation et de l'adaptation, on compte les systèmes respiratoire, immunitaire, circulatoire et reproductif. La montaison fait probablement l'objet d'une grande pression en matière d'adaptation, car les facteurs de stress physiques et biologiques les plus importants sont observés pendant cette période (il est probable d'observer des valeurs extrêmes concernant la température, l'oxygène et la baisse d'énergie; Eliason et Farrell 2016).

Les températures de l'eau minimale et maximale associées à un taux de mortalité avant l'éclosion de 50 % pour les saumons chinooks au stade d'embryon sont de 3 °C et de 16 °C, respectivement (Alderdice et Velsen 1978). Des études récentes ont montré que les saumons

chinooks juvéniles qui ont grossi dans des milieux où la température dépassait les conditions actuelles moyennes de 4 °C (c.-à-d., 12 °C plutôt que 8 °C) présentaient un meilleur rendement cardiaque lorsqu'ils ont été testés dans un milieu où la température était supérieure de 2 °C (Muñoz *et al.* 2014).

Moran et ses collaborateurs (2013) soutiennent que de nombreuses caractéristiques du cycle vital du saumon chinook sont très plastiques ou labiles sur le plan évolutif. Une telle variabilité de ces caractéristiques indique également un degré d'adaptabilité élevé (Healey 1991). On a découvert que les effets observés chez la mère étaient essentiels à la détermination des variations physiologiques chez ses petits. Une étude sur le saumon chinook provenant de l'île de Vancouver a montré qu'une augmentation de la taille des œufs était associée à un changement de la plage liée à la fréquence cardiaque (Sopinka *et al.* 2014; Muñoz *et al.* 2014, 2015). Ces données indiquent que l'adaptation à des pressions thermiques est possible grâce à l'influence maternelle. Des réponses d'adaptation à un choc thermique ont aussi été observées chez d'autres espèces du genre *Oncorhynchus*. Par exemple, en Australie-Occidentale, des programmes de gestion ont permis la sélection passive de 19 générations de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), ce qui a créé une population plus tolérante sur le plan thermique (Molony *et al.* 2004, Chen *et al.* 2015).

Les capacités cardiaques n'affichent pas les mêmes variations plastiques ou génétiques que d'autres systèmes physiologiques. De façon générale, 24,5 °C correspond à la limite thermique supérieure pour le rendement cardiaque des saumons du Pacifique (Muñoz *et al.* 2015). Pour éviter une insuffisance cardiaque à des températures plus élevées, les mécanismes biochimiques en matière de tolérance thermique du saumon devront s'adapter pour empêcher une perte touchant le régime aérobie (capacité de passer du repos aux taux métaboliques les plus élevés; Muñoz *et al.* 2015). Muñoz et ses collaborateurs (2015) ont prédit que la probabilité associée à la disparition totale de la population étudiée d'ici 2100 était de 17 %. Cette prédiction est probablement applicable à d'autres populations de saumons chinooks, comme celle de l'Okanagan.

Structure génétique de la population

Les populations canadiennes de saumons chinooks présentent une diversité génétique importante (Braun *et al.* 2016) et une structure complexe (Moran *et al.* 2013). Les variations concernant le patrimoine génétique, le cycle vital et l'habitat d'eau douce représentent le fondement d'une solide structure des populations. On a décrit la structure des populations de saumons chinooks au moyen d'études portant sur la génétique et le cycle vital, et examinant la variation de ces caractéristiques entre les populations. Les populations sont souvent classées selon deux grands types de cycle vital, soit fluvial ou océanique, décrivant des différences au stade de juvénile. D'autres différences entre les populations sur le plan du moment de la montaison peuvent avoir une incidence sur la structure des populations. Le moment de la montaison (p. ex., printemps, été ou automne) a un certain fondement génétique (Waples *et al.* 2004). Par exemple, pour le saumon chinook du bassin intérieur du fleuve Columbia (populations canadiennes et américaines présentes à l'est des monts Cascade), le type de cycle vital explique une grande part de la variation génétique entre les groupes de populations (Waples *et al.* 2004). Les populations de l'Okanagan, de la Similkameen, du tronçon Hanford, de la Methow et de la Wenatchee aux États-Unis sont des populations d'été et d'automne de type océanique qui font partie de l'unité évolutionnaire significative (UES) d'été et d'automne du haut Columbia. Les individus de cette UES sont différents sur le plan génétique des individus des populations de saumons chinooks constituant l'UES du haut Columbia (type fluvial) et frayant dans certains des mêmes bassins hydrographiques (Beacham *et al.* 2006). Ces observations indiquent que bien qu'il n'y ait aucun obstacle géographique entre les populations

de ces deux UES, il existe des obstacles à la reproduction qui empêchent le mélange des populations.

La population canadienne de saumons chinooks de l'Okanagan est distincte sur le plan génétique au Canada, et aucune autre population de saumons chinooks du bassin du fleuve Columbia n'est présente au pays. Par le passé, cette population pourrait avoir été distincte sur le plan génétique d'autres UES américaines (ou groupes équivalents présents dans le bassin du Fraser) en raison de l'histoire des glaciers distinct à l'échelle régionale et de l'isolation géographique (Myers *et al.* 1998, Waples *et al.* 2004). Toutefois, la parenté génétique des populations de saumons chinooks d'été ou d'automne du haut Columbia a été homogénéisée pendant la construction du barrage Grand Coulee. De 1939 à 1943, tous les saumons chinooks ont été interceptés au barrage Rock Island, puis ils ont été transportés dans des sites de fraie de remplacement ou conservés dans des éclosiers aux fins de propagation artificielle. Les saumons adultes d'été en montaison ont été transportés dans des sections fermées des rivières Wenatchee ou Entiat pour qu'ils puissent frayer naturellement, mais aucun individu n'a été transporté dans la rivière Okanagan. Pendant cette période, des alevins et des alevins de moins d'un an issus de la propagation artificielle ont été introduits dans les rivières Wenatchee, Entiat et Methow, mais encore une fois, aucun individu n'a été introduit dans la rivière Okanagan. La réintroduction d'individus d'été dans la rivière Okanogan a découlé du transfert d'individus ou de la recolonisation du milieu par des individus égarés après l'arrêt des activités de capture au barrage Rock Island, à la fin de l'année 1943 (Mullan 1987, Myers *et al.* 1998). Il a été confirmé que les saumons chinooks de l'Okanagan présentent un important degré d'hétérozygotie et de richesse allélique, ce qui indique qu'ils ne font pas partie d'une petite population consanguine ou appauvrie, mais qu'ils constituent une partie de la métapopulation plus vaste de saumons chinooks du haut Columbia (ils reçoivent donc un apport génétique d'une population plus vaste; Ruth Withler, MPO, comm. pers.). L'observation de saumons chinooks d'éclosier (dont la nageoire adipeuse a été coupée) dans les frayères corrobore le phénomène de dispersion (aussi appelée « égarement ») d'individus en provenance des États-Unis (Davis *et al.* 2007). Par contre, l'analyse de l'ADN d'échantillons prélevés sur des saumons chinooks de l'Okanagan indique que certains des poissons frayant au Canada ont produit des descendants qui remontent vers les frayères canadiennes. Néanmoins, il est peu probable que la population de la rivière Okanagan soit une population restante de longue date qui est indépendante des populations à proximité présentes dans le bassin hydrographique de la rivière Okanagan.

Le faible degré de différenciation génétique entre les individus de la rivière Okanagan et ceux des populations de saumons chinooks d'été ou d'automne du haut Columbia à proximité fait en sorte que ces populations sont probablement la principale source de flux génétique de la population de la rivière Okanagan (Withler 2006², Davis *et al.* 2007). Néanmoins, le grand nombre d'adultes ayant participé à la montaison de 2005-2006, même si ceux-ci sont la progéniture de peu de couples reproducteurs, indique qu'une fraie réussie (en termes de production d'individus qui remontent) s'est récemment produite dans la rivière Okanagan. La raison expliquant cette observation est en grande partie inconnue. Toutefois, on pense que les individus présents dans la portion canadienne de la rivière ont été considérés comme faisant partie d'une métapopulation beaucoup plus vaste et qu'ils reçoivent actuellement ou ont récemment reçu un apport génétique provenant d'une population à proximité plus vaste. Il s'agit probablement de la population de la rivière Similkameen (Davis *et al.* 2007).

² Withler, R.E. 2006. *Genetic analysis of Okanagan Chinook Salmon*. (Échantillons de 2006 inclus). Rapport interne du MPO.

À titre de résumé et aux fins de la présente EPR, il est à noter qu'il est très improbable qu'une population originale de saumons chinooks génétiquement distincte provenant de la rivière Okanagan soit toujours viable sur le plan reproductif. Une grande partie de l'avis scientifique généré pour la présente EPR tient compte de cet élément et cible le rétablissement de tout saumon chinook d'origine sauvage frayant dans le bassin de la rivière Okanagan.

Alimentation et régime alimentaire

En milieu d'eau douce, les alevins du saumon chinook se nourrissent d'insectes terrestres, de crustacés, de chironomidés, de corixidés, de phryganes, d'acariens, d'araignées, d'aphidiens, de larves de *Corethra* et de fourmis (Scott et Crossman 1973, Healey 1991). La communauté macrozooplanctonique du lac Osoyoos, qui constitue une partie de l'alimentation des saumons chinooks de l'Okanagan en grossissement, est dominée par les cyclopidés et les diptomidés, et comprend des populations importantes de *Daphnia* et de *Bosmina* (Wright *et al.* 2002, Wright et Long 2005). On a également constaté que le saumon chinook de l'Okanagan est piscivore et se nourrit d'alevins du saumon rouge (FDONA, données inédites, 2005). Certaines études indiquent que la composition du régime alimentaire en acides gras peut avoir une incidence sur le développement de l'osmorégulation chez le saumon chinook (Grant *et al.* 2010).

En milieu marin, les saumons chinooks juvéniles se nourrissent principalement de poissons, particulièrement de harengs du Pacifique (*Clupea harengus*); des invertébrés, comme les calmars, les amphipodes, les crevettes, les euphausiacés et les larves de crabe, composent le reste de leur régime alimentaire (Scott et Crossman 1973, Healey 1991). L'abondance relative de poissons dans le contenu stomacal des saumons chinooks issus de la pêche commerciale augmente avec la taille des individus. En général, les différentes espèces d'invertébrés constituent une composante relativement faible du régime des saumons chinooks adultes dans l'océan, mais il existe une variation saisonnière et régionale considérable dans la composition du régime (Healey 1991). Les périodes d'alimentation de pointe du saumon chinook dans l'océan semblent être le printemps et l'été, le printemps étant la meilleure période dans la partie sud de l'aire de répartition nord-américaine de l'espèce et l'été, la meilleure période le long de la côte du Canada (Healey 1991). Les saumons chinooks de type océanique peuvent entrer en compétition avec les saumons roses (*O. gorbuscha*) pendant la période de résidence en milieu marin; le degré de compétition peut être influencé par le climat (p. ex., atteint un sommet lors des phénomènes El Niño forts; Ruggerone et Goetz 2004).

Écologie (relations interspécifiques)

Milieu d'eau douce

La prédation ciblant les saumons chinooks juvéniles est fréquente en milieu d'eau douce; leurs principaux prédateurs sont les oiseaux piscivores et les poissons (Healey 1991). De plus, on a observé des saumons juvéniles qui ont été tués ou blessés par des prédateurs invertébrés. Cependant, à l'exception des conditions en écloserie, on connaît peu la prédation effectuée par ces prédateurs. On a relevé des taux de mortalité de 70 à 90 % chez les alevins et les alevins de moins d'un an dans plusieurs rivières du nord-ouest de l'Amérique du Nord (Healey 1991).

Les saumons chinooks juvéniles présents dans le lac Osoyoos peuvent être les proies du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), de la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*), de l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), de la perchaude (*Perca flavescens*) et de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoide*), qui sont des espèces introduites (Wright *et al.* 2002). Cependant, entre 2007 et 2009, on a capturé 203 perchaudes aux fins d'analyse du contenu stomacal afin de déterminer si elles avaient consommé des saumons chinooks juvéniles. On a découvert que l'estomac d'une seule perchaude contenait un salmonidé ou un

corégonidé, ce qui indique que la perchaude pourrait ne pas être un prédateur important (probablement un compétiteur) des juvéniles du saumon chinook de l'Okanagan (Davis 2010). On a documenté que certains prédateurs non indigènes comme le bar rayé (*Morone saxatilis*) ciblaient le saumon chinook dans la rivière Mokelumne, en Californie, en raison de modifications de l'habitat (Sabal *et al.* 2016).

Les saumons chinooks de l'Okanagan pourraient également interagir avec des saumons rouges dans les frayères. Des augmentations récentes et importantes de l'abondance des saumons rouges de la rivière Okanagan ainsi que l'observation de la fraie de saumons rouges au-dessus des nids de fraie de saumons chinooks (c.-à-d., superposition des nids de fraie) soulèvent des préoccupations (Davis 2010). Si une telle interaction perturbe les œufs du saumon chinook ou entraîne leur déplacement, il y aurait une réduction subséquente de la survie du stade d'œuf au stade d'alevin.

Milieu marin

La transition de l'eau douce vers l'eau salée n'implique pas seulement des coûts physiologiques importants pour les saumons en dévalaison, elle fait aussi en sorte que ces derniers doivent s'ajuster à de nouvelles proies, à de nouveaux prédateurs et à des milieux entièrement nouveaux (Weitkamp *et al.* 2015).

Les saumons chinooks adultes constituent de 70 à 80 % du régime alimentaire des épaulards résidents (*Orcinus orca*) pendant l'été, lorsque ces derniers sont présents le long de la côte de la Colombie-Britannique (Ford et Ellis 2006). La présence du saumon chinook dans le régime alimentaire des épaulards a augmenté au fil du temps, ce qui indique un changement de préférence pour ce type de nourriture (Adams *et al.* 2016). Bien qu'aucune donnée empirique ne montre que les épaulards s'alimentent de manière sélective de saumons chinooks d'été du haut Columbia, cette UES constitue une grande part des individus de type océanique du bassin du Columbia (McClure *et al.* 2003a) qui sont disponibles pour les épaulards s'alimentant dans les eaux côtières du Pacifique Nord.

La mortalité due aux mammifères marins et aux prédateurs terrestres et aviaires a probablement augmenté depuis la construction de barrages sur le cours principal du Columbia (McClure *et al.* 2003a). Des mesures de lutte contre les prédateurs ont été instaurées sur ce fleuve dans le but d'améliorer la survie des smolts en aval (Zimmerman, 1999, Zimmerman et Ward, 1999) et la survie des adultes en amont (Keefer *et al.* 2012). Le risque de prédation des saumons chinooks du haut Columbia par des pinnipèdes (otaries de Californie [*Zalophus californianus*] et otaries de Steller [*Eumetopias jubatus*]) est faible en raison de la densité relativement faible de prédateurs pendant la période de montaison (Keefer *et al.* 2012).

Des modélisations récentes indiquent que dans la baie Puget, quatre espèces de mammifères marins sont responsables de l'augmentation de la consommation de saumons chinooks, qui est passée de 68 à 625 tonnes métriques de 1970 à 2015 (Chasco *et al.* 2017a). On ne connaît pas les tendances migratoires des saumons chinooks de l'Okanagan dans cette baie, mais on peut raisonnablement s'attendre à ce qu'ils la traversent, compte tenu du fait que le fleuve Columbia se déverse dans l'océan à cet endroit. Des mammifères marins continuent de consommer des saumons le long de leur voie migratoire, qui s'étend de la Californie à l'Alaska (Adams *et al.* 2016).

On sait que le hareng du Pacifique (Ito et Parker 1971) et la taupe du Pacifique (*Lamna ditropis*) (Nagasawa 1998) se nourrissent aussi de saumons chinooks dans l'océan.

Reproduction

Tous les individus de la population canadienne de saumons chinooks de l'Okanagan fraient au Canada, mais certains individus anadromes remontent par le fleuve Columbia, à partir de l'océan Pacifique. Au sein du bassin hydrographique du Columbia, la remonte de saumons chinooks adultes doit franchir neuf barrages situés sur le cours supérieur du fleuve, aux États-Unis, avant d'atteindre la rivière Okanagan. Ils entrent dans celle-ci en juin ou en juillet et y restent jusqu'à la fraie, qui a lieu en octobre (Wright et Long 2005). Cette migration est typique des populations de type océanique présentes dans le bassin du cours supérieur du Columbia (Healey 1991). La fraie atteint habituellement un sommet pendant la troisième semaine d'octobre, lorsque les températures de l'eau varient entre 10 et 14 °C. L'habitat de fraie du saumon chinook comprend une grande variété de profondeurs, de vitesses du courant et de substrats (Tableau 3). La fraie se déroule souvent de façon irrégulière au sein de tronçons d'apparence uniforme, ce qui indique que d'autres facteurs pourraient être déterminants, comme la circulation de l'eau dans le gravier (Geist et Dauble 1998).

Tableau 3. Caractéristiques connues de l'habitat de fraie du saumon chinook et caractéristiques connexes de la rivière Okanagan. Les valeurs moyennes sont associées à une plage correspondant à \pm l'écart-type (ET), si indiqué. Les valeurs inscrites sont associées aux populations de saumons chinooks d'été du Pacifique.

Stade du cycle vital ou caractéristique	Profondeur de l'eau (m)	Vitesse du courant (m/s)	Substrat (mm)	Superficie des nids de fraie (m ²)	Température (°C)	Caractéristiques de prédilection
Nids de fraie	0,49 \pm 0,16 ³ 0,06 à 0,88 m ⁶ > 0,3 ⁵	0,65 \pm 1,19 ⁷ 0,16 à 1,25 ⁶ 0,32 à 1,09 ⁵	40 à 90 ⁷ 13 à 102 ⁵	6,0 à 7,0 ¹ 2,5 à 6,5 ⁹	~ 16 ² 10 à 17 ⁵	Près de crêtes de radiers ou de barres ⁷
Incubation des œufs	0,24 ⁵	3 à 6 ⁷	25,4 à 76,2 ⁸	18 à 20 ^{5,7}	5 à 14,4 ⁵	< 20 % de particules fines (< 6,35 mm) ⁵

Voici les sources de données : 1 – Riebe *et al.* (2014); 2 – Alderdice et Velsen (1978); 3 – Briggs (1953), Collings *et al.* (1972); 4 – Vronskiy (1972); – Bjorn et Reiser (1991); 6 – Wright et Long (2005); 7 – Davis *et al.* (2007); 8 – Kondolf et Wolman (1993); 9 – Burner (1951).

Des éléments probants indiquent le succès de la reproduction de saumons chinooks dans la partie canadienne de la rivière Okanagan. En effet, on a capturé des alevins non matures ou des juvéniles de plus d'un an, et on a découvert des individus de plus d'un an qui étaient encore présents dans le lac Osoyoos. Des analyses génétiques (Withler 2006, Davis *et al.* 2007) ont confirmé que les juvéniles échantillonnés étaient issus de deux épisodes de fraie distincts, car aucune relation fraternelle n'était apparente entre les juvéniles des deux classes d'âge. En outre, une seule femelle du saumon chinook a été observée en amont du barrage McIntyre en 2010. Elle a construit un nid de fraie, mais aucun mâle n'a été observé à proximité. Par conséquent, la fraie n'a probablement pas eu lieu (Davis 2010).

Les saumons chinooks se sont révélés plus féconds que d'autres espèces de saumons du Pacifique. L'examen de plusieurs études a révélé qu'une femelle saumon chinook en période de fraie porte entre 4 347 et 9 427 œufs (Healey 1991). Healey et Heard (1984) ont découvert de 2 148 à 7 705 œufs lorsqu'ils ont examiné 62 saumons chinooks du fleuve Columbia, et Beacham et Murray (1993) ont observé 5 086 \pm 91 œufs lors qu'ils ont examiné trois individus du cours supérieur du Columbia.

ÉLÉMENT 2 : ÉVALUER LA TRAJECTOIRE RÉCENTE DE L'ESPÈCE POUR DÉTERMINER SON ABONDANCE, SA RÉPARTITION ET LE NOMBRE DE POPULATIONS

Répartition selon l'âge

On possède peu de renseignements sur la répartition selon l'âge des reproducteurs dans la rivière Okanagan. Dans le bassin hydrographique de cette rivière, la plupart des petits saumons chinooks qui ont été capturés dans le lac Osoyoos ont été identifiés comme étant des individus de 2 ans (Okanagan Nation Alliance Fisheries Department [ONAFD], données inédites, 2005). Avant 2005 (Tableau 4), on avait déterminé l'âge de sept gros saumons chinooks adultes de la rivière Okanagan : l'un avait quatre ans (sexe inconnu) et les six autres (trois mâles et trois femelles) étaient âgés d'au moins cinq ans (Wright et Long 2005). Parmi les 23 saumons chinooks échantillonnés dans la rivière Okanagan en 2005, 43 % étaient âgés de trois ans (cinq mâles et cinq femelles), 48 % étaient âgés de quatre ans (quatre mâles et sept femelles) et 9 % étaient âgés de cinq ans (un mâle et une femelle) (ONAFD, données inédites, 2005). En 2006, on a capturé 28 saumons chinooks dans la rivière et on a déterminé leur âge : cinq individus étaient âgés de deux ans (20 %; deux mâles et trois femelles); 12 individus étaient âgés de trois ans (48 %; cinq mâles et sept femelles); dix individus étaient âgés de quatre ans (40 %; trois mâles et sept femelles) et une femelle était d'âge inconnu (ONAFD, données inédites, 2006). Les données connexes sur la maturité ne sont pas disponibles, mais on présume que les individus échantillonnés étaient des adultes matures. Les âges 3 et 4 représentent les classes d'âge dominantes des individus capturés pendant ces années (données non fondées sur l'année d'éclosion). Des données provenant de l'écloserie du barrage Wells (qui pourraient être fondées sur une combinaison d'individus de printemps et d'été, c.-à-d., données d'individus d'un an et de moins d'un an regroupées) indiquaient que la proportion d'individus d'âge 4 matures avait augmenté de 1998 à 2011, selon l'année d'éclosion (11,4 % des individus d'âge 4 étaient matures en 1998, ce qui a augmenté à 50,6 % en 2011). Les individus d'âge 5 en montaison étaient tous matures (comité technique, Antonio Velez-Espino, données inédites).

Tableau 4. Structure selon l'âge des saumons chinooks adultes échantillonnés dans le bassin hydrographique de la rivière Okanagan. Dans le tableau, « M » représente les individus mâles, « F », les femelles et « I », les individus de sexe inconnu.

Âge	< 2005	2005	2006	Total M	Total F	Total M + F
2	-	-	2 M, 3 F	2	3	5
3	-	5 M, 5 F	5 M, 7 F	10	12	22
4	1 I	4 M, 7 F	3 M, 7 F	7	14	22
5+	3 M, 3 F	1 M, 1 F	-	4	4	8

Répartition en eau douce

Répartition et comportement des juvéniles

Il existe peu de renseignements sur la répartition actuelle en milieu d'eau douce ou la dévalaison des juvéniles du saumon chinook de l'Okanagan. On a récemment observé des juvéniles en dévalaison depuis la rivière Okanagan jusqu'au lac Osoyoos, à la fin de mai et au début de juin (R. Benson, comm. pers., 2017). Des alevins nouvellement émergés ont également été capturés en amont du lac Osoyoos en avril et en mai (Wright et Long 2005). Des juvéniles ont été observés lors de relevés en apnée menés dans le tronçon inférieur du ruisseau Inkaneep, un affluent du lac Osoyoos (J. Enns, comm. pers., 2019). Des relevés d'ADN environnemental ont montré des détections positives d'ADN du saumon chinook dans les

ruisseaux Inkaneep, Vaseux et Shingle (Laramie *et al.* 2015). Des chercheurs des Colville Confederated Tribes ont observé des saumons chinooks qui quittaient le lac Osoyoos grâce à la capture d'individus au moyen d'un piège rotatif situé à 300 m en aval du barrage Zosel (Andrea Pearl, Colville Confederated Tribes, comm. pers., novembre 2017).

On a enregistré l'observation fortuite de saumons chinooks lors d'un relevé ciblant les smolts du saumon rouge. Peu de renseignements ont été fournis autres que l'observation d'alevins de saumons chinooks de printemps et d'été lors d'activités d'échantillonnage récentes (2012 à 2015). L'origine en amont des alevins capturés n'a pu être déterminée précisément.

Le déplacement des alevins vers l'aval s'effectue principalement la nuit, bien qu'un petit nombre d'alevins se déplacent durant le jour (Healey 1991).

Répartition et comportement des adultes

Par le passé, les saumons chinooks de la rivière Okanagan étaient répartis dans l'ensemble du bassin hydrographique (Vedan 2002). Les Premières Nations ont indiqué que les saumons chinooks faisaient autrefois l'objet d'une pêche importante près des chutes Okanagan (c.-à-d., à la décharge du lac Skaha) et que les individus pouvaient atteindre les lacs Skaha et Okanagan; plus de 2 à 4 millions de saumons étaient dénombrés par année (Clemens 1939, Ernst et Vedan 2000, Vedan 2002). Au début des années 1900, une série de barrages et de déversoirs ont été construits dans la vallée pour le contrôle des inondations et le prélèvement d'eau à des fins agricoles. Une fois ces structures construites, la limite supérieure de l'aire de reproduction des saumons chinooks de l'Okanagan est devenue le barrage McIntyre. Toutefois, depuis l'installation d'une passe à poissons à ce barrage en 2009, un petit nombre (jusqu'à quatre individus) de saumons chinooks ont été observés aussi loin en amont que le chenal de Penticton, entre les lacs Skaha et Okanagan. À l'heure actuelle, l'aire de répartition possible des saumons chinooks de l'Okanagan est semblable à leur aire de répartition historique (Ernst et Vedan 2000, Vedan 2002). Le saumon chinook n'a jamais été observé dans la partie canadienne de la rivière Similkameen en raison de la présence d'une chute infranchissable de six mètres de hauteur à l'endroit où le barrage Enloe a été construit, dans la partie de la rivière située aux États-Unis (Ernst et Vedan 2000, Vedan 2002).

Par le passé, on a relevé l'arrivée de saumons chinooks dans la rivière Okanagan, en amont du lac Osoyoos, au printemps et au début de l'été (Vedan 2002, Armstrong 2015). Les migrateurs printaniers auraient probablement résidé dans le lac pendant l'été et frayé à la même période que la population migrant à l'été et à l'automne (Myers *et al.* 1998). Les études environnementales axées sur l'ADN et menées actuellement par le personnel de l'écloserie du barrage Chief Joseph indiquent que l'utilisation de petits affluents par les saumons chinooks constitue une caractéristique des populations de type fluvial (de printemps) (A. Pearl, comm. pers., 2017). Les connaissances traditionnelles autochtones confirment que les saumons chinooks de printemps de type fluvial utilisent de petits affluents (Vedan 2002, Armstrong 2015). Toutefois, la faible abondance des remontes récentes et le manque d'échantillons génétiques font en sorte qu'il est difficile de déterminer si ces poissons représentent une population distincte. Par exemple, il y a récemment eu des observations anecdotiques de saumons chinooks dans le ruisseau Shingle (situé en amont du lac Skaha; R. Benson, comm. pers., ONA; Armstrong 2015), où le retrait d'un vieux barrage d'irrigation en béton d'une hauteur de six pieds qui avait été construit dans les années 1940 a permis la réouverture de plus de 30 km d'habitat naturel.

La montaison des saumons chinooks du haut Columbia, et probablement des saumons chinooks de la rivière Okanagan, a lieu de jour (Healey 1991), de mai à juillet (Keefer *et al.*, 2004). On a observé que les saumons chinooks d'été du Columbia munis de

radioémetteurs effectuaient une montaison variant de 51 à 83 km/jour, depuis barrage Bonneville jusqu'au barrage McNary (Keefer *et al.* 2004).

Répartition en mer et en estuaire

Le comportement des saumons chinooks de l'Okanagan en mer n'a pas encore été étudié. Leur aire de répartition exacte en milieu marin est également inconnue; toutefois, des individus de type océanique provenant de l'écloserie du barrage Wells, une population au sein de l'UES d'été et d'automne du haut Columbia, ont été capturés le long de la côte du Pacifique, depuis l'Oregon jusqu'à l'Alaska (Sharma et Quinn 2012). Beamish et ses collaborateurs (2012) ont identifié des saumons chinooks du fleuve Columbia (au moyen de leur ADN) au large de la côte est de l'île de Vancouver.

Le saumon chinook de type océanique passe de deux à cinq ans à grossir en milieu marin. Une étude sur les caractéristiques de migration des saumons chinooks et cohos (*Oncorhynchus kisutch*) du Columbia indique qu'il y aurait trois tendances migratoires de base : 1) se diriger vers le large et migrer vers le nord très rapidement; 2) rester près de la côte et migrer lentement vers le nord; 3) utiliser une grande variété de latitudes et afficher divers taux de déplacement (Fisher *et al.* 2014). Les saumons chinooks d'été du haut Columbia adoptent probablement la troisième tendance.

Abondance

Il existe une seule population de saumons chinooks d'été dans la rivière Okanagan. L'abondance de reproducteurs minimale de la population (Figure 2) correspondait à une moyenne d'environ neuf individus de 2008 à 2012, puis elle a augmenté à une moyenne d'environ 50 individus de 2013 à 2017 (estimation maximale de 61 reproducteurs en 2015). En 2018, le nombre de reproducteurs a chuté aux niveaux de 2008 à 2012 (10 reproducteurs). Les données sur l'abondance de reproducteurs présentées dans la Figure 2 ne comprennent pas un petit nombre d'individus ayant la nageoire adipeuse coupée qui ont été observés lors de relevés menés dans les frayères (Figure 3). On observe de tels individus dans les frayères depuis 2005. On ne sait pas précisément de quelle écloserie ni de quel programme (c.-à-d., intégré *ou* distinct) proviennent ces individus. Par conséquent, on ne sait pas si les individus égarés ont une incidence positive (augmentation de l'abondance des saumons sauvages) ou négative (répercussions sur les caractéristiques génétiques et la valeur adaptative; voir par exemple Araki *et al.* 2007) sur les saumons chinooks de l'Okanagan. Les lignes directrices du COSEPAC concernant les espèces sauvages manipulées (ligne directrice n° 7 sur les populations augmentées) stipulent que les individus à nageoire adipeuse coupée ne devraient pas être pris en considération lors de l'évaluation de la taille de la population adulte.

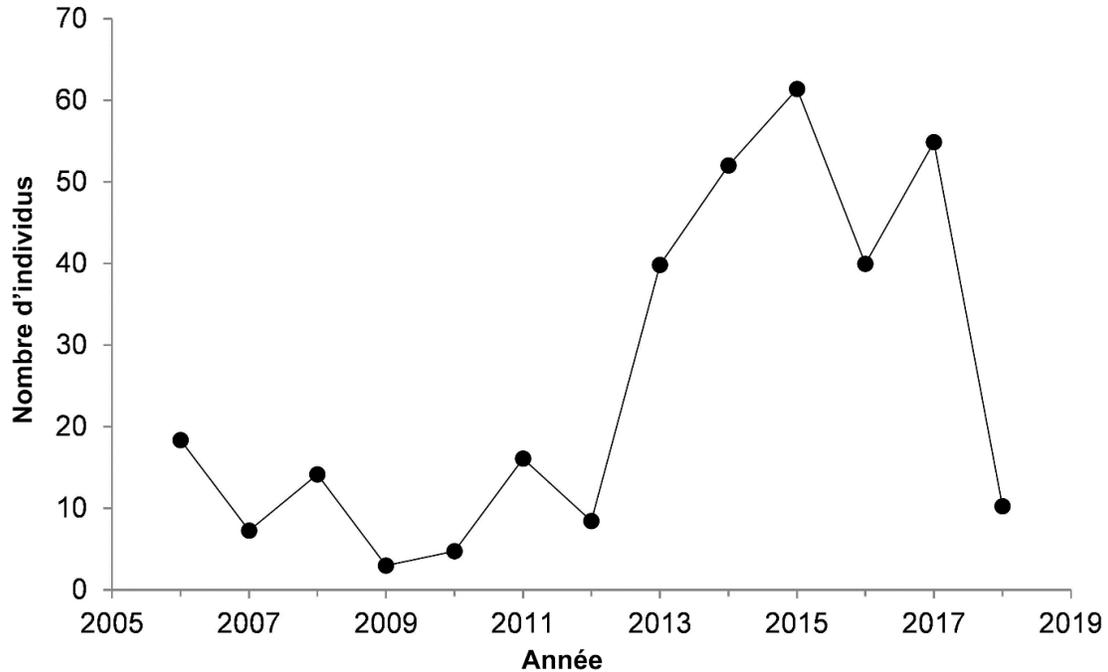


Figure 2. Aire sous la courbe (ASC) des estimations de l'échappée pour le saumon chinook de l'Okanagan (2006 à 2018). L'ASC a été calculée selon la méthode de Neilson et Geen (1981), puis divisée par une estimation du temps de résidence de 7,7. Lorsqu'on ne pouvait pas calculer l'ASC (moins de deux valeurs), on a utilisé le nombre d'individus maximal. Les valeurs du nombre d'individus comprennent les saumons présents dans les sections Skaha, de référence et canalisée de la rivière Okanagan. Les données ont été gracieusement offertes par l'ONAFD. Les données antérieures à 2006 étaient non disponibles ou non adéquates (COSEPAC 2005).

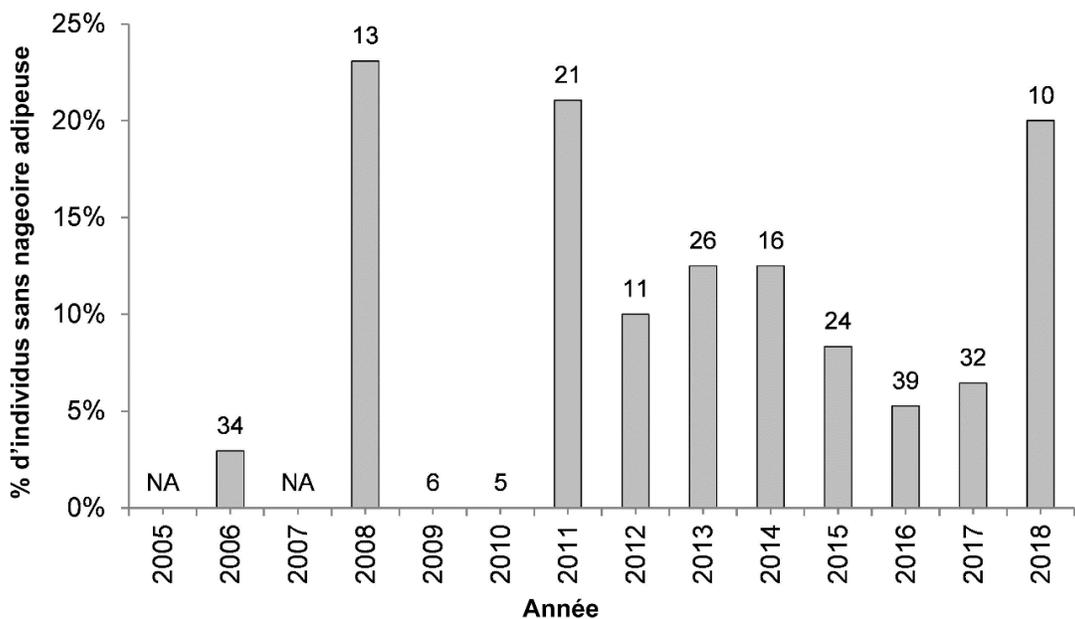


Figure 3. Pourcentage de saumons chinooks adultes sans nageoire adipeuse capturés dans la rivière Okanagan de 2005 à 2018. La taille des échantillons est présentée au-dessus des bandes. Les années sans données sont représentées par « S.O. » (sans objet). Les données ont été gracieusement offertes par l'ONAFD. Les données antérieures à 2006 étaient non disponibles ou inutiles.

L'ONA a assuré la surveillance systématique de la rivière Okanagan aux trois sites désignés qui sont décrits dans la section sur l'habitat présentée plus bas (Figure 4). Essentiellement, on a enregistré que la majorité des saumons chinooks de l'Okanagan frayaient dans la section de référence de la rivière, qui est la plus naturelle par rapport aux sections canalisée et munie de déversoirs, qui sont très canalisées, et à la partie en amont du barrage McIntyre (section Skaha; accessible seulement après 2009). Les activités de relevés menées visaient principalement à dénombrer les saumons rouges, mais les saumons chinooks ont aussi été dénombrés dans le cadre de celles-ci. On a observé que de moins en moins d'individus frayaient dans la section munie de déversoirs depuis 2006. Par contre, la section de référence a été utilisée par une population constante formée d'environ 40 reproducteurs de 2013 à 2017. De plus, depuis 2011, on a observé un ou deux reproducteurs (probablement des individus de printemps) dans le ruisseau Shingle, qui est situé dans la région en amont du barrage McIntyre (accessible depuis 2009), ce qui indique que des saumons pourraient continuer de remonter vers cet endroit. De façon générale, il semble évident qu'un investissement dans l'entretien et l'amélioration de la section de référence est essentiel pour la protection de l'habitat de fraie du saumon chinook de l'Okanagan.

La survie des juvéniles a été difficile à déterminer. L'ONA surveille un piège rotatif situé dans la décharge vers le lac Skaha, de la fin de mars au début de mai, et un piège en forme d'entonnoir situé dans le goulet vers le lac Osoyoos, de la fin de mars au début de juin, afin de suivre les saumons rouges juvéniles. Ces sites d'échantillonnage sont situés en amont de la plupart des milieux de fraie du saumon chinook; ils ne permettent donc pas de recueillir de bonnes données sur l'abondance des juvéniles. Quoi qu'il en soit, aucun saumon chinook n'a été observé à ces sites de 2004 à 2018. Dans le cadre d'autres relevés menés en 2007 par l'ONA au moyen d'une senne de plage placée dans le lac Osoyoos, on a observé 24 alevins du saumon chinook (tous capturés le 7 juin).

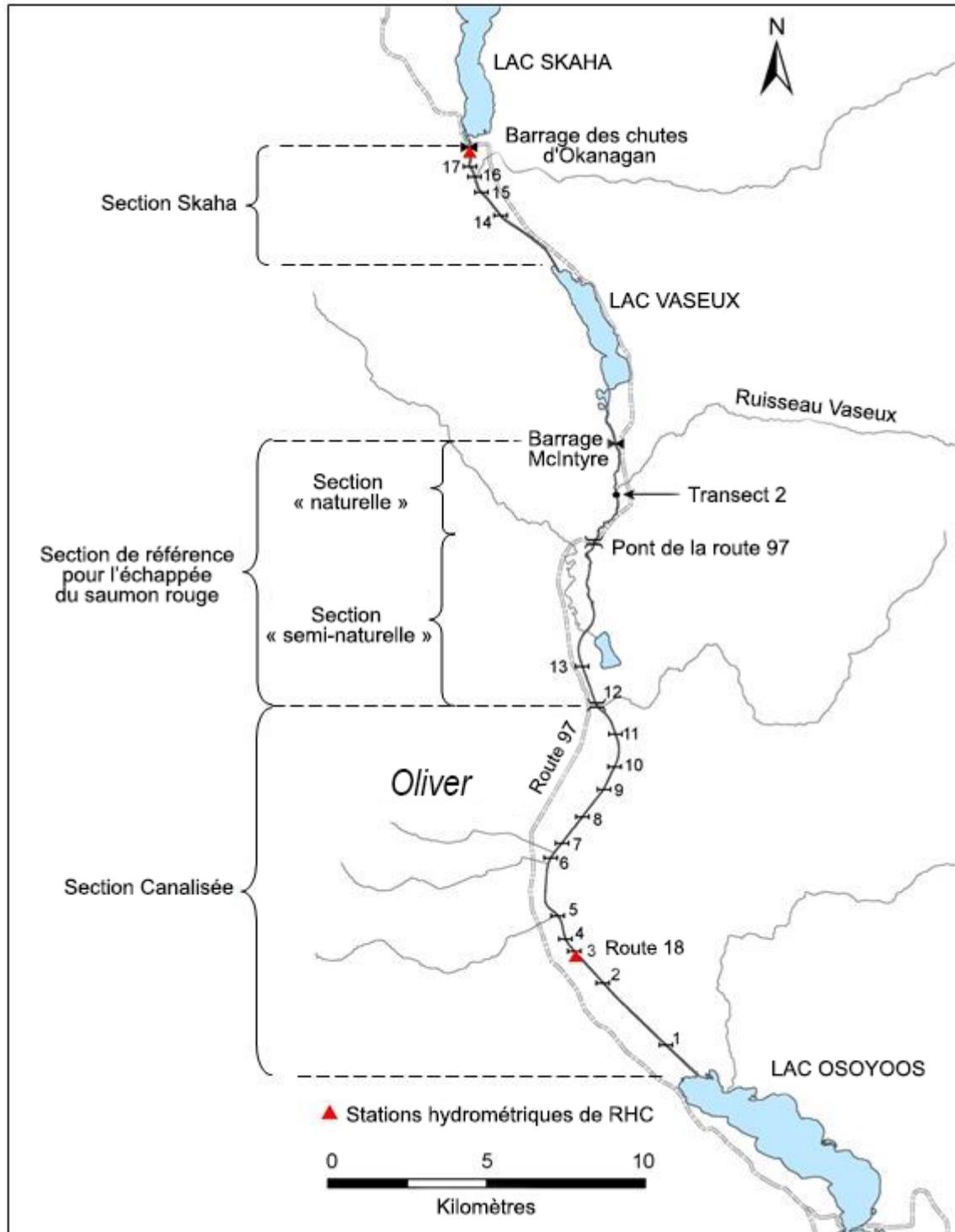


Figure 4. Emplacement des sites d'intérêt en matière de fraie pour le saumon chinook de l'Okanagan en Colombie-Britannique. Les lignes horizontales numérotées situées sur la rivière représentent des déversoirs qui ont été construits dans les parties canalisées de la rivière. La carte a été gracieusement offerte par K. Hyatt. Elle ne montre pas une partie de l'habitat de fraie située dans la rivière Okanagan, entre les lacs Skaha et Okanagan.

À l'heure actuelle, il n'y a pas assez de données pour conclure si la population de saumons chinooks de l'Okanagan est stable, en baisse ou en hausse (décrit de façon plus approfondie dans la section sur les cibles de rétablissement), étant donné que seules quelques générations de reproducteurs ont fréquenté cet endroit depuis la dernière EPR menée en 2018 et que d'importantes activités de remise en état ont été instaurées depuis (voir la section sur les initiatives d'atténuation). En outre, si l'on applique les données sur la survie moyenne en milieu marin (1 à 2 %) aux cinq années (2007 à 2012) pendant lesquelles on a observé environ dix reproducteurs, on réalise qu'il est très improbable que ces individus aient survécu jusqu'à l'âge adulte et qu'ils aient formé une population reproductrice de 40 saumons lors des années suivantes.

En plus des renseignements susmentionnés, il existe de nouveaux éléments probants indiquant qu'une population de saumons chinooks de printemps est présente dans le bassin hydrographique de l'Okanagan. Des saumons chinooks de printemps sont détectés dans le réseau du transpondeur passif intégré de la section canalisée de la rivière Okanagan depuis 2005; le nombre d'individus observé est passé de trois à 30 entre le 10 juin et le 15 septembre 2018 (OBMEP 2019). Durant la même période, moins de deux saumons chinooks d'été ont été détectés chaque année (du 15 septembre au 19 octobre).

Immigration de source externe

Quatre populations américaines de l'UES du haut Columbia (rivière Methow, rivière Wenatchee, tronçon Hanford et rivière Okanogan des États-Unis) représentent une possibilité d'immigration dans la population de saumons chinooks d'été de la rivière Okanagan, par l'entremise de la dispersion de colonisateurs (McClure *et al.* 2003b). On considère que ces populations sont saines et, dans certains cas, leur valeur d'échappée se situe dans les dizaines de milliers (Tableau 5). Le COSEPAC (2017) a indiqué qu'en théorie, l'immigration de source externe issue d'individus égarés provenant des États-Unis est possible, mais que la situation de la population source et la viabilité de ces individus sont inconnues. Par conséquent, le COSEPAC considère qu'une telle immigration est improbable.

À l'heure actuelle, il est possible que des saumons chinooks issus de populations sauvages à proximité et d'écloseries situées dans le haut Columbia s'égarer dans la rivière Okanagan. De façon générale, les taux d'individus égarés (provenant de programmes d'ensemencement ciblant les saumons chinooks d'été du haut Columbia) qui atteignent des populations non cibles présentes dans des affluents sont très faibles. En effet, pour les montaisons de 1994 à 2015, une moyenne de 1 à 16 individus égarés provenant de programmes des rivières Okanogan et Similkameen ont atteint des zones de fraie non cibles situées dans les rivières Wenatchee, Entiat, Chelan et Methow, ce qui représente de 0 à 2,4 % des populations reproductrices de ces zones (Hillman *et al.* 2017). De même, les individus issus des programmes d'ensemencement réalisés hors de la rivière Okanogan représentaient moins de 2 % de la production reproductrice dans les rivières Okanogan et Similkameen des États-Unis (Pearl *et al.* 2017). Néanmoins, des observations indiquant que des saumons chinooks à nageoire adipeuse coupée ont frayé dans la rivière Okanagan appuient aussi la possibilité d'égarer (Figure 3). Étant donné la grande capacité d'adaptation des saumons chinooks et la faible distance séparant la rivière Okanagan des frayères d'autres populations aux États-Unis, il est possible que les individus égarés soient adaptés aux conditions environnementales de la rivière Okanagan. En général, il y a très peu d'habitat de grossissement convenable dans la rivière Okanagan, mais l'habitat de fraie actuellement disponible n'est pas pleinementensemencé.

La production en écloserie (aux États-Unis ou ailleurs sur la rivière Okanagan) pourrait augmenter l'abondance des reproducteurs au sein de la population de saumons chinooks de l'Okanagan. Les individus produits aux écloseries des barrages Penticton, Wells ou Chief

Joseph peuvent se disperser dans la rivière Okanogan et immigrer dans la population de saumons chinooks de l'Okanogan. Depuis 1993, dans le cadre d'un programme distinct, l'écloserie du barrage Wells lâche des smolts du saumon chinook d'été dans le fleuve Columbia (Snow *et al.*, 2014). En moyenne, cette écloserie lâche annuellement environ 370 000 individus à nageoire adipeuse coupée qui sont munis d'une micromarque magnétisée codée. Le programme de l'écloserie du barrage Chief Joseph a été instauré en 2013. Il comprend des programmes intégrés et distincts dans le cadre desquels jusqu'à 2,9 millions de smolts sont lâchés. La majorité de ceux-ci ont la nageoire adipeuse coupée et certains sont munis d'une micromarque magnétisée codée ou d'un transpondeur passif intégré (étiquette PIT). Les individus sont lâchés à partir des bassins d'acclimatation Omak, Similkameen ou Riverside, ou encore de l'écloserie du barrage Chief Joseph située sur le fleuve Columbia, en amont du confluent avec la rivière Okanogan (voir l'initiative 5 liée à l'élément 16).

Tableau 5. Estimations du nombre de reproducteurs naturels provenant des populations des UES américaines qui pourraient représenter une source d'immigration externe dans la population de saumons chinooks de l'Okanogan. Source de données : fortress.wa.gov [en anglais seulement]

Année	Tronçon Hanford	Rivière Methow	Rivière Okanogan	Rivière Wenatchee
1990	56 204	1 268	788	10 861
1991	50 730	474	480	10 168
1992	41 269	332	341	11 652
1993	37 254	477	1 395	8 868
1994	62 541	961	3 572	8 476
1995	55 208	1 107	2 738	6 862
1996	43 249	615	5 374	6 002
1997	47 411	697	2 189	5 408
1998	35 393	675	600	4 611
1999	30 607	986	1 274	4 101
2000	47 960	1 550	1 174	4 462
2001	61 361	2 763	4 306	9 414
2002	84 252	4 630	4 346	11 892
2003	110 907	3 930	1 933	10 025
2004	86 860	2 209	5 309	9 220
2005	73 089	2 561	6 441	6 862
2006	50 017	2 733	5 507	16 060
2007	S.O.	1 364	2 983	3 173
2008	23 336	1 947	2 998	4 452
2009	26 044	1 758	4 204	7 107
2010	S.O.	2 484	3 189	5 883
2011	65 724	2 917	4 642	8 140
2012	57 631	2 947	4 840	7 318
2013	174 841	S.O.	S.O.	7 433
2014	183 759	1 531	10 602	9 968
2015	266 328	S.O.	10 350	4 072
2016	116 421	S.O.	8 660	5 902
2017	73 170	S.O.	5 282	7 425

S.O. = données non disponibles

À l'heure actuelle, aucune UD canadienne n'est en mesure de repeupler la population de saumons chinooks de l'Okanagan, simplement en raison du manque d'accès au bassin hydrographique connexe. Le transfert d'individus d'autres populations canadiennes de saumons chinooks dans la rivière Okanagan ne constitue pas une option de rétablissement viable puisque la population de saumons chinooks de l'Okanagan est génétiquement distincte des autres populations canadiennes.

Sachant qu'on ne sait pas si les individus égarés ont une incidence positive (augmentation de l'abondance des saumons sauvages) ou négative (répercussions sur les caractéristiques génétiques et la valeur adaptative) sur cette population, on ne sait pas non plus si l'immigration pourrait fonctionner. Les importantes activités de remise en état menées pourraient donner lieu à un habitat physique convenable pour les migrants, mais les températures élevées de l'eau, la pollution de l'eau et les prélèvements d'eau demeurent problématiques et devront être traités en premier si on veut que l'immigration soit possible.

L'égarément n'est pas inclus à titre de facteur dans l'analyse de la viabilité de la population (annexe A).

ÉLÉMENT 3 : ESTIMER LES PARAMÈTRES ACTUELS OU RÉCENTS CONCERNANT LE CYCLE VITAL DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN

Croissance et mortalité

Milieu d'eau douce

En général, la survie du stade de l'œuf au stade de smolt peut être très variable chez les populations de saumons chinooks. Dans une étude, on a examiné de façon exhaustive la littérature concernant la survie du stade de l'œuf à celui de smolt chez sept populations de saumons chinooks et on a découvert que la mortalité naturelle (c.-à-d., le paramètre complémentaire à la survie) était plus élevée pour le saumon chinook que pour d'autres espèces du genre *Oncorhynchus* (saumon chinook de type océanique = 8,6 %; saumon chinook de type fluvial = 6,4 %; saumon rouge = 2,0 %; saumon coho = 1,5 %; Bradford 1995). D'autres études contrôlées dans le cadre desquelles on a construit des nids de fraie dans la rivière Yakima ont indiqué que les taux de survie du stade de l'œuf à celui d'alevin variaient de 49 à 69 % (Roni *et al.* 2015). Ces différences entre les études sont probablement attribuables aux conditions expérimentales naturelles par opposition aux conditions contrôlées. Dans le cadre des études réalisées selon des conditions naturelles, on a observé de l'affouillement, de faibles niveaux d'oxygène et de mauvais placements des œufs. Dans l'analyse de la viabilité de la population présentée dans l'annexe A, la diversité des valeurs obtenues est reflétée par la stochasticité de la relation stock-recrutement.

Des études ont examiné l'incidence des barrages sur la survie des saumons chinooks en dévalaison. Au moyen d'étiquettes PIT (qui ont été placées principalement sur des jeunes de moins d'un an [montaison en été], mais aussi sur certains jeunes d'un an [montaison au printemps]), on a estimé que le taux de survie des saumons chinooks du Columbia était de $0,64 \pm 0,11$ (ET) lors de la migration du barrage Rock Island au barrage McNary, de 1998 à 2014. Lors de la migration du barrage McNary au barrage Bonneville, le taux de survie était de $0,72 \pm 0,08$ (ET) de 1999 à 2014 (données tirées du Fish Passage Centre; fpc.org [en anglais seulement]). D'autres études ont montré que le taux de survie du saumon chinook de la rivière Snake (qui fait partie du bassin du haut Columbia) a varié de $0,27 \pm 0,2$ (erreur-type) en 2001 à $0,61 \pm 0,02$ (erreur-type) en 2006 (Welch *et al.* 2008). Ces valeurs du taux de survie sont très variables, mais, à titre de comparaison, la survie du saumon chinook dans le Fraser (aucun barrage) varie de $0,02 \pm 0,04$ (erreur-type) à $0,32 \pm 0,21$ (erreur-type) (Welch *et al.* 2008), ce

qui indique que la cause de la mortalité lors de la dévalaison n'est pas en grande partie attribuable aux barrages (Rechisky *et al.* 2013). Une EPR antérieure indiquait que seulement 43 % des saumons chinooks du Columbia survivent à la dévalaison (MPO 2008).

Milieu marin

Il existe peu de données sur la croissance et la survie du saumon chinook de l'Okanagan en milieu marin. Weitkamp et ses collaborateurs (2015) ont découvert que les saumons chinooks d'un an provenant d'écloseries situées sur le fleuve Columbia avaient des taux de croissance variant de moins de 1,1 à plus de 1,6 mm/jour (< 2,9 % à > 3,6 % du poids corporel/jour); les individus avaient été capturés en mai, soit trois à quatre semaines après leur entrée en milieu marin. L'entrée hâtive ou tardive en milieu marin a eu une incidence sur les taux de croissance initiaux, mais après deux mois de résidence en mer, les taux de croissance des individus des deux groupes étaient semblables (Weitkamp *et al.* 2015). Les estimations de la survie en milieu marin varient de 1 à 2 % (Bradford 1995).

Mortalité par pêche

Plusieurs stocks du fleuve Columbia sont des indicateurs de la santé de tous les stocks; c'est le cas du stock de saumons chinooks d'été du Columbia, qui est issu de l'écloserie du barrage Wells, aux États-Unis. L'origine naturelle des individus utilisés dans le programme de cette écloserie est le cours principal du Columbia et certains affluents en amont du barrage Rock Island. Ces zones de production naturelles sont les rivières Entiat, Methow et Wenatchee (Antonio Velez-Espino, comm. pers.). La mortalité par pêche et les taux d'exploitation, d'après les saumons chinooks munis d'une micromarque magnétisée codée qui ont été lâchés par l'écloserie du barrage Wells, sont résumés dans la Figure 5. Selon celle-ci, le saumon chinook de l'Okanagan pourrait faire face à un taux d'exploitation annuel de 24 % pour les pêches en milieu marin et de 45 % pour les pêches en milieu d'eau douce (terminales).

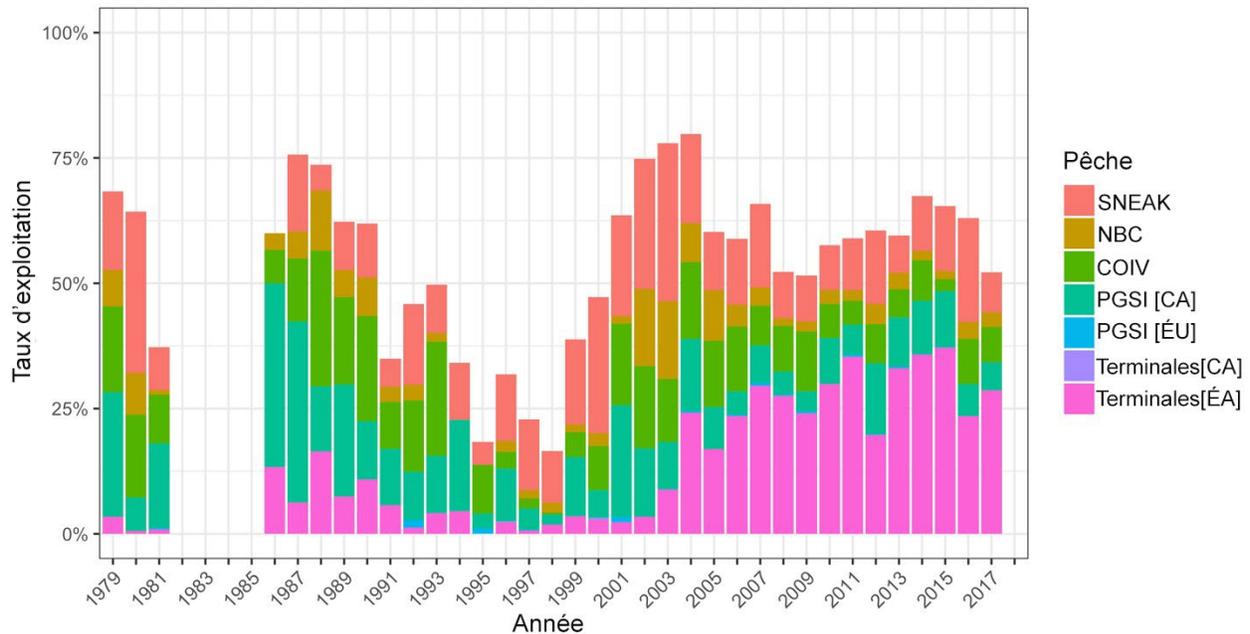


Figure 5. Taux d'exploitation fondés sur les tableaux de la distribution de la mortalité pour le stock indicateur (saumons chinooks d'été du fleuve Columbia) qui ont été estimés par le comité technique sur le saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique pour les pêches suivantes : sud-est de l'Alaska (SEAK); nord de la Colombie-Britannique (NCB); côte ouest de l'île de Vancouver (COIV); pêches de gestion fondée sur les stocks individuels au Canada (PGSI [CA]) et aux États-Unis (PGSI [É-U]); pêches terminales au Canada (PT [CA]) et aux États-Unis (PT [É-U]).

La majeure partie de la mortalité liée aux pêches concerne les États-Unis, y compris le sud-est de l'Alaska, les pêches de gestion fondées sur des stocks individuels aux États-Unis et les pêches terminales aux États-Unis. De façon générale, les taux d'exploitation liés aux pêches des États-Unis affichent une tendance à la hausse depuis le début des années 2000. Les renseignements provenant du stock de saumons chinooks d'été du Columbia sont des indicateurs importants qui peuvent servir à évaluer l'échappée et le taux d'exploitation des individus sauvages de la population de saumons chinooks de l'Okanagan (les données liées à un stock précis sont manquantes). Cela dit, à l'heure actuelle, il ne devrait pas y avoir de pression concernant la pêche dirigée ciblant le saumon chinook de l'Okanagan (sans nageoire adipeuse coupée). Par conséquent, les taux d'exploitation pour les individus d'écloserie ne sont pas aussi pertinents que la mortalité associée aux prises accessoires.

Un nombre considérable de saumons chinooks peuvent être interceptés en tant que prises accessoires dans le cadre de la pêche du poisson de fond du Pacifique (gérée par le Conseil de gestion des pêches du Pacifique [Pacific Fishery Management Council]), de la pêche du poisson de fond dans le golfe d'Alaska, la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes (gérée par le Conseil de gestion des pêches du Pacifique Nord [North Pacific Fishery Management Council]) et la pêche de la sardine du Pacifique (gérée par le Conseil de gestion des pêches du Pacifique). Dans le cadre de celles-ci, les prises accessoires de saumons chinooks adultes peuvent atteindre 75 000 individus (pêche de la goberge en Alaska en 2007) (Stram *et al.* 2016). Selon les registres, 10 % de ces prises proviennent de la Colombie-Britannique et 7 % proviennent de la côte ouest des États-Unis (Washington, Oregon et Californie). L'incidence de ces pêches sur les saumons chinooks d'été du haut Columbia est

inconnue. Il n'existe aucun résumé des prises accessoires de saumons chinooks dans le cadre des pêches canadiennes (C. Parken, comm. pers., 2017).

Échappée

Les données provenant de l'écloserie du barrage Wells ont été incorporées au rapport annuel sur les prises et l'échappée du comité technique sur le saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique. Les données provenant des stocks indicateurs montrent qu'au cours des dix dernières années (depuis 2007), l'échappée de saumons chinooks a largement dépassé les objectifs connexes. Plus de 20 000 reproducteurs ont remonté chaque année (Figure 6).

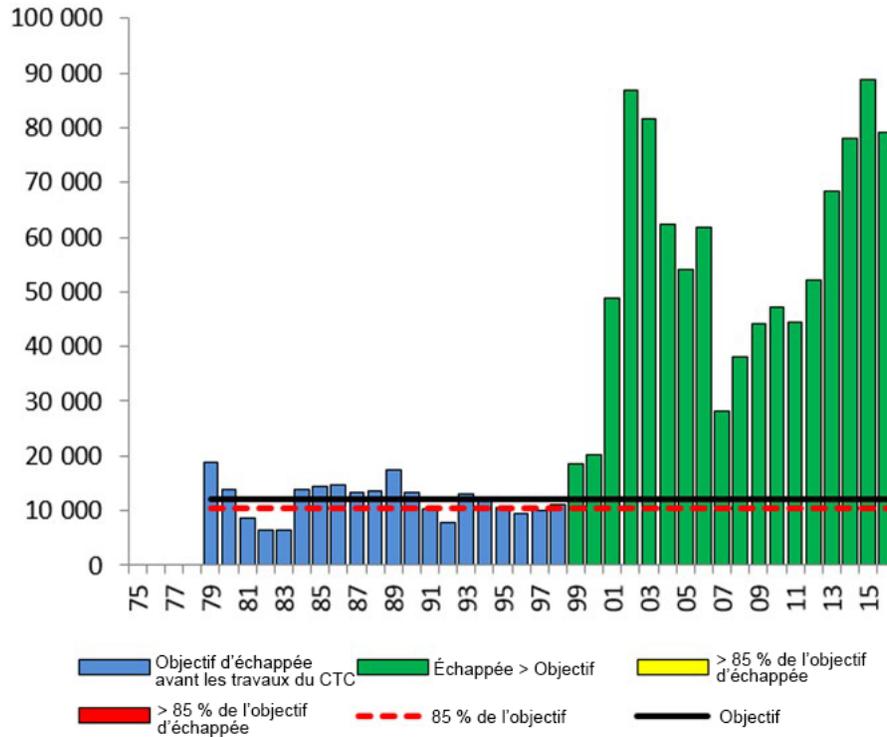


Figure 6. Nombre de saumons chinooks d'été adultes du cours moyen du Columbia provenant d'écloseries situées en amont du barrage Rock Island qui ont franchi ce barrage de 1979 à 2016. Les données comprennent les individus d'écloserie et les individus sauvages combinés. La ligne horizontale noire représente l'objectif d'échappée au barrage Rock Island. Les données proviennent du Comité technique sur le saumon chinook (2016).

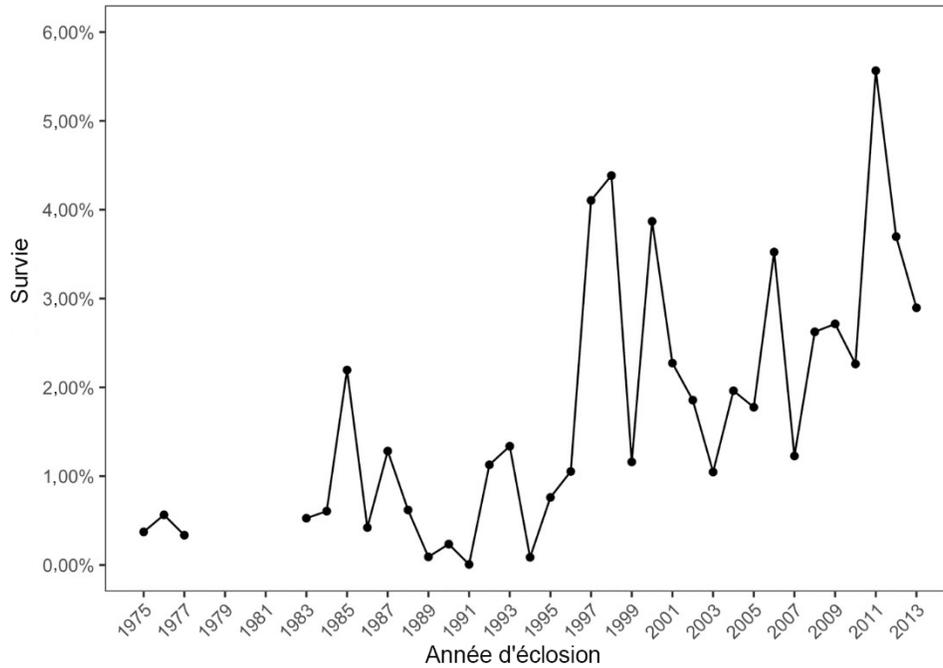


Figure 7. Taux de survie des saumons chinooks d'âge 2 du Columbia provenant de l'écloserie du barrage Wells. Le taux de survie est déterminé selon la survie de la cohorte d'individus munis d'une micromarque magnétisée codée. La taille de la cohorte d'individus d'âge 2 est divisée par le nombre total d'individus marqués et lâchés. Les données proviennent du Comité technique sur le saumon chinook (2018).

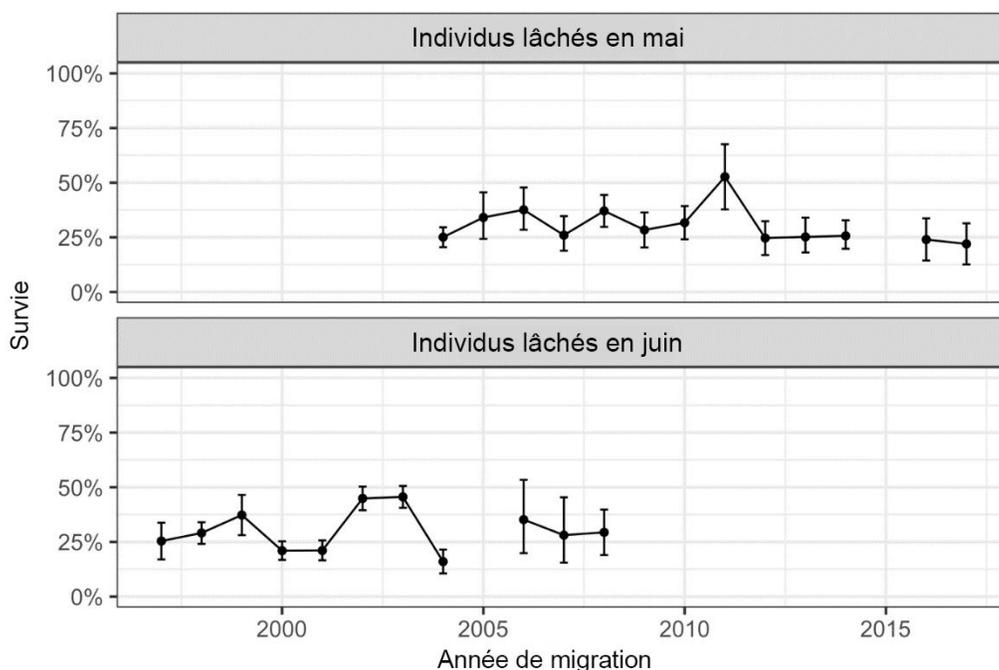


Figure 8. Taux de survie des saumons chinooks d'âge 1 du Columbia lâchés en mai et en juin par les écloseries situées entre les barrages Wells et McNary. Les données proviennent du document de Scheer (2018). La survie a été déterminée selon le dénombrement d'individus munis d'une étiquette PIT. Les barres représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

Ces valeurs d'échappée tiennent compte des taux de survie de juvéniles d'âge 2 qui ont varié d'environ 1 à 4,5 % entre 1996 et 2010 (calculs effectués selon l'année d'éclosion; Figure 7). Les taux de survie des juvéniles d'âge 1 sont beaucoup plus élevés et varient de 45 à 80 % (Figure 8). Étant donné que ces valeurs ne sont pas disponibles pour la population sauvage, on peut utiliser les individus d'écloserie à titre d'indicateur afin de prédire les résultats des scénarios d'atténuation pour les individus sauvages.

Paramètres de modélisation de la population

D'autres paramètres liés à la population, comme la relation stock-recrutement, la survie entre les barrages (juvéniles et adultes) et le taux d'exploitation, sont décrits dans l'annexe A, où ils sont utilisés dans le cadre de l'analyse de la viabilité de la population.

BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

ÉLÉMENT 4 : DÉCRIRE LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT REQUISES POUR QUE LE SAUMON CHINOOK PUISSE ACCOMPLIR TOUS LES STADES DE SON CYCLE VITAL

Résidence initiale en eau douce

Les conditions d'incubation propres aux œufs du saumon chinook d'été comprennent ce qui suit : 1) des températures de l'eau variant de 5,0 à 14,4 °C (Bjornn et Reiser 1991); 2) une concentration d'oxygène dissous dans le gravier supérieure à 8 mg/l; 3) une concentration faible (< 20 à 30 %) de sédiments fins qui peuvent remplir l'espace interstitiel et priver les œufs

d'oxygène (Tappel et Bjornn 1983). Honea et ses collaborateurs (2016) ont montré que la présence de sédiments fins dans le gravier pendant la période d'incubation constitue l'un des meilleurs prédictors de l'abondance de reproducteurs dans l'habitat d'eau douce. Il a été démontré que la remise en état des zones riveraines réduit les changements de température extrêmes, crée des zones d'ombre et réduit le ruissellement (mois d'érosion; Beschta 1997).

Shelton (1955) a découvert qu'après l'éclosion, le taux de succès d'émergence dépendait de la taille du gravier. En effet, ce taux était supérieur à 87 % lorsque le diamètre du gravier était de 1 à 3 po (2,54 à 7,62 cm) et inférieur à 65 % lorsque le diamètre était inférieur à 1 po (2,54 cm).

Fraie

Les frayères des saumons chinooks sont situées dans les zones de transition entre des fosses et des radiers (Bjornn et Reiser 1991), à diverses profondeurs; la vitesse d'écoulement et la taille du substrat dans les frayères peuvent varier (Scott et Crossman 1973; Healey 1991). La répartition des nids de fraie est irrégulière au sein de milieux d'apparence uniforme, ce qui indique que d'autres facteurs pourraient être déterminants, comme la circulation de l'eau dans le gravier (Vronskiy 1972). Les préférences du saumon chinook de l'Okanagan sont résumées dans le Tableau 3. La population semble préférer une faible turbidité et un substrat composé d'éléments mesurant entre 13 et 102 mm (Bjornn et Reiser 1991). Depuis 2001, l'ONAFD consigne les caractéristiques des sites de fraie des saumons chinooks de l'Okanagan entre Oliver (Colombie-Britannique) et le barrage McIntyre, en déterminant la taille des nids de fraie et la présence de saumons chinooks en période de halte. Les données recueillies au cours des dernières années indiquent que la profondeur, la vitesse d'écoulement et le substrat que préfèrent les saumons chinooks de l'Okanagan se situent dans les intervalles susmentionnés (ONA, données inédites).

La montaison des saumons chinooks d'été a habituellement lieu lorsque les températures de l'eau varient entre 14 °C et 20 °C (Bjornn et Reiser 1991). Les saumons qui rencontrent des eaux d'une température supérieure à 20 °C retardent leur montaison (Hallock *et al.* 1970, Caudill *et al.* 2014) et se mettent à l'abri dans des affluents froids du Columbia (c.-à-d., comportement de thermorégulation; Goniea *et al.* 2006) jusqu'à ce que les températures du cours principal correspondent à l'optima thermique. Comme d'autres poissons anadromes, les saumons chinooks peuvent atteindre leur lac ou cours d'eau natal des semaines, voire des mois, avant la fraie. Les saumons chinooks qui arrivent tôt (du début à la mi-septembre) rencontrent des eaux à température élevée (> 18 °C) dans la rivière Okanagan.

Grâce à un examen des épisodes d'assèchement de nids de fraie associés à de faibles taux de survie du stade de l'œuf au stade précédant celui de smolt, on a découvert que des débits d'eau de 1 600 à 4 638 m³s⁻¹ pendant la majorité de la période de fraie (durée d'un mois) avaient une incidence négative. Toutefois, un épisode d'assèchement de 8 h pendant lequel le débit était de 1 194 m³/s, en moyenne, et est demeuré inférieur à 1 600 m³/s a causé une faible mortalité ou n'a entraîné aucune mortalité (Harnish *et al.* 2014).

Comme présenté dans le Tableau 3, les nids de fraie du saumon chinook situés dans la rivière Okanagan ont été observés à des profondeurs allant de 0,20 à 0,75 m et à des endroits où la vitesse d'écoulement variait de 0,34 à 1,14 m/s (Wright et Long 2005, Davis *et al.* 2007). Les substrats dans les nids ou autour de ceux-ci sont majoritairement composés de graviers et de petits galets, mais le gros sable est une composante principale du substrat de plusieurs zones de fraie; la taille médiane des particules de substrat varie entre 0,03 et 0,10 m. La superficie des nids de fraie du saumon chinook dans la rivière Okanagan varie de 3,1 à 11,0 m² et la moyenne est de 6,0 m² (Davis *et al.* 2007). En moyenne, la taille des nids de fraie du saumon chinook dans les affluents du fleuve Columbia varie entre 2,5 et 6,5 m² (Burner 1951). Si on

ajustait les tailles des nids de fraie dans la rivière Okanagan pour tenir compte d'une différence associée à la méthode de mesure, la moyenne serait d'environ 4,5 m², ce qui correspond à un territoire de fraie de 18 m². Les nids de fraie du saumon chinook sont habituellement adjacents à des barres ou à des complexes de barres situés dans des sections naturelles de la rivière ou aux endroits où la rivière d'origine (1954) croisait le canal existant. Presque tous ces nids sont aussi situés près de zones influencées par l'eau souterraine.

Burner (1951) a estimé que la zone défendue par un couple de saumons chinooks correspond environ à quatre fois la taille moyenne d'un nid de fraie. Par conséquent, on utilise la taille moyenne des nids mesurés dans la rivière Okanagan pour estimer le nombre de couples reproducteurs qui pourraient frayer dans la rivière pour chacune des estimations de la disponibilité de l'habitat susmentionnées. On s'attend à ce que les saumons chinooks de l'Okanagan défendent des territoires d'une superficie d'environ 18 m².

Certaines mesures simples comme la profondeur, la vitesse d'écoulement et le substrat peuvent être utiles pour prédire l'utilisation de l'habitat par l'espèce dans certaines situations, mais d'autres facteurs sont souvent aussi importants ou encore plus importants. Burner (1951) a déterminé que les saumons chinooks étaient attirés vers des zones où la percolation de l'eau dans le gravier est importante et où le substrat est composé d'une grande partie de gravier de petite à moyenne taille et d'une faible quantité de fines particules de limon ou d'argile. Lors des études menées dans les bassins hydrographiques de la rivière Kamchatka (côte asiatique du Pacifique) et du fleuve Columbia (Chapman 1943, Vronskiy 1972), on a observé que les nids de fraie du saumon chinook étaient situés près de la crête d'un radier (c.-à-d., près du bord aval d'un bassin ou de rapides). D'autres frayères importantes, qui sont probablement choisies en raison des débits d'eau élevés dans le gravier, comprennent les bassins situés directement en aval d'embâcles et ceux situés sur la face amont de dunes latérales, comme ceux qu'on retrouve dans la rivière Nechako (Russell *et al.* 1983). Cette préférence pour les frayères où les débits d'eau dans le gravier sont élevés semble avoir un fondement physiologique, étant donné que les œufs du saumon chinook sont relativement gros et que le rapport entre leur surface et leur volume les rend sensibles aux réductions des concentrations en oxygène et aux taux de percolation de l'eau (Healey 1991).

Habitat de grossissement des juvéniles

Les saumons chinooks juvéniles grossissent dans des rivières, des cours d'eau, des lacs, des estuaires ou des milieux marins (Bjornn et Reiser 1991). Healey (1991) a déterminé que l'habitat de grossissement convenable dépend de l'écoulement fluvial, de la morphologie du chenal, de la pente d'écoulement, ainsi que du couvert riverain et des refuges dans un cours d'eau. Les meilleurs milieux sont ceux dans lesquels les saumons peuvent rechercher de la nourriture de façon optimale en dépensant le moins d'énergie possible. Les juvéniles des stocks d'été du haut Columbia émergent surtout en avril et en mai (Evenson et Talbot 2003).

La zone riveraine d'un lac peut servir d'abri, de source de nourriture et de refuge thermique ou peut refléter les stratégies d'économie d'énergie associées aux milieux à faible courant situés près de la rive (Kemp *et al.* 2005). Les juvéniles se nourrissent activement avant la dévalaison et, pendant celle-ci, ils continuent à se nourrir dans des milieux à faible courant créés par des tourbillons situés dans des sections restreintes (Stanford *et al.* 2005). On ne connaît pas la période que les juvéniles passent dans des lacs, mais celle-ci pourrait varier de quelques jours (corridor de migration vers le fleuve Columbia) à plusieurs années (grossissement). Dans le lac Shuswap (bassin du fleuve Fraser), on a observé des saumons chinooks en grossissement le long de la zone riveraine (Russell *et al.* 1983). Les individus ont grossi dans des zones riveraines et sont passés par celles-ci pendant la migration. Ils semblaient préférer les milieux lacustres de type delta qui sont associés à des fonds sablonneux.

Jusqu'à maintenant, aucun individu en hibernation n'a été observé dans la partie canadienne du bassin hydrographique de la rivière Okanagan. On a mené des activités d'échantillonnage ciblant les saumons chinooks juvéniles dans la rivière Okanagan pendant les mois d'hiver. Cependant, aucun alevin n'a été observé en décembre 2007. Les milieux qui ont été principalement ciblés dans le cadre des relevés comprennent les zones situées le long de berges où on retrouve des bassins profonds et en surplomb. Les individus qui hivernent dans de larges rivières quittent souvent les affluents pour rejoindre le cours principal, où ils restent dans des bassins profonds ou des interstices situés entre des roches et des pierres pendant l'hiver; ils sont essentiellement actifs pendant la nuit (Hillman *et al.* 1987, Healey 1991). Il est possible que le saumon chinook de l'Okanagan n'affiche pas de comportement d'hivernage résiduel, mais il est aussi possible que les relevés effectués jusqu'à maintenant aient été menés aux mauvais endroits et aux mauvais moments. Néanmoins, il est probable que les saumons en dévalaison passent par le lac Osoyoos ou le cours principal du fleuve Columbia avant l'arrivée de l'hiver, mais il est possible que quelques individus utilisent des sources d'eau souterraine comme habitat de grossissement pendant l'hiver ou continuent leur dévalaison vers des milieux plus profonds et plus chauds. La remontée d'eau froide a été associée à une augmentation de la survie du saumon chinook en Colombie-Britannique pendant l'hiver (Swales *et al.* 1986).

Utilisation du milieu estuarien

À l'heure actuelle, il existe très peu de renseignements sur la répartition du saumon chinook dans l'estuaire du fleuve Columbia et sur l'utilisation de ce milieu par l'espèce. Certaines recherches indiquent que les saumons sauvages et les saumons nés en écloserie utilisent les estuaires de façon différente. Levings et ses collaborateurs (1986) ont découvert que les individus sauvages utilisaient les zones de transition (zone située immédiatement du côté mer de l'estuaire) et estuariennes (zones marécageuses avec de la végétation situées dans les tronçons inférieurs du fleuve) de façon égale, tandis que les individus d'écloserie étaient plus susceptibles d'être observés dans la zone de transition de l'estuaire. De plus, on a découvert que les individus sauvages étaient présents dans l'estuaire environ deux fois plus longtemps que les individus d'écloserie. On a découvert que les saumons chinooks du Columbia en dévalaison étaient abondants dans les eaux profondes de l'estuaire de ce fleuve (Harnish *et al.* 2012; Weitkamp *et al.* 2012, 2015). Il semble que les individus de moins d'un an sont le plus abondants dans le fleuve Columbia au mois de juin de chaque année (Weitkamp *et al.* 2012).

Océan Pacifique

L'amélioration de la survie des saumons chinooks du Columbia depuis le milieu des années 1990 a coïncidé avec des conditions favorables dans l'océan Pacifique. Scheuerell et Williams (2005) ont démontré que les augmentations d'un facteur de 3 ou 4 (c.-à-d., de < 1 % jusqu'à 3 ou 4 %) de la survie des saumons chinooks du stade juvénile jusqu'au stade adulte sont liées aux remontées d'eau côtières par le forçage ascendant du réseau trophique marin. Les remontées d'eau froide et riche en nutriments ont donné lieu à une augmentation de la production primaire et de la production de zooplancton, ce qui a créé des conditions d'alimentation favorables pour les saumons chinooks de type fluvial (Scheuerell et Williams 2005). Plus récemment, le déclin de l'abondance des populations qui constituent l'UES d'été et d'automne du haut Columbia a été attribué à des conditions océaniques défavorables de 2002 à 2007 (Hess *et al.* 2014).

ÉLÉMENT 5 : FOURNIR DES RENSEIGNEMENTS SUR L'ÉTENDUE SPATIALE DES ZONES DE L'AIRE DE RÉPARTITION DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN QUI SONT SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT REQUISES

Rivière Okanagan

La rivière Okanagan fait partie de la partie canadienne du bassin du fleuve Columbia. La superficie totale du bassin hydrographique de la rivière Okanagan est d'environ 1 500 km²; 273 km² ont été assignés à l'UD canadienne (Tableau 6; Porter *et al.* 2013). Il reste très peu d'habitat historique pour le saumon chinook de l'Okanagan, qui utilise cette partie du cours principal de la rivière pour frayer. Aux fins de dénombrement, on a déterminé que les trois principales sections de la rivière Okanagan étaient distinctes (Figure 4). Dans le présent document, ces sections de la rivière sont désignées comme suit :

- section 1 – Partie canalisée s'étendant de l'extrémité nord du lac Osoyoos jusqu'au déversoir 13, en amont;
- section 2 – Parties « naturelle » et « semi-naturelle » s'étendant du déversoir 13 au barrage McIntyre, en amont;
- section 3 – Parties canalisées en amont du barrage McIntyre, y compris la section entre les lacs Vaseux et Skaha et la celle entre les lacs Skaha et Okanagan (chenal de Penticton).

On considère que la section 1 constitue un habitat de fraie de faible qualité pour le saumon chinook de l'Okanagan, car elle comprend 13 déversoirs (chutes d'origine humaine; voir la Figure 4) et elle a été considérablement modifiée. Cette section a été redressée, canalisée et grandement développée (beaucoup de routes et de ponts, et retrait de végétation). Les observations de saumons chinooks frayant dans la section ont été réalisées dans le cadre d'activités menées par l'ONA, qui visaient surtout à dénombrer les saumons de façon visuelle, à partir de déversoirs. Toutefois, il existe un certain degré d'incertitude associé à cette méthode de dénombrement étant donné que seule une petite portion de la région peut être observée à partir d'un déversoir.

La section 2 est considérée comme la principale frayère pour les saumons, surtout le saumon chinook de l'Okanagan. En aval du barrage McIntyre, il reste une section non aménagée de 8,5 km (section de référence) qui comprend une partie « naturelle » de 4,5 km commençant immédiatement en aval du barrage et une autre section endiguée de 4,0 km, mais toujours semi-naturelle (Stockwell et Hyatt 2003).

Tableau 6. Caractéristiques physiques du bassin hydrographique de la rivière Okanagan en Colombie-Britannique Les données proviennent du document de Porter et al. (2013).

Caractéristique	Description
Superficie totale du bassin	1 502 km ²
Superficie de l'unité de conservation (UC) ou de l'UD	273 km ²
Pourcentage du bassin dans l'UC (ou l'UD)	18,15 %
Longueur des cours d'eau accessibles dans le bassin	1 878,8 km
Longueur des cours d'eau accessibles dans l'UC	366,3 km
Longueur des frayères	8,5 km de parties naturelles ou semi-naturelles/ superficie des frayères dans le chenal de Pentiction = 480 m ²

La fraie de saumons chinooks est systématiquement observée dans la section de référence, qui peut être considérée comme un habitat de fraie essentiel pour la partie canadienne de la population (environ 95 % des reproducteurs sont observés dans cette section chaque année). Seulement une partie d'environ 3,5 km est actuellement utilisée pour la fraie, mais le reste de la section est nécessaire pour soutenir une population en cours de rétablissement (Davis *et al.* 2007). De plus, on a mené des activités de remise en état au cours des dernières décennies afin de décanaliser certains tronçons et d'installer des frayères pour le saumon chinook de l'Okanagan. Des représentants de l'ONA effectuent le dénombrement des saumons frayant dans la section au moyen d'observations visuelles réalisées à partir d'un radeau qui descend la rivière.

La section 3 est devenue accessible aux saumons en migration en 2009, lorsqu'on a apporté des modifications au barrage McIntyre. L'accès à l'habitat a été élargi de nouveau en 2014, lors de l'ouverture de l'échelle à poissons du barrage situé sur la décharge du lac Skaha, qui a créé un passage vers le lac Skaha et la rivière Okanagan, entre les lacs Skaha et Okanagan (Alex *et al.* 2018). Même si l'ensemble de ce tronçon a été redressé, canalisé et endigué, l'ONA s'efforce d'améliorer l'habitat de fraie depuis 2013, grâce à l'installation de frayères conçues pour les saumons rouges et chinooks (dans le cadre de l'initiative de remise en état de la rivière Okanagan [Okanagan River Restoration Initiative], Davis *et al.* 2018). Depuis, l'ONA surveille le tronçon au moyen de relevés réalisés en apnée et de relevés ciblant les carcasses et les nids de fraie.

Habitat de fraie

Davis et ses collaborateurs (2007) ont étudié la disponibilité de l'habitat de fraie du saumon chinook dans la rivière Okanagan, depuis le lac Osoyoos jusqu'au barrage McIntyre (sections 1 et 2 de la rivière). Cette zone est composée de milieux canalisés (de nature anthropique) et naturels. On a utilisé trois méthodes distinctes pour estimer la capacité des deux milieux de fraie utilisés par le saumon chinook de l'Okanagan : 1) la méthode fondée sur les cellules qui a permis d'estimer une capacité maximale de 4 340 couples reproducteurs (Phillips *et al.* 2005); 2) la méthode d'intersection du chenal qui a produit une estimation de la capacité maximale de 1 460 couples reproducteurs (Phillips *et al.* 2005); 3) un modèle fondé sur la superficie du bassin hydrographique qui a calculé une estimation de la capacité maximale de 1 700 couples reproducteurs (Parken *et al.* 2006). Ces modèles sont fondés sur la qualité moyenne de l'habitat de fraie de populations de saumons chinooks représentatives; ils surestiment donc

probablement la capacité de l'habitat de fraie dans la rivière Okanagan (voir le document de Davis *et al.* 2007 pour des renseignements sur les avantages et les limites de ces méthodes).

La méthode 2 représente l'estimation de la disponibilité de l'habitat de fraie du saumon chinook la plus défendable du présent document. Il pourrait s'agir d'un fondement raisonnable pour la planification initiale de la gestion de la population présente dans la partie canadienne du bassin de la rivière Okanagan (Davis *et al.* 2007). Peu importe quelles estimations de la capacité de l'habitat ou de la capacité de production sont utilisées, il est évident que ni la disponibilité de l'habitat de fraie ni la capacité de production ne sont des facteurs limitatifs pour la population canadienne de saumons chinooks de l'Okanagan, qui compte actuellement des dizaines d'individus, pas des milliers.

Affluents de la rivière Okanagan

Les affluents de la rivière Okanagan peuvent comprendre des milieux accessibles aux saumons chinooks de l'Okanagan de tous les stades du cycle vital. Depuis 2012, des techniciens et des pêcheurs de la bande indienne de Penticton observent des activités de fraie dans le ruisseau Shingle (ONA, données inédites); la présence du saumon chinook à cet endroit est confirmée par des échantillons d'ADN environnemental depuis 2015. En outre, on a observé des saumons chinooks de l'Okanagan juvéniles dans le ruisseau Inkaneep à la fin de l'été (J. Enns, comm. pers., 2019). Alors qu'en été, les températures du cours principal d'une rivière dépassent fréquemment les seuils établis pour les juvéniles, le seul habitat d'eau froide accessible pourrait se trouver dans les affluents.

L'ONA a mené des activités au cours des dernières années afin d'augmenter la superficie de l'habitat des affluents qui est accessible au saumon chinook. Entre autres projets concernant le déplacement de poissons qui ont augmenté l'accès à l'habitat des affluents, on compte le retrait du barrage d'irrigation du ruisseau Shingle (2014), le réaménagement de l'exutoire du bassin de sédimentation du ruisseau Shuttleworth (2015) et le réaménagement de l'exutoire du bassin de sédimentation du ruisseau Ellis (2018).

ÉLÉMENT 6 : QUANTIFIER LA PRÉSENCE ET L'ÉTENDUE DES CONTRAINTES ASSOCIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE, COMME LA CONNECTIVITÉ ET LES OBSTACLES À L'ACCÈS, LE CAS ÉCHÉANT

Bon nombre de facteurs ont causé une réduction du nombre de milieux de qualité et de l'accès à ceux-ci, notamment les prélèvements d'eau, la construction de barrages (aux fins de production d'électricité ou de dérivation) et la dégradation de l'habitat par l'entremise d'activités industrielles, agricoles et urbaines. Environ 91 % du cours principal de la partie canadienne de la rivière Okanagan a été modifié, ce qui a entraîné une perte importante de frayères et d'habitat de grossissement (Bull 1999). Une grande part des modifications de l'habitat sont survenues entre 1910 et les années 1950. Ensuite, le chenal de la rivière Okanagan est demeuré inchangé pendant 50 ans (Davis *et al.* 2007), mais on a récemment constaté une tendance vers l'amélioration du nombre de milieux de qualité et de l'accès à ceux-ci grâce à des activités de remise en état et d'une amélioration du passage des poissons (voir la section sur les initiatives en matière d'atténuation).

Les modifications de l'habitat ont augmenté la présence d'espèces de poissons introduites. On considère que la perchaude, l'achigan à petite bouche, l'achigan à grande bouche, le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*), la carpe (*Cyprinus carpio*) et la marigane noire sont des espèces invasives non indigènes qui peuvent agir à titre de prédateurs du saumon chinook ou entrer en compétition avec celui-ci (Scott et Crossman 1973, Alexis *et al.* 2003). Ces espèces

représentent une menace pour les saumons chinooks juvéniles et peuvent réduire les options disponibles en matière d'habitat pour le grossissement de ces derniers.

En plus d'une perte d'accès à l'habitat, il y a eu des pertes directes d'habitat de fraie et de grossissement dans la rivière Okanagan. La majorité de la rivière située entre les lacs Okanagan et Osoyoos (jusqu'à 84 %; Machin *et al.* 2014) a été redressée, canalisée, rétrécie et endiguée dans les années 1950 (Symonds 2000), ce qui signifie qu'il ne reste que 16 % de la rivière (4,9 km) dans un état naturel ou semi-naturel (Machin *et al.* 2014). Bull (1999) a estimé à 91 % la perte de chenal de rivière naturel qui est accessible et à 90 % la réduction de la végétation riveraine et de l'habitat de milieux humides (Bull *et al.* 2000). Il existe peu de données sur la perte d'habitat de grossissement d'été dans la rivière (c.-à-d., chenaux secondaires alimentés par des eaux souterraines). Il est probable qu'il reste peu d'habitat d'été utilisable dans les sections endiguées du chenal en raison de l'absence de chenaux secondaires et d'autres zones où l'apport d'eau souterraine pourrait avoir un effet important de modération de la température. Durant les mois d'été, les températures de l'eau dans la rivière peuvent s'approcher de la limite létale pour le saumon chinook (25 °C pour le saumon chinook de type fluvial de la Californie; Myrick et Cech 1998), sauf dans les chenaux secondaires alimentés par des eaux souterraines (Davis *et al.* 2007). On a observé des salmonidés juvéniles de la rivière Okanagan dans des chenaux secondaires de celle-ci lorsque les températures dans le cours principal atteignaient 24 °C (Alexis et Wright 2004).

Des températures de l'eau extrêmes pendant les mois d'été entravent considérablement la montaison de saumons adultes parce qu'elles entraînent des retards, une augmentation du temps requis pour la montaison et un renversement des tendances connexes. Dans le cadre d'études sur le saumon rouge de l'Okanagan, on a observé un obstacle de nature thermique à la montaison, à l'endroit où la rivière Okanagan se jette dans le réservoir Wells, près de Brewster, dans l'État de Washington. Lorsque les températures relativement élevées de la rivière Okanagan dépassent 21 °C, les saumons attendent dans les eaux plus froides du réservoir du barrage Wells (Hyatt *et al.* 2003).

Une augmentation de la durée de la montaison est associée à une augmentation des températures de l'eau et à une diminution des débits. Les observations et les prédictions du modèle concernant la durée des retards liés à la montaison du saumon rouge de l'Okanagan de 1924 à 1998 montrent un retard moyen lié à l'entrée dans la rivière Okanagan de 29 jours par année, lorsque les températures de celle-ci dépassaient 21 °C (Hyatt *et al.* 2003). La durée habituelle de la montaison active est d'environ 33 jours, lorsque les saumons maintiennent une vitesse moyenne de 30 km/jour (Hyatt *et al.* 2003). Le moment de l'arrivée saisonnière du saumon au barrage Zosel coïncide avec la hausse et la baisse des températures dans la rivière Okanagan. L'ampleur des retards semble avoir augmenté du début des années 1970 à aujourd'hui (Hyatt *et al.* 2003).

La variation des températures de l'eau entraîne aussi un renversement des tendances associées à la montaison. Des saumons rouges de l'Okanagan ont été observés dans les frayères de la partie canadienne de la rivière Okanagan lorsque les températures de l'eau étaient inférieures à 21 °C. Toutefois, lorsque les températures ont augmenté au-delà de ce seuil, les saumons ont quitté les frayères et sont restés dans les lacs situés en aval (Hyatt *et al.* 2003).

Il est probable qu'il reste peu d'habitat d'été utilisable dans les sections canalisées de la rivière en raison de l'absence de chenal secondaire et d'une zone où l'apport d'eau souterraine pourrait avoir un effet important de modération de la température. Des saumons chinooks juvéniles en grossissement ont été capturés dans la rivière Okanagan en mai et en août (Wright et Long 2005). En juillet 2002, on a observé que les températures de l'eau dans quelques

chenaux secondaires étaient jusqu'à 9 °C plus froides que la température du chenal principal, soit 23 °C (Alexis *et al.* 2003). Dans certaines zones de la rivière, les températures dépassaient de plus de 3 °C la température de l'eau des zones environnantes (Davis *et al.* 2007). Chacune de ces zones est susceptible de représenter un habitat de grossissement d'été pour le saumon chinook, mais il reste à déterminer si ça reste le cas lors des conditions estivales de débits élevés (c.-à-d., environ 20 m³/s par opposition à environ 6 m³/s lorsqu'on a utilisé l'imagerie thermique) et si les salmonidés utilisent réellement les zones. En 2006, la température de l'eau dans la rivière Okanagan (station de Relevés hydrologiques du Canada située près d'Oliver, dans la rivière Okanagan) était supérieure à 25 °C pendant la majorité de juillet et a atteint un sommet d'environ 28 °C à la fin du mois. La plupart des zones influencées par l'eau souterraine cernées sont concentrées le long des rives de chenaux et dans des chenaux secondaires. Vraisemblablement, l'eau souterraine qui se jette dans le talweg (une ligne qui relie les points les plus profonds de coupes transversales successives le long d'une vallée ou d'une rivière) de la rivière se diluerait rapidement et serait beaucoup moins susceptible d'être observée à la surface. Par conséquent, des refuges thermiques non repérables par imagerie thermique pourraient être situés près du lit de la rivière.

Les affluents de la rivière Okanagan peuvent souvent fournir des refuges d'eau froide pour le grossissement, si les débits sont adéquats. On a observé des saumons chinooks juvéniles dans le ruisseau Inkaneep à la fin de l'été. Pendant les mois d'été, ce ruisseau affiche une plage interquartile de la température moyenne hebdomadaire maximale allant de 19 à 22 °C (OBMEP 2019). Dans le ruisseau Vaseux, cette plage s'étend de 19 à 22 °C et dans le ruisseau Shingle, de 18 à 21 °C (OBMEP 2019). Cependant, les affluents de la rivière Okanagan ont aussi fait l'objet de modifications importantes en ce qui concerne l'habitat du saumon (Lukey et Louie 2015). Une longue histoire de prélèvements d'eau aux fins d'irrigation a considérablement réduit l'habitat disponible pendant l'été et l'automne. L'empiétement connexe a entraîné la décimation de l'habitat riverain, le blindage des berges de cours d'eau, la canalisation de ceux-ci, la création d'obstacles à la migration, la sédimentation de cours d'eau et le retrait continu de gros débris ligneux (Lukey et Louie 2015).

ÉLÉMENT 7 : ÉVALUER DANS QUELLE MESURE LA NOTION DE RÉSIDENCE S'APPLIQUE À L'ESPÈCE ET, LE CAS ÉCHÉANT, DÉCRIRE LA RÉSIDENCE DE CELLE-CI

La LEP définit le terme « résidence » comme un gîte occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout leur cycle vital ou un stade de celui-ci, notamment la reproduction, le grossissement, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation (article 2.1 de la LEP). Dans les directives du MPO sur l'identification de résidences et la préparation d'un énoncé sur la résidence pour une espèce aquatique en péril (MPO 2015), on utilise les quatre conditions suivantes pour déterminer quand la notion de résidence s'applique à une espèce aquatique :

1. l'espèce a un gîte distinct qui a une forme structurée et dont la fonction est semblable à celle d'une tanière ou d'un nid;
2. un individu de l'espèce a fait un investissement pour la création, la modification ou la protection du gîte;
3. la capacité fonctionnelle du gîte est d'appuyer la réalisation d'un processus essentiel du cycle vital, comme la fraie, la reproduction, l'allaitement et le grossissement;
4. le gîte est occupé par un ou plusieurs individus pendant un ou plusieurs stades du cycle vital de l'espèce.

Selon les directives susmentionnées, les nids de fraie correspondent au gîte qui satisfait le mieux aux critères d'une résidence pour le saumon chinook, car ils sont construits, occupés par au moins un adulte (et de nombreux œufs) et utilisés pendant des années consécutives. Les nids de fraie ont une forme structurelle et leur fonction est celle d'un nid. De plus, la femelle a investi de l'énergie lors de leur construction. Ces nids, qui peuvent contenir de quelques centaines à des milliers d'œufs provenant d'une seule femelle, sont essentiels à la réussite de l'incubation et de l'éclosion des œufs. Des zones de fraie ont été cernées dans la rivière Okanagan et les nids de fraie situés dans celles-ci peuvent être considérés comme des résidences.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS CONCERNANT LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN

On définit les menaces comme des activités anthropiques qui ont un effet négatif sur la productivité du saumon chinook de l'Okanagan et les facteurs limitatifs, comme des facteurs naturels (abiotiques ou biotiques) qui ont une incidence négative sur la productivité de la population. Les menaces pesant sur la survie et le rétablissement de la population sont décrites dans la section sur l'élément 8, tandis que l'incidence écologique possible de ces menaces (pour l'espèce cible ou d'autres espèces coexistantes) est décrite de façon détaillée dans la section sur l'élément 11. Les activités qui menacent l'habitat sont décrites de façon détaillée dans la section sur l'élément 9 et les facteurs limitatifs, dans la section sur l'élément 10.

On a attribué une cote aux menaces et aux facteurs limitatifs selon les risques biologiques actuel et futur connexes, comme décrit dans le document du MPO (2014b). Les renseignements sur les critères utilisés pour déterminer le niveau des menaces (Tableau 7) figurent à le [Secrétariat canadien de consultation scientifique](#). Le risque biologique est déterminé à partir de deux variables, soit la probabilité que le risque se concrétise et le niveau d'incidence. Le risque biologique actuel est fondé sur le risque biologique observé aujourd'hui. Le risque biologique prévu est fondé sur les conditions prévues pendant une période projetée de 50 ans. La certitude causale (confiance) associée au risque biologique actuel a également été cotée.

Les effets cumulatifs correspondent à la combinaison de toutes les menaces environnementales ou anthropiques (ou des facteurs limitatifs) dans une zone donnée ou pesant sur une espèce précise. La détermination de l'incidence et du niveau de menace des effets cumulatifs dépasse la portée du présent document. Toutefois, l'importance de cette question demeure élevée. Les effets cumulatifs de chaque menace (ou de chaque facteur limitatif) figurant dans le présent document demeurent une incertitude et une limite importantes concernant l'interprétation du niveau de chaque menace.

Tableau 7. Menaces pesant sur la survie et le rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan, et facteurs limitatifs connexes. Les menaces ont été cotées selon les méthodes d'analyse du risque décrites dans le document du MPO (2014b). La description des menaces provient du document de Salafsky et al. (2008).

Menace		Probabilité que la menace soit présente	Niveau d'incidence	Certitude causale	Risque lié à la menace	Présence de la menace	Fréquence de la menace	Ampleur de la menace
Exploitation de mines et de carrières	M3	Isolée	Faible	Faible	Faible (4)	Historique	Unique	Restreinte
Répercussions sur l'habitat attribuables aux corridors de transport et de service ▪Routes et voies ferrées ▪Lignes de services publics ▪Voies de navigation	M4	Connue	Élevé	Moyenne	Élevé (3)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Restreinte
Déclin de la population dû à l'utilisation des ressources biologiques ▪Pêche et récolte (c.-à-d., commerciale, récréative et ASR [pêches alimentaires, sociales et rituelles])	M5	Connue	Élevé	Très élevée	Élevé (1)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
Modifications des systèmes naturels	M6							
▪Incendies et lutte contre les incendies	M6	Connue	Faible	Moyenne	Faible (3)	Historique, actuelle et prévue	Récurrente	Restreinte
▪Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	M6	Connue	Élevé	Élevée	Élevé (2)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
▪Autres modifications de l'écosystème (p. ex., modification des surfaces de captage, développement linéaire)	M1	Connue	Moyen	Élevée	Moyen (2)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
Polluants ▪Eaux usées domestiques et urbaines ▪Effluents industriels et militaires ▪Effluents agricoles et sylvicoles	M7	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste

Menace		Probabilité que la menace soit présente	Niveau d'incidence	Certitude causale	Risque lié à la menace	Présence de la menace	Fréquence de la menace	Ampleur de la menace
Espèces et gènes envahissants	M9							
▪Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes		Connue	Moyen à élevé	Moyenne	Élevé (3)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
▪Introduction de pathogènes et de virus		Connue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Prévue	Continue	Faible
Aquaculture – Ensemencement au moyen de poissons d'écloserie								
▪Introduction de matériel génétique	M2	Probable	Faible	Très faible	Faible (5)	Historique, actuelle et prévue	Récurrente	Faible
Phénomènes géologiques (p. ex., glissements de terrain)	M10	Improbable	Moyen à élevé	Élevée	Moyen (2)	Prévue	Unique	Vaste

Facteurs limitatifs		Probabilité que la menace soit présente	Niveau d'incidence	Certitude causale	Risque lié à la menace	Présence de la menace	Fréquence de la menace	Ampleur de la menace
Conditions changeantes en milieu d'eau douce/marin	M8	Connue	Élevé	Élevée	Élevé (2)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
Compétition	FL1	Connue	Inconnu	Moyenne	Inconnu (3)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
Prédation	FL1	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
Avalanches et glissements de terrain	M10	Probable	Faible	Moyenne	Faible (3)	Historique, actuelle et prévue	Unique	Faible
Limites biologiques et physiologiques	FL2	Connue	Faible	Très élevée	Faible (1)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste
Parasites et pathogènes indigènes	M9	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Historique, actuelle et prévue	Continue	Vaste

ÉLÉMENT 8 : ÉVALUER LES MENACES PESANT SUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN ET EN ÉTABLIR L'ORDRE DE PRIORITÉ

Les menaces pesant sur la survie ont été cotées selon les risques biologiques actuel et futur, comme décrit dans le document du MPO (2014b), et sont présentées dans le Tableau 7, avec une cote du risque lié à la menace, qui peut être utilisée pour établir l'ordre de priorité des menaces. La certitude causale associée au risque biologique actuel a également été cotée pour chaque menace.

Voici des menaces pesant sur la survie et le rétablissement de la population.

- Déclin de la population dû à l'utilisation des ressources biologiques (M5)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale très élevée.
- Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à la modification de systèmes naturels (M6)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible à élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale moyenne à élevée.
- Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des polluants aquatiques (M7)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **moyen à l'échelle de la population** et à une certitude causale moyenne.
- Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables aux changements climatiques (M8)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale élevée.
- Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques (M9)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale moyenne.
- Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à des phénomènes géologiques (M10)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible à l'échelle de la population** et à une certitude causale élevée.

L'incidence écologique possible de ces menaces (pour l'espèce cible ou d'autres espèces coexistantes) est décrite de façon détaillée dans la section sur l'élément 11.

ÉLÉMENT 9 : ÉNUMÉRER LES ACTIVITÉS LES PLUS SUSCEPTIBLES DE MENACER (C.-À-D., D'ENDOMMAGER OU DE DÉTRUIRE) LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT CERNÉES DANS LES ÉLÉMENTS 4 ET 5, ET FOURNIR DES RENSEIGNEMENTS SUR L'AMPLEUR ET LES CONSÉQUENCES DE CES ACTIVITÉS

On a réalisé une évaluation générale de la qualité de l'habitat dans le bassin de la rivière Okanagan en 2013. La fiche de rendement de la *Politique concernant le saumon sauvage* (PSS) est une mesure de la qualité de l'habitat associée aux unités de conservation (UC). La publication la plus récente sur l'UC de l'Okanagan (Porter *et al.* 2013) indique que la zone en question est associée à un risque élevé (100 %), ce qui a été déterminé au moyen de méthodes établissant les effets cumulatifs sur l'habitat d'après une cote de risque composite. Porter et ses collaborateurs (2013) ont déterminé que les zones urbaines et

agricoles, les routes, l'habitat riverain modifié et les rejets d'eaux usées représentaient des pressions à haut risque dans le bassin hydrographique. En outre, ils ont déterminé que les activités minières, la superficie totale des terres modifiées, les traverses de cours d'eau (nombre/km) et la répartition de l'eau (m³/ha) représentaient des pressions à risque moyen dans le bassin hydrographique. Finalement, ils ont déterminé que la perturbation des forêts et les peuplements perturbés par le dendroctone du pin représentaient des pressions à faible risque dans le bassin hydrographique.

Les menaces pesant sur l'habitat sont représentées dans le Tableau 7, et sont associées à une cote de risque connexe, qui peut être utilisée pour déterminer les probabilités qu'une menace ait une incidence donnée. La certitude causale associée au risque biologique actuel a également été cotée pour chaque menace.

Voici des menaces pesant sur l'habitat.

- Dégradation de l'habitat attribuable à des modifications de l'écosystème (M1)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **moyen** et à une certitude causale élevée.
- Dégradation de l'habitat attribuable à l'aquaculture – Ensemencement au moyen de poissons d'écloserie (M2)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible** et à une certitude causale très faible.
- Dégradation de l'habitat attribuable à l'exploitation de mines et de carrières (M3)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible** et à une certitude causale faible.
- Dégradation de l'habitat attribuable aux corridors de transport et de service (M4)
On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé** et à une certitude moyenne.

L'incidence écologique possible de ces menaces est décrite ci-dessous.

Dégradation de l'habitat attribuable à des modifications de l'écosystème (M1)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **moyen** et à une certitude causale élevée.

Le bassin de la rivière Okanagan est une zone résidentielle importante et une destination touristique populaire. Les activités récréatives et touristiques, comme la navigation, la pêche et l'agriculture (vignobles et vergers), sont fréquentes et intensives. La vallée de l'Okanagan est très peuplée; elle compte plusieurs villes de taille moyenne qui ont été construites le long de trois lacs. Kelowna, Vernon et Penticton sont les trois plus grandes villes situées le long de ces lacs. La population de Kelowna s'élevait à 188 000 habitants en 2013 et a atteint 198 300 habitants en 2016 (Statistique Canada 2016). Ces valeurs correspondent à une augmentation de la population d'environ 5 % en trois ans seulement. Dans la grande région de Kelowna, le nombre d'habitations privées a augmenté de 8,6 % (Statistique Canada 2016). Les données regroupées par région géographique indiquent que la population de toutes les régions de la vallée de l'Okanagan augmente (Statistique Canada – Série « Perspective géographique » fondée sur le recensement de 2016). À l'heure actuelle, le développement urbain touche 5,59 % des terres du bassin de la rivière Okanagan (Tableau 8A; Porter *et al.* 2013). Une augmentation du développement résidentiel et commercial est liée à une hausse du nombre d'habitants, des activités de construction, des déchets et de l'utilisation d'eau. Un document évaluant la qualité de l'habitat dans le bassin de la rivière Okanagan décrit

que la plupart des affluents situés au sud du lac Okanagan et au nord de Penticton, dont presque tous les ruisseaux (y compris le ruisseau Shingle), faisaient face à des répercussions importantes en matière d'habitat et étaient importants pour la remise en état de l'habitat (Rae 2005).

Agriculture

La région du bassin de la rivière Okanagan comprend des terres fertiles et des sources d'eau facilement accessibles. Il s'agit d'une région populaire pour des activités agricoles, y compris les vignobles et les vergers. Porter et ses collaborateurs (2013) ont indiqué que 9,9 % des terres de cette région étaient touchées par le développement agricole et rural (Tableau 8A). À l'heure actuelle, 55 % de l'eau potable est utilisée pour l'agriculture et 24 % est utilisée pour des activités domestiques extérieures (piscines domestiques, arrosage, etc.; Summit Environmental Consultants 2010, Okanagan Water Board 2017). Le prélèvement d'eau aux fins d'activités agricoles demeure une source de préoccupations dans la vallée de l'Okanagan, car on prélève à la fois les eaux de surface et souterraines. Le prélèvement d'eau (et la réduction des niveaux d'eau, la hausse des températures de l'eau et la baisse des concentrations en oxygène qui en résultent) pourrait éventuellement réduire la quantité d'habitat disponible pour les poissons (National Research Council 2004). Les deux aquifères situés dans le bassin de l'Okanagan sont de classe 1A; ce sont donc des aquifères de sable et de gravier fluviaux ou fluvioglaciers principalement à nappe libre qui sont situés le long de rivières et de fleuves importants (ordres des cours d'eau élevés), et qui peuvent être influencés par la rivière Okanagan sur le plan hydraulique (Government of British Columbia 2017). Le premier se trouve sous la portion de la rivière Okanagan située entre les lacs Vaseux et Osoyoos. Le second se trouve entre les lacs Vaseux et Skaha. Les régions où se trouvent ces aquifères sont situées près du centre de villes; elles ont fait l'objet d'un développement important et sont vulnérables à la contamination. Ainsi, les deux aquifères devraient être associés à une cote de priorité élevée aux fins de gestion.

Tableau 8. Pourcentage des terres touchées par les pressions anthropiques pesant sur le bassin de la rivière Okanagan (A) et caractéristiques précises connexes (B) (d'après la région associée à l'unité de conservation [UC]). Les données proviennent du document de Porter et al. (2013). Il est à noter que ces pourcentages concernent l'ensemble du bassin hydrographique (depuis la frontière entre le Canada et les États-Unis jusqu'à Vernon), alors que l'UC est limitée à une région qui est davantage touchée par le développement urbain et agricole. Les variables présentées dans les tableaux doivent donc être interprétées avec prudence.

A.	
Pression anthropique	Pourcentage des terres touchées
Exploitation minière	0,08 %
Urbanisation	5,59 %
Agriculture/milieus ruraux	9,90 %
Perturbation des forêts	3,39 %
Perturbation du milieu riverain	26,51 %
Dendroctone du pin ponderosa	1,22 %

B.	
Caractéristique de la pression anthropique	Valeur
Développement routier (km/km ²)	2,60
Densité des traverses de cours d'eau (nombre de traverses par km de cours d'eau accessibles aux poissons)	0,93
Rejets d'eaux usées permis (nombre d'endroits où des eaux usées sont rejetées dans le bassin)	346
Répartition de l'eau (m ³ /ha)	6558,57

L'utilisation d'eau est étroitement réglementée aux fins de respect des modalités du « Canada-BC Okanagan Basin Agreement » [non traduit] (accord entre le Canada et la Colombie-Britannique concernant le bassin de l'Okanagan) (Anonymous 1974, 1982; Hyatt et al. 2015). À l'échelle locale, l'Okanagan Basin Water Board est une source d'avis d'experts et de renseignements concernant le bassin de l'Okanagan. Ses représentants remplissent des rapports annuels comprenant des chiffres sur l'utilisation d'eau et des initiatives éducatives axées sur l'utilisation d'eau durable (www.obwb.ca [en anglais seulement]). Le développement accru du secteur agricole entraîne une hausse du déboisement, de l'utilisation d'eau et de la production de déchets. Le retrait de couvert terrestre naturel augmente aussi les taux d'évaporation d'eau, qui soulèvent depuis peu des préoccupations importantes dans la région, car on a découvert que la capacité de remplissage des aquifères à proximité des lacs et des cours d'eau du bassin de l'Okanagan était faible ou limitée. De 1996 à 2006, on a estimé que l'évaporation annuelle de l'eau des lacs Okanagan et Vaseux correspondait à 320 000 et à 2 800 millions de litres, respectivement (Summit Environmental Consultants 2010). Sur une période de dix ans (1996 à 2006), l'utilisation d'eau à des fins agricoles a affiché une tendance à la hausse (Summit Environmental Consultants 2010). Le ministère des Forêts, des Terres, de l'Exploitation des ressources naturelles et du Développement rural de la Colombie-Britannique a établi des directives visant à protéger les saumons kokanis et rouges durant les périodes de fraie. Ces directives comprennent la réduction au minimum du rabattement du lac Okanagan entre la période de pointe pour la fraie du saumon kokani près des rives et la date à laquelle tous les alevins ont émergé. Au moyen de l'outil de gestion des eaux et des poissons du ministère (décrit plus bas), on déploie des efforts pour limiter le rabattement à 15 cm afin d'éviter l'assèchement des rives. En 2017, le rabattement était de 17 cm. Toujours au moyen de l'outil de gestion, on a tenté de maintenir le débit de la rivière Okanagan (mesuré à Oliver) en deçà de 28,3 m³/s durant l'incubation des œufs et des alevins vésiculés du saumon rouge (entre le 1^{er} novembre et l'émergence de tous les alevins, qui se produit habituellement au début de mai). On déroge aux directives si des inondations sont prévues. Même s'il n'est pas ciblé par ces efforts, le saumon chinook de l'Okanagan fraie entre octobre et novembre; il est donc probable qu'il puisse en profiter.

Lacunes en matière de connaissances :

1. Quels sont les plans actuels concernant la croissance résidentielle et commerciale à proximité des étendues d'eau du bassin de la rivière Okanagan?
2. À quelle distance d'un lac ou d'un cours d'eau le développement est-il autorisé? Quels sont les différents règlements associés aux divers types de développement? Plusieurs autorités et propriétaires différents gèrent des terres situées sur la distance établie.

Espèces coexistantes : Le développement résidentiel et commercial continu au sein de cette zone aurait également une incidence négative sur les saumons rouges et kokanis qui fraient aussi à cet endroit.

Dégradation de l'habitat attribuable à l'aquaculture – Ensemencement au moyen de poissons d'écloserie (M2)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible** et à une certitude causale très faible.

Milieu d'eau douce

Dans le bassin de la rivière Okanagan, on ne mène aucune activité aquacole habituelle réalisée au moyen d'un parc en filet. Toutefois, beaucoup d'écloseries sont situées dans la partie américaine de la rivière Okanogan; on compte également une nouvelle écloserie à Penticton,

en Colombie-Britannique. Les individus d'écloserie sont munis d'une micromarque magnétisée codée, qui sert à recueillir des données sur la croissance et la survie.

On considère que les saumons nés en écloserie ont une valeur adaptative inférieure à celle des individus sauvages (Araki *et al.* 2008, Beamish *et al.* 2012, Drenner *et al.* 2012, Eliason et Farrell 2016). Les individus d'écloserie font l'objet de différentes pressions de sélection, ce qui n'est pas le cas pour les individus sauvages. Dans une écloserie, la température, la concentration en oxygène et l'alimentation sont optimales dans un environnement sans prédateur et les taux de croissance rapides priment généralement sur les capacités natatoires (Fleming *et al.* 2002). Les données indiquent que la valeur adaptative générale des individus d'écloserie est environ 30 % plus faible que celle des poissons sauvages (Araki *et al.* 2008). Les effets négatifs, comme une baisse de la diversité génétique et de la capacité de reproduction, sont bien documentés pour plusieurs espèces de poissons, y compris le saumon chinook (Shrimpton *et al.* 1994a,b, Heath 2003, Jonsson *et al.* 2003, Hill *et al.* 2006, Araki *et al.* 2007, 2008, Chittenden *et al.* 2008, Beamish *et al.* 2012, Anderson *et al.* 2014). Récemment, le MPO a conclu que la production naturelle de saumons chinooks du Pacifique au Canada diminue en fonction de l'augmentation de l'ampleur des programmes d'ensemencement en raison des répercussions génétiques sur la valeur adaptative et du faible succès de reproduction associé aux individus d'écloserie à l'état sauvage (Withler *et al.* 2018).

Il est plus probable d'observer l'incidence génétique des individus d'écloserie sur les individus sauvages lorsque la population formée par ceux-ci est productive. De meilleures pratiques en écloserie pourraient augmenter la survie des saumons nés en captivité et permettre l'ensemencement d'une population sauvage en difficulté. Toutefois, ces pratiques sont probablement un facteur à considérer important pour la survie des saumons chinooks de l'Okanagan en raison de la très faible abondance de la population. En tenant compte de l'improbabilité associée à la présence d'un groupe distinct de saumons chinooks de l'Okanagan, on a réalisé que les individus d'écloserie ne représentent probablement pas une menace importante pour l'établissement des individus sauvages. À l'heure actuelle, le MPO ne participe pas à l'élevage ni aux lâchers de saumons, sauf en ce qui concerne l'approbation de transferts et la délivrance de permis aux fins de surveillance (Monica Walker et Melanie McNabb, comm. pers., 2017).

À l'écloserie Kł c̓əlk̓ stírn̓ de Penticton, en Colombie-Britannique (gérée par l'ONA), on a récemment effectué des lâchers de saumons chinooks dans la rivière Okanagan. Le programme de lâchers d'alevins de cette écloserie a seulement commencé en 2017, donc très peu de données sont accessibles à l'heure actuelle. Il s'agit de la première écloserie non gérée par le gouvernement fédéral ni par un gouvernement provincial à entreprendre de telles activités aux fins de conservation et de pêche commerciale. En janvier 2017, l'ONA a importé 16 000 œufs de saumons chinooks provenant de l'écloserie du barrage Chief Joseph située à Bridgeport, dans l'État de Washington. En juin de la même année, l'ONA a lâché 15 000 alevins de saumons chinooks dans le lac Skaha. En septembre 2017, le Comité des introductions et des transferts du MPO a approuvé l'importation de 30 000 œufs de saumons chinooks supplémentaires provenant de l'écloserie du barrage Chief Joseph. Le mois suivant, ce comité a approuvé la capture de 14 saumons chinooks adultes de la rivière Okanagan afin d'appuyer le programme de reproducteurs de l'écloserie de Penticton. Dans les faits, 12 individus ont été capturés (R. Bensen, comm. pers.). Sachant que seulement 40 saumons chinooks reproducteurs ont été observés en 2016, la capture de 12 individus représente une proportion considérable des reproducteurs (35 %). Le principal objectif du programme est le rétablissement de la population sauvage et l'un des objectifs secondaires est la création d'occasions de pêche lorsque l'échappée sera suffisante (Bussanich *et al.* 2016). Des lâchers de saumons chinooks d'été et de printemps sont prévus. Ces lâchers représentent moins de

saumons que les capacités historiques enregistrées pour la rivière Okanagan. Les connaissances traditionnelles autochtones indiquent que plus de 2,4 millions de saumons chinooks étaient autrefois présents dans la rivière pendant la fraie (Armstrong 2015).

Les pratiques en éclosion représentent probablement un facteur à considérer important pour la survie du saumon chinook de l'Okanagan. Les saumons d'éclosion représentent à la fois un avantage et une menace possible pour le saumon sauvage. De meilleures pratiques en éclosion pourraient augmenter la survie des saumons nés en captivité. Toutefois, ces saumons pourraient aussi entrer en compétition avec les individus sauvages. En tenant compte de l'improbabilité associée à la présence d'un groupe distinct de saumons chinooks de l'Okanagan, on a réalisé que les individus d'éclosion ne constituent probablement pas une menace importante pour l'établissement des individus sauvages. À l'heure actuelle, le MPO ne participe pas à l'élevage ni aux lâchers de saumons, sauf en ce qui concerne l'approbation de transferts et la délivrance de permis aux fins de surveillance (Monica Walker et Melanie McNabb, comm. pers., 2017).

Milieu marin

En milieu marin, les saumons d'éclosion (surtout ceux provenant d'importantes activités de mise en valeur) peuvent avoir des effets néfastes sur l'abondance des saumons sauvages et la santé des écosystèmes (Noakes *et al.* 2000). Entre 1977 et 2000, près de 500 millions de saumons ont été produits et lâchés chaque année en Colombie-Britannique, ce qui représente environ 40 % de la biomasse totale de saumons dans l'océan. Les saumons chinooks d'éclosion représentent en moyenne environ 42 millions d'individus par année. Ensemble, les États de la côte ouest-américaine lâchent environ 250 millions de saumons chinooks d'éclosion (total d'environ 384 millions de saumons) et l'Alaska lâche environ 1,25 milliard de saumons. Ces nombres élevés d'individus lâchés ont une incidence sur les stocks sauvages (y compris sur les saumons chinooks du fleuve Columbia), surtout aux endroits où les aires de répartition de nombreux stocks de saumons se chevauchent dans l'océan et lorsque les saumons en montaison sont ciblés par des pêches de stocks mixtes (aux États-Unis et au Canada). La capacité de charge de l'océan est devenue préoccupante dans les années 1980 lorsque la survie des salmonidés d'éclosion lâchés dans l'océan Pacifique était à la baisse (Noakes *et al.* 2000).

Lacunes en matière de connaissances : On doit mieux connaître les différences entre la valeur adaptative des individus d'éclosion et celle des individus sauvages.

Espèces coexistantes : Les autres espèces qu'on prévoit produire dans l'éclosion de Penticton sont l'esturgeon blanc et la truite arc-en-ciel, mais on ne connaît pas leur incidence sur les populations de poissons indigènes.

Dégradation de l'habitat attribuable à l'exploitation de mines et de carrières (M3)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible** et à une certitude causale faible.

Porter et ses collaborateurs (2013) ont indiqué que 0,08 % des terres de cette région étaient touchées par l'exploitation minière (Tableau 8A). Autrefois, dans la mine Blue Hawk de Westbank, on exploitait l'or, l'argent, le plomb, le cuivre et le zinc, mais cette mine est maintenant fermée. Il existe une très faible possibilité à long terme (plus de dix ans) qu'une mine soit rouverte dans les régions canadiennes du fleuve Columbia ou de la rivière Okanagan. En date d'avril 2014, le gouvernement de la Colombie-Britannique n'avait aucun registre de l'existence d'une mine active dans la région de l'Okanagan.

Espèces coexistantes : Toutes les répercussions liées à l'exploitation minière auraient également une incidence négative sur les saumons rouges et kokanis, qui fraient aussi dans la région.

Dégradation de l'habitat attribuable aux corridors de transport et de service (M4)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé** et à une certitude causale moyenne.

Les zones terrestres entourant les voies navigables de la région de l'Okanagan sont très développées; plusieurs villes sont situées le long de cours d'eau du bassin hydrographique. Les routes, les voies ferrées et les routes maritimes sont denses dans la région. Porter et ses collaborateurs (2013) indiquent qu'il y a 2,6 km de routes développées par km² dans la région (Tableau 8B). On considère que la densité est élevée parce qu'elle dépasse 0,4 km/km² (Stalberg *et al.* 2009). Le développement routier entraîne le défrichage de terres et augmente le ruissellement de déchets liés aux véhicules.

Dans le cadre d'une analyse de modélisation de scénarios liés à la remise en état de l'habitat du saumon chinook de printemps de la rivière Wenatchee, on a découvert qu'une réduction des sédiments fins (le développement humain cause une augmentation du ruissellement d'eaux contenant des sédiments fins) a entraîné la plus importante augmentation de l'abondance moyenne de smolts et de reproducteurs (Honea *et al.* 2009). Il est probable que les sédiments fins aient la plus grande incidence sur la survie lors du stade de l'œuf (Honea *et al.* 2009). La percolation de l'eau (maintien de la température et du niveau d'oxygène) dans le gravier des frayères est essentielle à la survie des œufs et des alevins vésiculés; ce besoin peut être gravement compromis par l'envasement des frayères (Healey 1991). Dans le cadre d'une étude ciblant les œufs de saumons chinooks présents dans le cours inférieur du fleuve Columbia, on a conclu que lorsque les taux de percolation variaient de 0,4 pi/s (12,2 cm/s) à 2,2 pi/s (67,1 cm/s), presque tous les œufs ont pu éclore (environ 96 %; Shelton 1955). Les résultats de cette étude pourraient être utiles pour le saumon chinook de l'Okanagan étant donné qu'il utilise la même voie migratoire dans le cours principal de la rivière que la population étudiée. Des augmentations des sédiments fins ont déjà été corrélées avec une diminution du couvert forestier, une augmentation de la superficie de surfaces imperméables anthropiques (p. ex., routes pavées) et une augmentation de la densité des routes (Jorgensen *et al.* 2009). Tous ces éléments sont présents à proximité du bassin hydrographique de la rivière Okanagan. Le gouvernement de la Colombie-Britannique a estimé qu'à cause du développement des terres, seulement 4 % de l'habitat riverain est toujours intact dans ce bassin hydrographique (Government of B.C. 1998). La perte de cet habitat touche le saumon chinook directement parce qu'elle a une incidence sur la disponibilité des refuges ombragés et qu'elle augmente l'exposition au soleil et, par conséquent, les températures de l'eau dans les petits cours d'eau. En outre, la perte d'habitat riverain contribue aux changements touchant la composition des espèces d'insectes et de plantes dont les saumons juvéniles disposent pour s'alimenter et éviter les prédateurs, respectivement.

Lacunes en matière de connaissances : Quels sont les plans concernant l'augmentation du développement routier? À l'heure actuelle, est-ce qu'on sait à partir de quelle distance d'une source d'eau les répercussions liées aux routes sont moins élevées?

Espèces coexistantes : Le développement routier continu dans cette zone aurait également une incidence négative sur les saumons rouges et kokanis qui fraient aussi à cet endroit.

ÉLÉMENT 10 : ÉVALUER TOUT FACTEUR NATUREL SUSCEPTIBLE DE LIMITER LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DU SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN

Les facteurs limitatifs (Tableau 7) ont été cotés selon les risques biologiques actuel et futur connexes, comme décrit dans le document du MPO (2014b).

Prédation et compétition (FL1)

On a déterminé que la compétition était associée à un risque **inconnu** et la prédation, à un risque **moyen**; la certitude causale de ces deux éléments était moyenne.

La dynamique prédateurs-proies dépend fortement de la variabilité de l'environnement (Wells *et al.* 2017). Les effets de la prédation et de la compétition sur le saumon chinook de l'Okanagan demeurent principalement inconnus. Selon une étude ciblant les alevins âgés d'un an et de moins d'un an du saumon chinook du bassin du Columbia, les juvéniles font l'objet de prédation par les oiseaux. Les estimations de la probabilité de prédation variaient de 0,03 à 0,09 pour les alevins d'un an et de 0,01 à 0,05 pour les alevins de moins d'un an (Evans *et al.* 2016). La prédation de smolts par la Sterne caspienne (*Hydroprogne caspia*) se produisait surtout dans des réservoirs, tandis que la prédation par des goélands (*Larus spp.*) se produisait principalement près de barrages hydroélectriques. Les Pélicans d'Amérique (*Pelecanus erythrorhynchos*) et les Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) n'avaient pas d'effet détectable sur les saumons. D'autres études ont montré que les oiseaux aquatiques (y compris le Grand Harle [*Mergus merganser*], le Goéland de la Californie [*Larus californicus*], le Goéland à bec cerclé [*L. delawarensis*], la Sterne caspienne et le Cormoran à aigrettes) qui résident dans le cours moyen du Columbia se nourrissaient de moins de 1 % des smolts de salmonidés disponibles (Wiese *et al.* 2008). Cette étude a aussi montré que les oiseaux aquatiques consommaient ces smolts lorsque ces derniers se trouvaient dans la rivière. Toutefois, lorsque les smolts avaient quitté la région, les oiseaux consommaient plutôt la sauvagesse du Nord (*Ptychocheilus oregonensis*; présentée plus bas), une prédatrice indigène de salmonidés. Des modèles indiquent que si ces oiseaux étaient retirés du système, l'abondance de la sauvagesse du Nord augmenterait; il y aurait donc davantage de prédation du saumon chinook par celle-ci (Wiese *et al.* 2008). Finalement, la turbidité de l'eau avait un effet sur le comportement d'évitement des oiseaux prédateurs adopté par les saumons chinooks juvéniles. On a mené des essais contrôlés visant à évaluer les risques associés aux poissons et aux oiseaux prédateurs. Dans le cadre de ces essais, on a observé que les poissons présents dans des eaux à turbidité élevée n'atteignaient pas une profondeur aussi importante dans une colonne d'eau que les individus présents dans des eaux limpides ou ne restaient pas à une telle profondeur (Gregory 1993).

La perchaude est présente dans l'ensemble du bassin hydrographique de la rivière Okanagan (Runciman et Leaf 2009). Comme le prouve sa vaste aire de répartition en Amérique du Nord, la perchaude a une grande tolérance sur le plan environnemental. On pense que sa limite thermique supérieure se situe entre 25 et 30 °C, et la présence de l'espèce dans les parties septentrionales des Prairies indique qu'elle peut persister dans des conditions où les hivers sont longs et où les saisons de croissance sont relativement courtes et fraîches (Wydoski et Whitney 2003). C'est probablement après avoir été introduite dans la partie supérieure de cours d'eau que la perchaude a atteint les lacs Okanagan et Skaha, qui sont isolés du bassin du fleuve Columbia grâce aux chutes Okanagan (Bradford *et al.* 2009). Il est probable que la perchaude et les salmonidés (y compris le saumon chinook) entrent en compétition. Par contre, cette question demeure inconnue.

La prédation du saumon chinook par des mammifères marins comme les pinnipèdes et les baleines est aussi préoccupante en milieu marin. Les épaulards consomment la majorité de la

biomasse de saumons chinooks, tandis que les phoques communs (*Phoca vitulina*) consomment le plus grand nombre d'individus (Chasco *et al.* 2017a). On estime que la consommation de biomasse de saumons chinooks par les pinnipèdes dans l'État de Washington a augmenté de 68 à 625 tonnes métriques entre 1970 et 2015. Ceci correspond presque au double du nombre d'individus consommés par les épaulards résidents et à six fois les prises combinées des pêches commerciale et récréative (Chasco *et al.* 2017a,b). Ces interactions interspécifiques sont importantes lors de l'évaluation du rétablissement d'une espèce.

La sauvagesse du Nord est un poisson d'eau douce prédateur qui est indigène du nord-ouest de l'Amérique du Nord, y compris du bassin du fleuve Columbia. On s'inquiète de plus en plus des répercussions des populations de sauvagesses du Nord sur les saumons des bassins hydrographiques du fleuve Columbia et de la rivière Snake. Ces populations représentent probablement un facteur limitatif pour le saumon chinook. La sauvagesse du Nord peut vivre jusqu'à 11 ans et atteindre une longueur totale de 63 cm et un poids de 13 kg. Une femelle mature peut pondre 30 000 œufs chaque année. Les sauvagesses du Nord sont des prédatrices spécialistes, et les smolts constituent une grande partie de leur régime alimentaire dans le fleuve Columbia et la rivière Snake. Plus précisément, Zimmerman (1999) a découvert lors d'une étude réalisée pendant une période de six ans (1990 à 1996) que les salmonidés juvéniles étaient les proies principales de la sauvagesse du Nord (représentant de 29,3 à 64,2 % de leur régime alimentaire). Les populations de sauvagesses du Nord ont prospéré grâce au développement du système hydroélectrique du fleuve Columbia, car les réservoirs ont fourni un excellent habitat à l'espèce et lui ont donné un avantage par rapport aux populations réduites de saumons et de truites arc-en-ciel anadromes (Mesa 1994). En effet, on a découvert que le prélèvement soutenu de sauvagesses du Nord augmentait la survie des salmonidés juvéniles (Ward et Zimmerman 1999).

Des études indiquent qu'on prévoit une dominance du saumon rose par rapport aux autres espèces de saumons, ce qui sera probablement causé par les changements climatiques (Ruggerone et Goetz 2004). On a déterminé que le saumon rose modifie considérablement l'abondance des proies d'autres espèces de saumons, ce qui entraîne une modification du régime alimentaire, une diminution de la consommation de proies, un retard de maturation et une diminution de la survie de ces espèces. Une diminution de la survie était évidente chez les saumons chinooks et kétas de la baie Puget; la concurrence des saumons roses était causée par une exploitation des ressources plus réussie plutôt que par une interférence avec d'autres espèces de saumons (Ruggerone et Goetz 2004). En outre, on a comparé les taux de survie des saumons chinooks et roses de la baie Puget lors des années paires et des années impaires (le parcours migratoire du saumon rose se déroule sur une période de deux ans; les individus sont plus abondants lors des années paires et moins abondants lors des années impaires). On a découvert que pendant la période de 1984 à 1997, les saumons chinooks juvéniles lâchés pendant des années paires affichaient un taux de survie 59 % plus faible que celui des individus lâchés pendant une année impaire; cette tendance était constante pour 13 stocks de saumons chinooks (Ruggerone et Goetz 2004). En revanche, les saumons chinooks lâchés dans des cours d'eau côtiers, où peu de saumons roses sont présents, n'affichaient pas une telle tendance en matière de survie, ce qui indique que les interactions entre ces espèces se produisaient dans la baie Puget et le cours inférieur du détroit de Georgia.

Espèces coexistantes : Les saumons rouges et kokanis sont pêchés à des fins récréatives, cérémoniales et commerciales, et pourraient être associés à des facteurs limitatifs semblables à ceux du saumon chinook.

Limites biologiques et physiologiques (FL2)

On a déterminé que ce facteur limitatif était associé à un risque **faible** et à une certitude causale très élevée.

Le principal facteur limitatif concernant les processus physiologiques et biologiques du saumon chinook comprend les températures de l'eau élevées qui dépassent les limites en matière de tolérance thermique. Celui-ci entraîne les éléments suivants :

1. pertes directes de juvéniles et d'adultes attribuables à des blessures, à la prédation et à la mortalité lors de la migration au-delà des barrages du bassin du fleuve Columbia et de leurs retenues d'eau;
2. effets écologiques inconnus des espèces envahissantes, y compris plusieurs espèces de poissons prédatrices entrant en compétition avec le saumon.

Les causes de ce facteur limitatif sont décrites de façon plus détaillée plus bas (section sur la M8). On ne connaît pas les répercussions précises du changement des températures de l'eau sur le saumon chinook de l'Okanagan. Toutefois, dans le fleuve Columbia, on a déterminé que la limite de la tolérance thermique d'autres populations de saumons chinooks était d'environ 20 à 22 °C (Tohver *et al.* 2014; Keefer *et al.* 2018). En 1939, le lac Okanagan dépasse rarement 20 °C pendant les mois de juillet et d'août (Clemens *et al.* 1939). Cependant, plus récemment, les températures maximales de l'eau en été continuent de dépasser 20 °C dans plusieurs tronçons du Columbia (Keefer *et al.* 2018; Richer *et al.* 2006). Ces températures dépassent la température présentée dans les directives sur la vie aquatique de la Colombie-Britannique, soit 18 °C (Dessouki 2009).

En outre, lors de la fraie, les saumons sont plus à risque de dépasser leurs limites en matière de tolérance thermique. La température et la saturation en oxygène sont inextricablement liées par l'entremise de seuils et de procédés chimiques relatifs à la solubilité. On présume qu'un rendement thermique plus élevé chez certains individus est attribuable à un apport en oxygène suffisant vers le cœur, qui permet une augmentation du rythme cardiaque au-delà des valeurs au repos (Eliason et Farrell 2016). Les saumons chinooks de la rivière Okanagan qui remontent doivent soit tolérer des températures de l'eau sous-optimales en septembre (de 16 à 22 °C) ou demeurer en aval de la rivière Okanagan jusqu'à ce que les températures baissent jusqu'à environ 16 °C au début d'octobre (COSEPAC 2017).

Lors de la fraie, les saumons chinooks nécessitent des températures plus froides, qui sont inférieures à 13 °C (Becker 1973; Reiser et Bjornn 1979). On a déterminé que les températures supérieures à 13 °C augmentaient la mortalité des femelles avant la fraie (Raleigh *et al.* 1986). De plus, une exposition prolongée à des températures supérieures à 15,6 °C (ou inférieures à 3,3 °C) chez les femelles matures entraîne une faible survie des adultes et une mauvaise viabilité des œufs (U.S. Fish and Wildlife Service 1995). Des études ciblant les saumons chinooks et cohos du cours moyen du Columbia montrent que les stades de l'œuf, du juvénile et de l'alevin étaient les plus vulnérables aux fluctuations de température (Hatten *et al.* 2014). On a documenté que la réussite de la fécondation et de l'éclosion des œufs ainsi que de l'émergence des alevins étaient supérieures à 84 % lorsque les températures de l'eau variaient de 13 à 16,5 °C (Geist *et al.* 2006). Dans la même étude, on a aussi découvert qu'une température d'incubation de 17 °C produisait des taux élevés d'œufs fécondés se développant en œufs embryonnés, mais entraînait de faibles taux d'éclosion et de survie lors de l'émergence (moins de 2,5 %). L'exposition à des températures élevées peut augmenter la vulnérabilité aux maladies, altérer l'ovulation et augmenter les niveaux d'hormones de stress chez les salmonidés (Young *et al.* 2006, Jonsson et Jonsson 2009, Bradford *et al.* 2010a). Les réponses attendues sont la dépendance à des refuges thermiques, le décalage du moment de la

migration et la modification des caractéristiques phénologiques des saumons (Keefer *et al.* 2018). La diminution des options de refuge thermique combinée à l'augmentation de la fréquence de l'exposition à des températures supérieures à 20 °C aura un effet important sur le coût énergétique de la migration et les taux de mortalité pour le saumon chinook (Plumb *et al.* 2018).

Glissements de terrain anthropiques (M10)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible** et à une certitude causale moyenne.

L'incidence des glissements de terrain anthropiques sur le saumon chinook de l'Okanagan n'a pas été étudiée, mais il est raisonnable de croire que les effets seraient semblables à ceux d'autres événements géologiques (tremblements de terre ou glissements de terrain d'origine naturelle). De plus amples renseignements sont fournis dans la section sur la gestion des menaces géologiques de l'élément 11.

Parasites et pathogènes (M9)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **inconnu** et à une certitude causale faible.

L'incidence des parasites et des pathogènes est décrite dans la section sur la gestion des espèces et des gènes problématiques de l'élément 11.

ÉLÉMENT 11 : DÉCRIRE LES RÉPERCUSSIONS ÉCOLOGIQUES POSSIBLES DES MENACES CERNÉES DANS L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES

Les menaces pesant sur la survie ont été cernées et cotées dans la section sur l'élément 8 (voir le Tableau 7). Dans la présente section, on décrit les répercussions écologiques possibles des menaces cernées qui pèsent sur l'espèce cible ou les espèces coexistantes.

Déclin de la population dû à l'utilisation des ressources biologiques (M5)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale très élevée.

Les répercussions historiques de la pêche sur les saumons chinooks de l'Okanagan ont été considérables. À l'heure actuelle, il n'y a aucune pêche dirigée ciblant le saumon chinook sauvage dans la rivière Okanagan, mais la population fait partie d'un complexe de populations qui est ciblé lors d'activités de pêche menées du sud-est de l'Alaska jusqu'à l'embouchure du fleuve Columbia, ainsi que dans ce fleuve, lors de la montaison des individus (C. Parken, comm. pers.). Les taux d'exploitation des individus de l'écloserie du barrage Wells, qui remontent probablement avec le saumon chinook de l'Okanagan, ont atteint un sommet de 80 % (Figure 5), tandis que les taux d'exploitation moyens en milieu océanique selon les individus munis d'une micromarque magnétisée codée sont estimés à 41 % (annexe A; tableau A3). En outre, de 2000 à 2017, le nombre de prises annuelles moyennes provenant du tronçon en amont de cette écloserie était de 2 589 (plage de 442 à 10 410; T. Garrison, comm. pers.). De plus, beaucoup de saumons chinooks pourraient être capturés à titre de prises accessoires dans le cadre de la pêche du poisson de fond dans les eaux côtières du Pacifique, de la pêche du poisson de fond dans le golfe d'Alaska, la mer de Béring et la région des îles Aléoutiennes, et de la pêche de la sardine dans le Pacifique. On ne connaît pas l'incidence globale de ces prises accessoires sur les stocks de saumons chinooks d'été du haut

Columbia (C. Parken, comm. pers., 2016). Les pêches de stocks mixtes peuvent exercer une pression accrue sur de petits stocks sauvages lorsque les taux d'exploitation sont déterminés d'après les niveaux de production en éclosérie. De plus, on utilise les estimations de présaison avant de connaître les conditions environnementales pendant la saison (Noakes *et al.* 2000). C'est la raison pour laquelle on considère que cette menace est élevée malgré l'absence d'une pêche dirigée. Le rétablissement de toute population de saumons chinooks sauvages sera susceptible à ces importantes pressions liées à la pêche.

Lacunes en matière de connaissances : La future planification des pêches aux États-Unis est incertaine (p. ex., on ne connaît pas l'ampleur des répercussions liées à la pêche à l'extérieur de la zone assujettie au *Traité sur le saumon du Pacifique*, y compris l'incidence des prises accessoires provenant des pêches ciblant le poisson de fond).

Espèces coexistantes : Les saumons rouges et kokanis sont pêchés à des fins récréatives, cérémoniales et commerciales.

Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à la modification de systèmes naturels (M6)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **faible à élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale moyenne à élevée.

Feux

Les feux détruisent d'importantes zones riveraines. On s'attend à ce que la fréquence et l'intensité des feux augmentent dans la région (Crozier 2015). Ce changement pourrait entraîner une hausse des températures des cours d'eau et une augmentation de la charge en nutriments due à l'érosion (Crozier 2015). De façon générale, on s'attend à ce que les feux de végétation deviennent plus fréquents; on a observé des déclin importants de la biomasse de poissons après qu'un feu se soit déclaré près d'un cours d'eau (Beakes *et al.* 2014, Crozier 2015). Des recherches récentes indiquent que les feux de végétation peuvent générer une hétérogénéité thermique dans les écosystèmes aquatiques et accroître la température des cours d'eau (Amaranthus *et al.* 1989; Isaak *et al.* 2010), donnant ainsi lieu à des conditions environnementales qui peuvent causer un stress bioénergétique chez les salmonidés (Beakes *et al.* 2014). De plus, l'utilisation de produits chimiques ignifuges et d'agents de neutralisation peut poser un risque pour la santé des écosystèmes aquatiques (Backer *et al.* 2004). Aucune étude n'a été menée à ce jour sur l'incidence des feux de végétation et des pratiques de suppression connexes sur les saumons chinooks de l'Okanagan.

Barrages

Les barrages représentent un défi important pour les salmonidés juvéniles et adultes en migration. Ils modifient la qualité de l'eau et l'habitat d'un milieu fluvial. Certaines caractéristiques, comme la quantité et le débit d'eau, ainsi que le moment, la fréquence et l'ampleur des décharges d'eau, peuvent être contrôlées et modifiées afin d'améliorer les conditions pour les poissons d'eau douce. Les changements rapides des débits d'eau durant les périodes de fraie ou de migration ont entraîné le déclin considérable des fraies réussies ou l'assèchement de nids de fraie (Geist *et al.* 2008, Harnish *et al.* 2014). Les effets à court terme de la fluctuation des débits d'eau durant les stades de grossissement des juvéniles peuvent faire en sorte que des individus restent pris dans des bassins d'eau isolés. Les effets à long terme comprennent la modification de la densité, de la disponibilité et de la diversité de la nourriture des saumons (Cushman 1985, Gislason 1985, Bunn et Arthington 2002, Harnish *et al.* 2014). De faibles débits d'eau signifient moins de dilution du ruissellement provenant des secteurs agricole et industriel ainsi que des effets de concentration pour les polluants et les

contaminants. L'accès à divers milieux aux conditions diverses est un important régulateur de la réponse du saumon aux changements climatiques (Schindler *et al.* 2008). Les barrages bloquent l'accès à certains types d'habitat et limitent ainsi la disponibilité de milieux aux conditions diverses (concernant la géographie et certaines conditions comme la température; Anderson *et al.* 2014).

Ils ont aussi modifié les pressions de sélection pesant sur les saumons du fleuve Columbia. De plus, ils entraînent une perte considérable de la valeur adaptative et une importante sélection de phénotypes (Angilletta *et al.* 2008). Le moment de la migration est un caractère héréditaire important. Par conséquent, la réaction évolutionnaire à ces pressions devrait être rapide. Les barrages influencent la température de l'eau, les dates de migration historiques et la relation entre l'émergence des alevins et leur survie. La présence de réservoirs entraîne une augmentation du temps de résidence de l'eau et du gain d'énergie solaire (Hamblin et McAdam 2003), et elle crée une stratification thermique importante en amont des barrages. Une telle stratification a créé des gradients de température dans les passes migratoires, ce qui a causé des montaisons plus longues et non fructueuses pour certains saumons chinooks (Caudill *et al.* 2014). De plus, les températures d'eau élevées dans le fleuve Columbia ont une incidence sur la prédation exercée sur les saumons juvéniles en dévalaison (Petersen et Kitchell 2001) ainsi que sur le comportement et le taux de montaison des saumons chinooks adultes (Goniaea *et al.* 2006). Pendant leur migration, les juvéniles doivent survivre au franchissement de barrages en aval et les adultes doivent repérer les passes migratoires et naviguer dans les eaux stagnantes des réservoirs (Waples *et al.* 2008b). Les barrages prolongent la durée de la migration, réduisent les débits d'eau et créent de nouveaux milieux pour des prédateurs et des compétiteurs possibles (Schaller *et al.* 2013).

Un certain nombre de modifications ont été apportées aux barrages de la rivière Okanagan au cours des dernières années. En 2014, une échelle à poissons a été ouverte sur le barrage de la décharge du lac Skaha, ce qui a permis aux saumons chinooks d'accéder à ce lac et à la partie de la rivière Okanagan située entre les lacs Skaha et Okanagan (Alex *et al.* 2018). En 2009, on a réaménagé le barrage sur la décharge du lac Vaseux (barrage McIntyre) pour créer des vannes clapets, qui permettent aux saumons chinooks de sauter pour franchir le barrage (Rivard-Sirois *et al.* 2013). Ce réaménagement a permis aux individus d'avoir accès au lac Vaseux et à la partie de la rivière Okanagan située entre les lacs Vaseux et Skaha. De façon générale, les saumons ont besoin d'une profondeur de plus d'un mètre pour être en mesure de sauter jusqu'à une hauteur maximale de 1,8 à 3 m (Evans et Johnston 1980). Dans une autre étude, on a indiqué que le saumon chinook pouvait sauter jusqu'à une hauteur maximale de 2,4 m et atteindre une vitesse de pointe de 3,29 à 6,83 m/s (Bjornn et Reiser 1991). Depuis l'installation de vannes clapets, on a observé des saumons chinooks en train de sauter par-dessus celles-ci (ONA, données inédites).

Lacunes en matière de connaissances : Caudill et ses collaborateurs (2014) ont indiqué qu'il était presque impossible de séparer les réponses associées aux températures de l'eau dans l'échelle à poissons de celles des températures dans la rivière en général.

Espèces coexistantes : L'habitat des saumons rouges et kokanis sera aussi considérablement touché par les feux de végétation et les barrages.

Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des polluants aquatiques (M7)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **moyen à l'échelle de la population** et à une certitude causale moyenne.

La qualité de l'eau dans le bassin de la rivière Okanagan est étroitement surveillée. Le gouvernement de la Colombie-Britannique surveille régulièrement la quantité totale de

phosphore, la quantité moyenne de chloroforme, la clarté de l'eau et la quantité totale d'azote. De façon générale, les paramètres de la qualité de l'eau sont demeurés stables pendant environ 30 ans ou se sont améliorés (B.C. Ministry of Environment, données inédites). Les données recueillies par le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique et Environnement Canada de 1990 à 2007 indiquent aussi que, de façon générale, la qualité de l'eau s'améliore. Beaucoup de paramètres ont affiché des tendances à la hausse significatives sur le plan statistique, y compris le taux de chlorure dissous, les coliformes fécaux, la dureté, la quantité de magnésium extractible, les quantités de molybdène et de strontium, et la turbidité. D'autres paramètres ont affiché des tendances à la baisse significatives sur le plan statistique, y compris les quantités d'aluminium et de chrome, la couleur, la quantité de cuivre, le débit, les quantités de fer, de lithium et de manganèse, le pH, et les quantités de phosphore, de potassium et de zinc. À l'heure actuelle, les *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique* du Conseil canadien des ministres de l'Environnement n'indiquent pas de concentration seuil pour le cuivre ni l'aluminium, mais une mise à jour de ces recommandations est en cours.

Ces deux métaux sont préoccupants parce qu'ils peuvent avoir des effets néfastes sur tous les stades du cycle vital des salmonidés, mais les premiers stades sont les plus sensibles (Beckman et Zaugg 1988, Hansen *et al.* 1999b, Jezierska *et al.* 2009). Ils peuvent aussi inhiber l'activité de la pompe Na^+/K^+ -ATPase, une enzyme essentielle exprimée lors du stade de transformation du tacon en smolt (Beckman et Zaugg 1988). On a observé que le saumon chinook évitait les eaux à faibles concentrations de cuivre ($< 25 \mu\text{g/l}$), mais ne parvenait pas à éviter les eaux à concentrations élevées ($> 25 \mu\text{g/l}$), qui nuisent davantage à la santé des individus (Hansen *et al.* 1999a). Une étude a démontré que la dose létale médiane (DL_{50}) de cuivre pour le saumon atlantique pouvait être supérieure à $1,9 \mu\text{M}$ ($51,3 \mu\text{g/l}$) si l'exposition à ce métal était d'environ 120 heures (Roy et Campbell 1995). En outre, Roy et Campbell (1995) ont aussi montré que la toxicité augmentait lors de coexpositions avec d'autres métaux (la toxicité observée était $< 0,18 \mu\text{M}$ [$4,86 \mu\text{g/l}$] lors d'une exposition combinée à de l'aluminium et à du zinc). Une exposition à des métaux lourds (p. ex., plomb ou cuivre) peut causer une variété d'effets pendant le développement embryonnaire, y compris des malformations, une baisse des taux d'éclosion, une baisse des taux de développement et une diminution des taux de survie, notamment chez le saumon chinook (Hazel et Meith 1970, Jezierska *et al.* 2009). La moyenne des concentrations d'aluminium dans la rivière Okanagan, mesurées à Oliver par Environnement Canada de 2003 à 2016, était de $60,4 \mu\text{g/l}$ (plage de 6 à $970 \mu\text{g/l}$). Pendant la même période, la concentration de cuivre moyenne était de $0,77 \mu\text{g/l}$ (plage de 0,46 à $2,7 \mu\text{g/l}$). Les données connexes comportaient plusieurs lectures anormales. Par conséquent, elles doivent faire l'objet d'un examen plus approfondi. La concentration de plomb dans l'eau était négligeable jusqu'en 2016, où la moyenne de plusieurs lectures était de $6,5 \mu\text{g/l}$.

Étant donné que le saumon chinook effectue des migrations pendant son cycle vital, il est susceptible à une série de contaminants chimiques. Certaines parties des voies migratoires de l'espèce sont situées près de terres ayant fait l'objet d'un développement agricole et industriel. Les composés organochlorés sont des résidus de pesticides et de composés industriels, comme les biphényles polychlorés (BPC), qui ont été détectés pour la première fois dans les années 1960. Les composés organochlorés peuvent être susceptibles à la bioaccumulation, et sont persistants et toxiques (Miller 1994). Ces composés comprennent le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), l'hexachlorobenzène, le chlordane et la dieldrine. On a observé que ces composés avaient des effets sur la reproduction de poissons et d'oiseaux dans la région des Grands Lacs (Fitchko 1986). Les limites maximales de BPC dans les produits du poisson vendus au Canada sont actuellement à l'étude (<https://www.canada.ca/fr/services/sante.html>). Les niveaux de BPC dans les poissons sont difficiles à déterminer, car les charges de substances chimiques mesurées représentent les

charges de l'ensemble du cycle vital et ne peuvent pas être associées au moment ou à l'endroit où un poisson a été capturé.

Dans une étude ciblant plusieurs contaminants, y compris les composés organochlorés, on indiquait que dans des juvéniles du saumon chinook d'automne élevés en éclosier et provenant du cours inférieur du Columbia, les concentrations moyennes de BPC combinés, de DDT combinés et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) combinés étaient de 17, de 9 et de 30 ng/g en poids humide, respectivement. Ces concentrations de contaminants étaient inférieures aux niveaux associés à des effets néfastes pour la santé du saumon (Johnson *et al.* 2010). On a observé que les juvéniles du saumon chinook d'automne sauvage du cours inférieur du Columbia contenaient des types de contaminants semblables, mais les concentrations de BPC et de DDT étaient les plus élevées et correspondaient aux seuils au-delà desquels ces contaminants ont des effets néfastes sur la santé des salmonidés juvéniles, soit 2 400 ng/g de lipides (Johnson *et al.* 2007).

Rae et Jensen (2007) ont rédigé un rapport sur le bassin de la rivière Okanagan qui décrit la présence d'autres contaminants comme les BPC et les DDT. Les BPC sont hydrophobes, pénètrent dans la peau facilement et se décomposent difficilement. Le DDT était fréquemment utilisé comme pesticide et peut encore être présent dans certains produits modernes. Il existe seulement des renseignements sur la présence de contaminants à l'échelle des tissus de poisson, mais ces données peuvent servir d'indicateur pour l'exposition à des contaminants environnementaux. Entre 2000 et 2006, le touladi et le saumon kokani (espèces non migratrices) ont été examinés. On a découvert que les concentrations d'arsenic et de BPC, et le niveau total de dioxines étaient inférieurs aux seuils préoccupants pour la consommation établis par Santé Canada. Toutefois, chez le touladi, on a observé que les concentrations de DDT étaient égales ou supérieures aux seuils des directives de Santé Canada (Rae et Jensen 2007).

Les répercussions de la pollution par les plastiques dans le milieu marin sur les poissons constituent une nouvelle préoccupation (Wilcox *et al.* 2016). Des études récentes ont montré les répercussions des plastiques (à des concentrations de 10 000 à 80 000 particules/m³) sur la survie des œufs et le comportement des juvéniles pour certains poissons (Lönnerstedt et Eklöv 2016). Cependant, l'exposition aux plastiques et les répercussions connexes sur les saumons chinooks dans le milieu marin n'ont pas été étudiées.

Lacunes en matière de connaissances : On doit mettre à jour l'analyse des polluants dans le bassin hydrographique, y compris les microplastiques.

Espèces coexistantes : Il est probable que l'exposition à des métaux lourds et à des contaminants chez les saumons rouges et kokanis soit semblable à l'exposition chez le saumon chinook. Toutefois, les niveaux de tolérance de ces espèces pourraient être différents.

Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des conditions changeantes en milieu marin ou en milieu d'eau douce (M8)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale élevée.

Les saumons feront probablement face à beaucoup de répercussions causées par les conditions changeantes en milieu marin ou en milieu d'eau douce (c.-à-d., attribuable aux changements climatiques). Étant donné que leur aire de répartition est vaste, ils sont susceptibles aux changements environnementaux qui se produisent dans toute partie de celle-ci. En 2015, la NOAA a créé un rapport exhaustif (plus de 600 articles ont été examinés) évaluant les répercussions des changements climatiques sur les saumons présents dans la région du nord-ouest du Pacifique (Crozier 2015). Ce rapport et d'autres réponses à grande

échelle ont été résumés dans le Tableau 9. Parmi les nombreux facteurs limitatifs ou liés à des menaces, la hausse des températures de l'eau et la perte d'habitat sont probablement les plus cruciaux pour les saumons du Pacifique et leur importance est probablement la même pour les saumons chinooks de l'Okanagan. Selon les prédictions, la température moyenne du fleuve Columbia augmentera de 2,1 °C entre 2070 et 2098 (Payne *et al.* 2004).

Tableau 9. Effets des changements climatiques et réponses adaptatives possibles pour le saumon chinook.

Effets des changements climatiques à grande échelle	Répercussions possibles à grande échelle	Adaptations possibles pour les salmonidés	Pertinence concernant la survie du saumon chinook de l'Okanagan
Hausse de la température	Interactions prédateurs-proies ⁵ Physiologie (osmorégulation, système cardiorespiratoire, etc.) ¹⁰ Taux métabolique/capacités natatoires Baisse de la diversité, de la reproduction et de la croissance/survie ⁵	Augmentation de la taille des œufs ⁴ Migration retardée ⁹	Température thermique maximale > 21 °C; seuil de létalité de 25 °C ¹¹
Hausse des précipitations	Baisse de l'apport d'eaux froides pendant le printemps et l'été ⁵	Recherche d'eaux plus profondes ou de refuges d'eau froide (réponse comportementale)	Montaison retardée ⁹
Pathogènes plus diversifiés/intenses	Infections plus intenses et plus fréquentes Exposition à de nouveaux pathogènes envahissants	Réponse rapide des complexes majeurs d'histocompatibilité ou des protéines de choc thermique ⁸	Inconnue
Hausse de l'acidification des océans	Physiologie (osmorégulation, système cardiorespiratoire, etc.), taux métabolique et capacités natatoires ¹⁰ , reproduction, croissance/survie, calcification et équilibre acide-base ^{5,7}	Inconnue	Inconnue
Hypoxie ¹⁰	Parties « mortes » de zones estuariennes ou côtières, modification de la répartition d'espèces et des interactions prédateurs-proies	Dispersion des espèces, qui recherchent des eaux plus riches en oxygène	Inconnue
Espèces envahissantes	Invasion par des poissons plus tolérants à la chaleur et hausse de leur abondance Compétition accrue pour les ressources	Les refuges d'eau froide dissuaderaient les poissons plus tolérants à la chaleur.	Il y a des chevauchements entre l'aire de répartition de l'achigan et celle du saumon chinook ⁶ .
Tendances plus intenses concernant la remontée d'eau froide ⁵	Influence sur le taux d'acidification des océans et la productivité primaire ⁸	Inconnue	Inconnue

Effets des changements climatiques à grande échelle	Répercussions possibles à grande échelle	Adaptations possibles pour les salmonidés	Pertinence concernant la survie du saumon chinook de l'Okanagan
Interactions avec des substances chimiques toxiques	Hausse de la toxicité des pesticides pour le saumon, y compris la neurotoxicité ^{1,2,3}	Inconnue	Inconnue

Les données proviennent des sources suivantes : 1 – Laetz *et al.* (2014); 2 – Dietrich *et al.* (2014); 3 – Counihan *et al.* (2014); 4 – Muñoz *et al.* (2014); 5 – Harley *et al.* (2006); 6 – Lawrence *et al.* (2014); 7 – Heuer *et al.* (2014); 8 – Crozier (2015); 9 – Goniea *et al.* (2006); 10 – Pörtner *et al.* (2008); 11 – Richter *et al.* (2005).

À l'échelle mondiale, les températures de l'air et de l'eau augmentent rapidement et on observe des anomalies liées à la température accrue des océans, comme le « Blob » et l'oscillation du tourbillon du Pacifique Nord (Miller *et al.* 2014, 2015a; Bond *et al.* 2015). Cette oscillation est maintenant reconnue comme un système plus dominant que l'oscillation décennale du Pacifique pour la prédiction de la survie des saumons chinooks juvéniles du fleuve Columbia (Miller *et al.* 2014). À grande échelle, beaucoup de bassins dominés par la neige deviendront des bassins dominés par la pluie (Payne *et al.* 2004; Sawaske *et al.* 2014). Il s'agira probablement de la tendance pour le bassin du Columbia, ce qui aura une incidence sur les mesures de rétablissement concernant le saumon chinook de l'Okanagan. La modélisation prédictive ciblant le bassin du Columbia a indiqué plusieurs risques liés aux changements climatiques pour la région. Ces risques comprennent une hausse des probabilités d'inondation dans 20 ans et dans 100 ans, une diminution des faibles débits d'eau en été, sauf pour les eaux d'amont du bassin du Columbia, une baisse des précipitations estivales et une hausse de l'évapotranspiration découlant des températures estivales accrues (Tohver *et al.* 2014). La hausse du niveau de la mer entraînera aussi une intrusion d'eau salée plus en amont, ce qui aura des répercussions sur les estuaires. On ne connaît pas le degré d'incidence de cette hausse pour le saumon du fleuve Columbia, mais il sera probablement élevé. À grande échelle, on a prédit un changement de certaines conditions dans l'océan Pacifique, y compris le régime des vents, l'eau hypoxique, les tendances concernant la remontée d'eau froide et l'acidification de l'eau; toutes ces conditions auront une incidence importante sur l'ensemble des saumons du Columbia (Crozier 2015).

Dans le cadre d'une évaluation de la réponse de salmonidés du cours moyen du Columbia, on a relevé que les juvéniles et les alevins étaient les stades les plus vulnérables pour les saumons chinooks et cohos (Hatten *et al.* 2014). La tolérance à la chaleur des œufs est plus faible (de 10 °C) que celle des adultes. Les œufs sont complètement dépendants des adultes, qui sont responsables de les placer dans des zones convenables à l'abri du stress thermique, de l'hypoxie et de l'affoulement. On s'attend à ce que l'utilisation des estuaires ait une importance accrue pour la réponse des saumons juvéniles aux changements climatiques. Les prédictions découlant d'observations effectuées dans le fleuve Columbia indiquent que le saumon coho passera des périodes plus longues en milieu estuarien, et qu'il y passera même l'hiver (Crozier 2015). À l'heure actuelle, on ne connaît pas l'utilisation (temporelle ou liée à la répartition) des milieux estuariens du bassin du Columbia par le saumon chinook de l'Okanagan, mais celle-ci sera probablement modifiée en raison du changement des conditions en milieu marin et en milieu d'eau douce.

Les effets des maladies et des pathogènes seront probablement plus intenses en raison des changements climatiques. Les recherches sur la question ne font que commencer, mais les premières études indiquent que le saumon aurait la capacité de développer une réaction évolutionnaire rapide aux pathogènes, par l'entremise de complexes majeurs d'histocompatibilité ou de protéines de choc thermique (Anttila *et al.* 2014, Larson *et al.* 2014,

Crozier 2015). On ne connaît pas non plus les réponses du saumon chinook aux infections cumulatives par des pathogènes découlant du changement des conditions en milieu d'eau douce, mais il s'agit probablement d'un facteur de stress important.

En 1939, le lac Okanagan dépassait rarement 20 °C pendant les mois de juillet et d'août (Clemens *et al.* 1939). Pendant cette année, les températures moyennes étaient d'environ 7 °C et les concentrations en oxygène variaient de 5,0 à 6,0 cm³/l, tandis que le pH à la surface de l'eau variait de 8,0 à 8,2. En raison de l'augmentation du ruissellement de la fonte des neiges et de la diminution des débits d'eau pendant l'été et l'automne, il faudra faire un compromis entre les décharges de réservoirs et les cibles en matière de débit dans les cours d'eau établies pour les poissons (Payne *et al.* 2004). Même si la température de l'eau diminue sur le plan saisonnier, la température maximale en été continue de dépasser la température de 18 °C établie dans les directives sur la vie aquatique de la Colombie-Britannique (Dessouki 2009). Porter et ses collaborateurs (2013) ont prédit une augmentation des températures de l'air dans les régions de l'UC de l'Okanagan (pendant les périodes de fraie et de migration; de septembre à octobre) par rapport aux niveaux de référence actuels calculés (2000 à 2009), soit 22,0 à 23,4 °C en 2020, 24,3 °C en 2050 et 26,4 °C en 2080. En outre, pendant les périodes de grossissement (c.-à-d., toute l'année), les prédictions indiquaient que les températures de l'air modélisées augmenteraient dans les régions de l'UC de l'Okanagan par rapport aux niveaux de référence actuels calculés (2000 à 2009), soit 31,0 °C en 2050 et 32,9 °C en 2080. Le Tableau 10 décrit certains effets écologiques découlant des changements climatiques sur le saumon.

Les valeurs maximales de la tolérance thermique sont de 14,5 °C pour les saumons chinooks en cours de fraie et de 21 °C pour les individus en cours de migration; les températures dépassant 25 °C sont létales pour le saumon chinook (Richter et Kolmes 2005). Les réponses varient beaucoup selon les différentes populations de saumons. Cependant, les valeurs susmentionnées sont de bons points de référence concernant l'exposition du saumon chinook de l'Okanagan à différentes températures.

Tableau 10. Effets écologiques découlant des changements climatiques observés sur le saumon chinook et d'autres espèces de saumons.

Répercussion	Changement relatif	Qualification	Emplacement/espèces de saumons	Référence
Date de fraie	Une augmentation de 2 °C repousse la fraie d'une semaine depuis 1950	Observation	Fleuve Columbia/saumon chinook	Hayes <i>et al.</i> (2014)
Aire de migration	Déplacement vers le nord	Observation	Norvège/saumon atlantique	Jensen <i>et al.</i> (2014)
Moment de la dévalaison des smolts	2,5 jours plus tôt par décennie par rapport à 50 ans plus tôt	Observation	Saumon atlantique	Otero <i>et al.</i> (2014)
Nombre de reproducteurs	Baisse de 4 à 7 %; température connexe > 17 °C	Prédiction	Wenatchee/saumon chinook de printemps	Honea <i>et al.</i> (2016)

Lacunes en matière de connaissances : Comment le saumon chinook utilise-t-il l'estuaire du fleuve Columbia? Quels sont les changements concernant les activités des barrages sur le plan du stockage d'eau et des besoins énergétiques qui ont été proposés par le gouvernement des États-Unis ou des entreprises d'énergie américaines? Quel est le plan des États-Unis en matière d'atténuation des changements climatiques dans le bassin du Columbia? Quels sont les

seuils d'exposition cumulative à des températures en deçà desquels le saumon chinook peut encore frayer avec succès?

Incertitudes : Comment les changements de la température de l'air se traduisent-ils en changements de la température des cours d'eau? La plupart des modèles ne parviennent pas à étudier la question malgré diverses tentatives (Hague et Patterson 2014).

Espèces coexistantes : Les saumons rouges et kokanis sont touchés de façon semblable par les effets généraux des changements climatiques.

Espèces et gènes envahissants ou problématiques (M9)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **élevé à l'échelle de la population** et à une certitude causale moyenne.

Espèces exotiques

En 2003, on a évalué la composition des espèces et le risque associé à toute espèce exotique observée (Alexis *et al.* 2003). Les résultats de cette évaluation sont résumés dans le Tableau 11. On a observé le doré jaune (*Sander vitreus*) dans le cours principal du Columbia et on lui a attribué une cote représentant le risque le plus élevé pour les interactions directes avec des salmonidés indigènes aux États-Unis (Alexis *et al.* 2003). D'autres poissons envahissants qui sont présents dans la région (p. ex., carpe, achigan à petite bouche, crapet-soleil) pourraient être des prédateurs du saumon chinook ou entrer en compétition avec ce dernier (Scott et Crossman 1973, Alexis *et al.* 2003). Ces espèces représentent une menace pour les saumons chinooks juvéniles et peuvent réduire les options disponibles en matière d'habitat pour le grossissement de ces derniers.

Le doré jaune est un poisson d'eau douce de l'ordre des Perciformes qui est indigène de la majorité des étendues d'eau du Canada et du nord des États-Unis, y compris du bassin du fleuve Columbia. Il présente une variation assez importante à l'échelle des bassins hydrographiques (Wiese *et al.* 2008). Des études ont estimé qu'environ 13 % des salmonidés ont été consommés par le doré jaune dans le réservoir John Day (Beamesderfer et Rieman 1991).

Tableau 11. Espèces exotiques identifiées dans le bassin de la rivière Okanagan entre 2001 et 2003. Les données proviennent du document de Alexis *et al.* (2003).

Espèce exotique préoccupante	Aire de répartition géographique	Préférences en matière d'habitat et interactions avec d'autres espèces	Zones qui seraient colonisées	Évaluation des risques liés à l'espèce
Marigane noire	Méandres du lac Osoyoos, pas en amont du barrage McIntyre	Zones riveraines du lac Les adultes se nourrissent de poissons de très petite taille.	Zones riveraines du lac Skaha	Peu d'interactions avec les salmonidés
Achigan à grande bouche	Lacs Vaseux et Osoyoos	Zones chaudes et peu profondes avec de la végétation Il s'agit d'une espèce piscivore, mais la prédation sur les espèces pélagiques serait minimale, sauf pendant l'émergence des œufs et le stade de smolts.	Zones riveraines du lac Skaha	Les individus se nourriraient de salmonidés passant par les zones riveraines.

Espèce exotique préoccupante	Aire de répartition géographique	Préférences en matière d'habitat et interactions avec d'autres espèces	Zones qui seraient colonisées	Évaluation des risques liés à l'espèce
Achigan à petite bouche	Ensemble de la rivière Okanagan	Zones riveraines	-	Risque potentiellement très élevé; l'espèce est active pendant la dévalaison des saumons chinooks d'été.
Crapet arlequin	Lac Osoyoos	Zones riveraines; les adultes se déplacent vers des eaux libres limniques et se nourrissent principalement de zooplancton limnique et rarement de poissons.	Zones riveraines du lac Skaha à titre de juvénile et eaux libres limniques à titre d'adulte	L'espèce occupe des milieux différents et se nourrit de zooplancton. Elle interagit probablement peu avec des espèces pélagiques comme le saumon.
Doré jaune	Population établie dans le cours principal du Columbia Absent des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan jusqu'à maintenant	Zones riveraines et pélagiques des lacs Présent dans les mêmes zones, de façon saisonnière, et prédateur connu de salmonidés juvéniles	Habitat convenable dans les lacs Skaha et Osoyoos	S'il s'établissait dans le bassin de la rivière Okanagan, il aurait des répercussions sur les salmonidés résidents.
Tanche (<i>Tinca tinca</i>)	Lacs Vaseux et Osoyoos	Zones riveraines de lacs ou de marais, surtout où il y a beaucoup de matières organiques	Zones riveraines et méandres du lac Skaha Rare dans le lac Osoyoos	Peu d'interactions avec les salmonidés
Moules zébrée et quagga	Non observées jusqu'à maintenant	Elles s'établissent sur des surfaces rocheuses. Si elles s'établissaient, elles auraient une incidence physique sur les zones de fraie des salmonidés et modifieraient la disponibilité de la nourriture pour les jeunes salmonidés.	S.O.	Risque potentiellement très élevé
Didymo	-	-	Cours moyen du Columbia, près de Revelstoke	Risque potentiellement très élevé
Nasse de Nouvelle-Zélande	-	Sous les roches situées en eaux peu profondes	Estuaire du Columbia	Risque potentiellement très élevé

Le grand brochet (*Esox lucius*) est un poisson d'eau douce largement réparti en Amérique du Nord. Dans la partie canadienne du fleuve Columbia, on a observé des individus de grande taille (longueur atteignant jusqu'à 1 m) (Doutaz 2019). En outre, on a observé des juvéniles près de Castlegar, en Colombie-Britannique, ce qui indique que des activités de fraie se produisent. L'étude en question a montré que 50 % du régime alimentaire du grand brochet était composé de salmonidés. Grâce au suivi acoustique, on a découvert que l'espèce était principalement sédentaire, mais qu'elle pouvait effectuer une migration de plus de 100 km (Doutaz 2019). L'analyse de l'alimentation du grand brochet dans les rivières de l'Alaska indique que les individus peuvent consommer jusqu'à 1,1 tonne métrique de saumons en un été, et que ce sont les individus d'âge 3 et 4 qui peuvent consommer le plus de poissons (Sepulveda *et al.* 2015).

On a déterminé que les interactions indirectes avec des moules zébrées (*Dreissena polymorpha*) et quaggas (*D. bugensis*) représenteraient des menaces pour les salmonidés présents dans le lac Okanagan, y compris le saumon chinook (Self et Larratt 2013). On a évalué que le risque de propagation de ces moules est élevé (Mackie 2010, Self et Larratt 2013). Les espèces de moules envahissantes auraient une incidence importante sur l'écosystème du lac Okanagan, car elles concentreraient les polluants dans leurs excréments, ce qui causerait la mort d'oiseaux et de poissons, et modifierait les réseaux trophiques par l'élimination du phytoplancton et du zooplancton (Self et Larratt 2013), que le saumon consomme au stade de juvénile. L'Okanagan Water Board a mis en place des programmes d'éducation visant à empêcher la propagation de ces moules dans la [région](#) [en anglais seulement].

Si la nasse de Nouvelle-Zélande (*Potamopyrgus antipodarum*) et la didymo (*Didymosphenia geminata*) parvenaient à s'établir dans le bassin de la rivière Okanagan, elles seraient associées à un risque élevé de répercussions environnementales sur les salmonidés (Self et Larratt 2013, Benson *et al.* 2017). On sait que la nasse de Nouvelle-Zélande entrerait en compétition avec les macroinvertébrés indigènes pour la nourriture et l'habitat, et on pense que l'espèce représenterait une faible source de nourriture pour les poissons parce qu'elle fournit peu d'énergie et qu'elle peut passer dans le tube digestif d'un poisson sans être digérée (Bruce et Moffitt 2010). On a récemment détecté la nasse de Nouvelle-Zélande, qui vit généralement en eau douce, dans l'estuaire du Columbia, et on a découvert qu'elle peut tolérer l'eau salée jusqu'à une salinité de 34 partie par millier pendant 24 jours (Hoy *et al.* 2012). La didymo a été observée dans le cours moyen du Columbia, près de Revelstoke, en Colombie-Britannique (Schleppe et Larratt 2016).

Les activités humaines (navigation, sports aquatiques et pêche) peuvent entraîner une hausse du taux de propagation des espèces aquatiques envahissantes si les mesures de contrôle adéquates (désinfection des bateaux ou de l'équipement) ne sont pas prises (Johnson *et al.* 2001, Bax *et al.* 2003, Vander Zanden et Olden 2008). La B.C. Lake Stewardship Society, le Invasive Species Council of B.C., la South Okanagan-Similkameen Invasive Plant Society et l'Okanagan Basin Water Board ont tous lancé des programmes d'éducation visant à informer les propriétaires de bateaux qu'ils doivent nettoyer, vider et sécher leurs embarcations et leur équipement pour empêcher la propagation d'espèces aquatiques envahissantes (Self et Larratt 2013). Une fois établies, la didymo et les moules envahissantes sont extrêmement difficiles, voire impossibles, à éradiquer. On a découvert que la nasse de Nouvelle-Zélande survit au transport sur la coque de navires, et même sur les bottes de pêcheurs ou sur la boue collée à des oiseaux (Hoy *et al.* 2012).

On prévoit une hausse de la compétition entre le saumon chinook et les espèces d'achigans parce que l'habitat de celles-ci augmente en réponse aux changements climatiques. On a observé une augmentation du chevauchement entre l'habitat des espèces d'achigans et l'habitat du saumon chinook du fleuve Columbia (Lawrence *et al.* 2014). L'achigan à petite

bouche est indigène du sud-est des États-Unis et a maintenant été introduit dans beaucoup de lacs du bassin du Columbia; à l'heure actuelle, il est présent dans la rivière Okanagan et le lac Osoyoos (Brown *et al.* 2009).

Dans ce bassin, il s'agit d'une espèce non indigène et répandue qui est ciblée par la pêche récréative; aux États-Unis, elle a été mise en évidence à titre de priorité de gestion essentielle pour l'atteinte des cibles de rétablissement du saumon (Rubenson et Olden 2020). L'achigan à petite bouche est présent dans de nombreux affluents importants et certains plus petits cours d'eau du bassin du Columbia, y compris dans la région de l'Okanagan (Brown *et al.* 2009). Selon les prédictions, les changements liés aux températures et aux débits d'eau futurs (c.-à-d., 2080) augmenteraient considérablement la répartition de l'espèce dans la majorité du bassin hydrographique du Columbia (Beamesderfer et Rieman 1991, Rubenson et Olden 2020). On a découvert que la prédation la plus intense par l'achigan à petite bouche touchait les alevins de moins d'un an du saumon chinook (Naughton *et al.* 2004). Les études du régime alimentaire d'achigans à petite bouche du Columbia ont montré que les saumons chinooks juvéniles représentaient 16 % (1996) et 59 % (1997) de tous les salmonidés ingérés (les salmonidés représentaient de 5 à 11 % de leur régime alimentaire); les résultats variaient selon l'endroit où les achigans ont été capturés (Naughton *et al.* 2004, Carey *et al.* 2011). Dans une autre étude, on a estimé que l'achigan à petite bouche était responsable de 9 % de la mortalité du saumon dans le bassin du Columbia (Rieman *et al.* 1991). La taille de l'espèce semble aussi être un facteur important qui contribue aux taux de consommation de saumons. On a déterminé que les poissons ne représentaient pas une catégorie de proies importante pour les achigans à petite bouche de plus de 100 mm dans le bassin du Columbia. On a estimé qu'un individu de 100 mm pourrait consommer un poisson mesurant de 30 à 35 mm, ce qui correspond à la taille d'un saumon chinook d'automne qui vient d'émerger (Fritts et Pearsons 2006). En plus d'être un prédateur du saumon, l'achigan à petite bouche pourrait aussi entrer en compétition avec ce dernier. Dans la rivière Willamette (qui fait partie du bassin hydrographique du Columbia en Oregon), des ressemblances entre le régime alimentaire du saumon chinook juvénile et celui de l'achigan à petite bouche juvénile indiquent que ces espèces pourraient entrer en compétition si les ressources étaient limitées (Carey *et al.* 2011).

Entre autres espèces problématiques, on compte une crevette d'eau douce envahissante (*Mysis relicta*), le myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*, qui est connu pour offrir des abris à la perchaude) et les cyanobactéries. Les cyanobactéries peuvent être une espèce indigène problématique pour les salmonidés dans le bassin de la rivière Okanagan (Andrusak *et al.* 2005). De faibles rapports N:P (azote par rapport au phosphore) ont tendance à soutenir la dominance de ce groupe de plancton (Cumming *et al.* 2015). La dominance des cyanobactéries dans la communauté phytoplanctonique peut limiter la croissance de zooplancton, ce qui peut entraîner une diminution de la disponibilité de la nourriture pour les jeunes saumons (Stockner et Shortreed 1989). Les répercussions d'une communauté phytoplanctonique dominée par les cyanobactéries sur les saumons chinooks juvéniles n'ont pas été évaluées.

Ensemble, les répercussions des espèces non indigènes sur le saumon chinook de l'Okanagan sont importantes, et sont aggravées lorsque les espèces envahissantes entrent en compétition avec le saumon chinook pendant différents stades de son cycle vital en eau douce et s'attaquent à ce dernier. Comme mentionné ci-dessus, ce sont probablement les espèces d'achigans, de dorés jaunes et de brochets ayant été observés dans le fleuve Columbia qui auront la plus grande incidence sur le saumon chinook et son habitat. Si des populations de brochets et de dorés jaunes s'établissent dans la rivière Okanagan, il sera presque impossible de les contrôler et de les éradiquer.

Pathogènes

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **inconnu à l'échelle de la population** et à une certitude causale très faible.

Aquaculture

L'amplification des maladies provenant d'établissements piscicoles demeure préoccupante. Les saumons du fleuve Columbia passent probablement à proximité d'établissements situés sur la côte de la Colombie-Britannique lors de leur migration dans l'océan Pacifique (Fisher *et al.* 2014). Toutefois, il n'existe aucune donnée permettant d'associer les effets possibles de l'aquaculture au saumon chinook du Columbia ni, plus précisément, au saumon chinook de l'Okanagan. Jusqu'à maintenant, toutes les maladies observées chez les individus d'élevage présents sur la côte ouest de la Colombie-Britannique et des États-Unis étaient endémiques à la Colombie-Britannique, c'est-à-dire qu'il s'agissait de pathogènes indigènes. Les études menées sur des saumons sauvages et d'élevage ont indiqué que la prévalence de la bactérie *Renibacterium salmoninarum*, qui cause la maladie rénale bactérienne, est semblable chez les saumons du Pacifique capturés dans l'océan et les individus d'élevage sains. En outre, on a observé la grave microsporidie pathogène *Loma salmonae*, qui est présente chez les saumons chinooks élevés dans des parcs en filet, chez toutes les espèces de saumons du Pacifique capturées dans les eaux océaniques de la Colombie-Britannique (Kent *et al.* 1998). L'utilisation d'antibiotiques et de vaccins a grandement amélioré la santé des saumons d'élevage. Par contre, il y a aussi eu des éclosions de maladies chez les saumons sauvages, à des endroits où aucune activité piscicole n'était menée (Noakes *et al.* 2000). Les études menées jusqu'à maintenant ont montré que l'aquaculture représentait un faible risque de répercussions sur les saumons sauvages (Noakes *et al.* 2000).

Individus sauvages

Il manque des données concernant la prévalence de maladies sur le saumon chinook d'été de l'Okanagan, principalement en raison du faible nombre d'individus qui peuvent être échantillonnés. Cependant, dans le cadre de certaines études, on a échantillonné des saumons chinooks de printemps en dévalaison provenant du fleuve Columbia afin d'examiner la présence de pathogènes (Van Gaest *et al.* 2011). Les pathogènes les plus fréquemment détectés étaient le *R. salmoninarum* (26,5 %) et le *Saprolegniaceae* (5,6 %). On a détecté le virus de la nécrose hématopoïétique infectieuse dans 1,7 % des échantillons. Entre autres pathogènes viraux et bactériens moins détectés (0,0 à 1,0 %), on compte : *Aeromonas hydrophila*; *A. salmonicida*; *Flavobacterium psychrophilum*; virus de la nécrose pancréatique infectieuse; *Listonella anguillarum*; *Yersinia ruckeri*.

Lacunes en matière de connaissances : On a besoin de relevés à jour sur les espèces exotiques cernées, principalement pour obtenir de nouveaux renseignements sur la propagation de ces organismes (on portera une attention particulière au doré jaune) dans le bassin du Columbia. On aura aussi besoin de ces nouveaux renseignements pour déterminer une catégorie de risque relative à la menace liée aux pathogènes et aux virus introduits.

Espèces coexistantes : Le saumon rouge pourrait avoir des interactions semblables à celles du saumon chinook avec les espèces exotiques étudiées.

Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à des phénomènes géologiques (M10)

On a déterminé que cette menace était associée à un risque **moyen à l'échelle de la population** et à une certitude causale élevée.

Les répercussions des tremblements de terre ou des glissements de terrain sur le saumon chinook de l'Okanagan n'ont pas été étudiées. Il va sans dire que les phénomènes géologiques qui bloquent l'accès d'individus à l'habitat essentiel pourraient avoir des répercussions importantes à l'échelle de la population (Waples *et al.* 2008a). Les glissements de terrain entraîneraient le dépôt de grandes quantités de sédiments fins dans les cours d'eau et pourraient bloquer l'accès d'individus à l'habitat de fraie ou causer l'envasement du gravier des frayères (Cedarholm et Salo 1979). Le saumon chinook de l'Okanagan serait particulièrement vulnérable à des phénomènes géologiques étant donné que son habitat de fraie est concentré dans une petite zone.

Lacunnes en matière de connaissances : On ne connaît pas la fréquence des tremblements de terre ni des glissements de terrain dans la région.

Espèces coexistantes : La réaction du saumon rouge aux blocages d'habitat serait semblable à celle du saumon chinook.

CIBLES DE RÉTABLISSEMENT POUR LE SAUMON CHINOOK DE L'OKANAGAN

ÉLÉMENT 12 : PROPOSER DES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT EN MATIÈRE D'ABONDANCE ET DE RÉPARTITION

À l'heure actuelle, la population reproductrice de saumons chinooks de l'Okanagan compte moins de 65 individus (Figure 2). L'ONA a proposé une cible d'abondance de 1 000 reproducteurs, d'après l'analyse de la viabilité de la population précédente, dans laquelle on a déterminé que la taille effective de la population reproductrice correspondait à plus de 300 femelles sur 1 000 individus (Richard Bussanich, comm. pers., 2017; Chuck Parken, comm. pers., 2019). Étant donné que la population canadienne de saumons chinooks de l'Okanagan n'est pas isolée des autres saumons du haut Columbia et que sa productivité pourrait dépendre en partie d'individus égarés provenant des États-Unis, les cibles de rétablissement pourraient inclure une augmentation considérable d'individus de populations américaines, découlant d'un programme d'ensemencement.

Les cibles en matière de répartition ne sont probablement pas pertinentes pour la population, compte tenu de l'accessibilité et de la disponibilité actuelles de l'habitat de fraie pour plus de 1 000 reproducteurs dans la section de référence de la rivière Okanagan et dans les frayères près de Penticton. On devrait continuer le suivi des saumons chinooks reproducteurs dans ces zones et d'autres zones cernées.

ÉLÉMENT 13 : PROJETER LES TRAJECTOIRES DE LA POPULATION PRÉVUES SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE (MINIMUM DE DIX ANS) ET LES TRAJECTOIRES AU FIL DU TEMPS JUSQU'À L'ATTEINTE DES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT POSSIBLES, EN FONCTION DES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION

Selon les paramètres actuels de la dynamique de la population (c.-à-d., conditions de référence), l'analyse de la viabilité de la population (annexe A) indique que le déclin de la population devrait continuer à court terme (c.-à-d., 12 ans) et à long terme (c.-à-d., 30 ans). Elle indique également que l'atteinte des cibles de rétablissement possibles de 1 000 reproducteurs est très improbable, à court terme ou à long terme (Tableau 12).

Tableau 12. Résultats d'une analyse de la viabilité de la population évaluant la probabilité de l'atteinte de la cible de rétablissement de 1 000 reproducteurs d'ici 12 ans et d'une croissance de la population.

Scénario d'atténuation	Cible de rétablissement [1]		Tendances de la population [2]		Description
	Court terme (12 ans)	Long terme (30 ans)	Court terme (12 ans)	Long terme (30 ans)	
Conditions de référence	Très improbable	Très improbable	Négatives	Négatives	Aucune mesure n'a été prise (c.-à-d., statu quo).
Améliorations hypothétiques de l'habitat					
Diminution de la mortalité de 10 %	Très improbable	Très improbable	Négatives	Négatives	On a présumé que les améliorations de l'habitat réduiraient les taux de mortalité des juvéniles. Voir le Tableau 13 pour les approches proposées.
Diminution de la mortalité de 30 %	Très improbable	Très improbable	Positives	Positives	
Diminution de la mortalité de 50 %	Très improbable	Très improbable	Positives	Positives	
Ensemencement au moyen d'individus d'écloserie					
50 000 par année	Très improbable	Très improbable	Positives	Positives	Nombre d'individus d'écloserie ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages lâchés chaque année, pendant la durée de la période de simulation
100 000 par année	Très improbable	Très improbable	Positives	Positives	
150 000 par année	Improbable	Probable	Positives	Positives	
250 000 par année	Très probable	Très probable	Positives	Positives	
500 000 par année	Très probable	Très probable	Positives	Positives	
Scénarios supplémentaires					
Arrêt de la pêche	Presque aussi probable qu'improbable	Très probable	Positives	Positives	Arrêt complet de la pêche [3]
Productivité doublée	Très improbable	Très improbable	Positives	Positives	Nombre de reproducteurs doublé par rapport au recrutement de juvéniles [4]
150 000 individus d'écloserie + diminution de la mortalité de 30 %	Très probable	Très probable	Positives	Positives	Combinaison d'un lâcher de 150 000 individus d'écloserie ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages et d'une diminution de la mortalité des juvéniles de 30 %
150 000 individus d'écloserie + arrêt de la pêche	Très probable	Très probable	Positives	Positives	Combinaison d'un lâcher de 150 000 individus d'écloserie ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages et d'un arrêt complet de la pêche
Arrêt de la pêche + diminution de la mortalité de 30 %	Très probable	Très probable	Positives	Positives	Arrêt de la pêche et diminution de la mortalité des juvéniles de 30 %

[1] Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat a adopté plusieurs catégories de risques et de certitudes qui sont maintenant largement utilisées pour décrire les probabilités que certains scénarios se produisent (très probable : $\geq 0,90$; probable : $\geq 0,66$; presque aussi probable qu'improbable : $0,33$ à $0,66$; improbable : $\leq 0,33$, très improbable : $\leq 0,10$; Mastrandrea *et al.* 2010).

[2] Les tendances ont été estimées comme étant les tendances linéaires logarithmiques des moyennes mobiles géométriques sur quatre ans.

[3] Aucune mortalité par pêche au Canada ni à l'étranger.

[4] Reflété par la fécondité des reproducteurs (paramètre alpha dans la courbe de Rickers).

ÉLÉMENT 14 : PRÉSENTER UN AVIS INDIQUANT DANS QUELLE MESURE L'HABITAT CONVENABLE RÉPOND AUX BESOINS DE L'ESPÈCE, TANT À L'HEURE ACTUELLE QUE LORSQUE L'ESPÈCE AURA ATTEINT LES CIBLES DE RÉTABLISSMENT POSSIBLES DE L'ÉLÉMENT 12

Rien n'indique que la disponibilité actuelle de l'habitat de fraie limiterait le rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan à tout stade de son cycle vital, compte tenu de l'abondance actuelle des saumons chinooks observés. Les évaluations sur la quantité d'habitat et sa qualité devront être révisées si l'abondance de la population augmente et demeure stable pendant plusieurs générations (p. ex., 8 à 10 ans).

Le lâcher de 15 000 saumons chinooks d'été provenant de l'écloserie de Penticton aura probablement une incidence en raison de la compétition entre les saumons indigènes actuels et les individus d'écloserie en cours de montaison. Par exemple, on a prédit que le lâcher de 15 000 saumons chinooks pourrait entraîner une montaison d'environ 194 reproducteurs pendant une période de cinq ans (on a utilisé les paramètres de survie provenant d'autres populations de saumons chinooks [p. ex., de l'écloserie du barrage Wells] y compris un taux de survie de 1 % pendant les premiers moments en milieu marin, un taux de mortalité par pêche annuel de 28 % en milieu marin et de 44 % en milieu fluvial, et un taux de survie entre les barrages de 94 %; voir l'annexe A). Ceci signifie que, pour une année donnée, le nombre d'adultes d'écloserie dans la zone de fraie pourrait être semblable au nombre de reproducteurs sauvages (compte tenu du nombre de reproducteurs sauvages qui ont été observés pendant les quatre dernières années).

ÉLÉMENT 15 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ QUE LES CIBLES DE RÉTABLISSMENT POSSIBLES PUISSENT ÊTRE ATTEINTES SELON LES TAUX ACTUELS DES PARAMÈTRES DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET DÉTERMINER COMMENT CETTE PROBABILITÉ POURRAIT VARIER SELON DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE MORTALITÉ (SURTOUT DES VALEURS PLUS FAIBLES) ET DE PRODUCTIVITÉ (SURTOUT DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES)

On a évalué la probabilité d'atteindre la cible de rétablissement en 12 ans (c.-à-d., trois générations) ou en 30 ans (Tableau 12) et on a utilisé les catégories de certitude adoptées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), car elles sont descriptives et faciles à comprendre (Mastrandrea *et al.* 2010). On a évalué la cible de rétablissement de 1 000 reproducteurs selon une moyenne géométrique sur quatre ans. On a utilisé cette moyenne plutôt que la moyenne arithmétique pour éviter que les remontes de grande ou de petite taille influencent excessivement les résultats. L'utilisation de la moyenne géométrique est recommandée pour les espèces de saumons du Pacifique parce que leurs données d'abondance suivent une distribution log-normale (Grant *et al.* 2011). On a choisi une période de quatre ans pour refléter que la majorité des individus auront entamé la montaison à l'âge 4. On a évalué la probabilité associée à l'atteinte de la cible de rétablissement (c.-à-d., au moins une année où la moyenne géométrique sur quatre ans est égale ou supérieure à 1 000 reproducteurs) sur 12 ans (c.-à-d., trois générations) et sur 30 ans. On a aussi évalué les trajectoires de la population pendant ces périodes, d'après l'ajustement des tendances log-linéaires à une moyenne géométrique de l'abondance totale des adultes sur quatre ans.

Selon les paramètres de la dynamique de la population actuels (c.-à-d., conditions de référence), il est très improbable que les cibles de rétablissement actuelles puissent être atteintes. En fait, la population persistera probablement à des abondances faibles en raison des individus égarés provenant des États-Unis. Les baisses des taux de mortalité (p. ex., activités de pêche) ne seront pas suffisantes pour permettre l'atteinte des cibles de rétablissement,

compte tenu de l'appauvrissement de la population sauvage. Même s'il n'y avait plus de mortalité par pêche, la population devrait quand même faire l'objet de mesures de gestion intenses pour atteindre ses cibles de rétablissement. Ces mesures pourraient être des améliorations de l'habitat (p. ex., le scénario « Arrêt de la pêche + diminution de la mortalité de 30 % »; Tableau 12) ou un programme d'ensemencement (p. ex., le scénario « 150 000 individus d'écloserie + arrêt de la pêche »; Tableau 12).

À l'heure actuelle, très peu de reproducteurs sont observés (voir la section BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE), donc même si la productivité naturelle doublait, les cibles de rétablissement actuelles ne seraient pas atteintes (c.-à-d., le scénario « Productivité doublée »; Tableau 12). On a aussi considéré l'amélioration de la productivité par l'entremise de l'ensemencement au moyen d'individus d'écloserie (c.-à-d., scénarios d'ensemencement; Tableau 12). Si aucune autre mesure de gestion n'était mise en œuvre, il faudrait lancer un programme d'ensemencement prévoyant le lâcher de 250 000 smolts (ou plus) ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages chaque année pour qu'une probabilité élevée soit associée à l'atteinte des cibles de rétablissement. S'il s'avérait que la valeur adaptative des smolts d'écloserie était inférieure à celle des individus sauvages, il faudrait lâcher davantage de smolts pour compenser. L'ampleur des programmes d'ensemencement pourrait être réduite (p. ex., 150 000 smolts ayant la même valeur adaptative que celle des individus sauvages chaque année) si ces programmes étaient combinés à d'autres mesures de gestion visant à diminuer la mortalité naturelle des juvéniles (c.-à-d., le scénario « 150 000 individus d'écloserie + diminution de la mortalité de 30 % »; Tableau 12) ou des adultes (c.-à-d., le scénario « 150 000 individus d'écloserie + arrêt de la pêche »; Tableau 12). Les niveaux de la production en écloserie varieraient probablement en fonction des cibles de rétablissement de l'EPR. Si on met en œuvre une stratégie de rétablissement efficace, ces niveaux pourraient diminuer au fil du temps.

Finalement, si des programmes d'ensemencement ne pouvaient pas être mis en œuvre au Canada, il faudrait lancer des mesures de gestion intenses visant la remise en état de l'habitat et l'élimination de la mortalité par pêche afin d'atteindre certaines cibles de rétablissement (c.-à-d., le scénario « Arrêt de la pêche + diminution de la mortalité de 30 % »; Tableau 12). Si on le compare à d'autres approches axées sur l'ensemencement, ce scénario est associé à une quantité minimale de reproducteurs et d'adultes en deçà des cibles de rétablissement, ce qui correspond souvent à un risque de disparition global accru (Connell et Sousa 1983, Grimm et Wissel 1997). À elles seules, les améliorations de l'habitat ne se traduiront probablement pas par des hausses de la population permettant l'atteinte des cibles de rétablissement en 12 ans; une plus longue période sera probablement requise pour que ces cibles puissent être atteintes.

SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

La présente section aborde le caractère réalisable de mesures d'atténuation (élément 16), les activités qui pourraient améliorer la productivité ou la survie de la population (élément 17), le caractère réalisable de la remise en état de l'habitat (élément 18) et les diminutions attendues en matière de taux de mortalité qui pourraient découler de chaque mesure d'atténuation (élément 19).

ÉLÉMENT 16 : ÉNUMÉRER LES MESURES D'ATTÉNUATION RÉALISABLES ET LES ACTIVITÉS DE RECHANGE AUX ACTIVITÉS MENAÇANT L'ESPÈCE ET SON HABITAT

Initiatives d'atténuation en cours et actuelles

Voici une liste de sept initiatives d'atténuation en cours et actuelles. On ne tient pas compte de celles-ci directement dans la modélisation de l'analyse de la viabilité de la population.

Initiative 1

La Division de la recherche et de l'évaluation des ressources aquatiques du MPO a élaboré le plus récent rapport sur les indicateurs de l'état de l'habitat du saumon chinook du sud (Porter *et al.* 2013), qui décrit les projets d'amélioration de l'habitat actuels et les propositions connexes :

1. obtenir de meilleurs renseignements sur l'emplacement des activités de fraie;
2. élaborer une méthode de modélisation propre au saumon chinook pour qu'on puisse mieux estimer la longueur totale de l'habitat accessible.

À l'heure actuelle, on ne connaît pas l'état de ces projets.

Initiative 2

Depuis 2000, les activités de remise en état dans la rivière Okanagan visent à améliorer la quantité et la qualité des habitats de fraie et de grossissement pour les salmonidés. Ce projet est dirigé par l'ONA. L'initiative de remise en état de la rivière Okanagan (Okanagan River Restoration Initiative), qui a été lancée en 2000, vise à remettre à un état plus naturel les parties canalisées de la rivière. Dans le cadre de celle-ci, on a mené cinq projets de remise en état dans le cours principal de la rivière Okanagan de 2008 à 2013, qui visaient à faire ce qui suit :

1. rétablir la connectivité des plaines inondables;
2. reconstituer les méandres de la rivière;
3. relier les chenaux secondaires et les méandres;
4. modifier les structures dans la rivière (déversoirs) afin d'améliorer l'habitat des poissons;
5. créer des milieux humides.

Des renseignements détaillés sur ce programme figurent dans le document de Machin *et al.* (2015). On a mené les projets à terme et on surveille actuellement les améliorations de la productivité du saumon. En 2014, dans le cadre de l'initiative de remise en état de la rivière Okanagan, on a créé une frayère de 480 m² (20 x 24 m) pour les saumons chinooks dans le chenal de Penticton, entre les lacs Skaha et Okanagan. On a utilisé du gravier de 50 à 100 mm pour créer cette frayère (Rivard-Sirois 2014), ce qui correspond à la plage de tailles de gravier (40 à 90 mm) que les saumons chinooks semblent préférer.

En 2015, on a créé une autre frayère dans le chenal de Penticton (5 900 m²), puis, en 2018, on a créé une frayère supplémentaire (10 120 m²) à laquelle on a ajouté des amas de rochers servant d'abris (Davis *et al.* 2018). Pour les frayères créées en 2015 et en 2018, on a utilisé des substrats conçus pour les saumons rouges et kokanis (Davis *et al.* 2018). À ce jour, on n'a observé aucun saumon chinook utilisant ces frayères (Rivard-Sirois, comm. pers., 2017). Jusqu'à maintenant, dans le cadre de l'initiative, on a effectué six années de suivi du milieu aquatique après la remise en état (2013 à 2018) en ciblant la colonisation des frayères par les

saumons rouges. Un suivi continu est requis afin de déterminer l'efficacité de ces activités de remise en état, en particulier pour les saumons chinooks de l'Okanagan.

Initiative 3

Il existe un plan de rétablissement pour le saumon chinook de la rivière Okanagan, qui est géré par l'ONA (des renseignements plus détaillés figurent dans le document de Bussanich *et al.* [2016]). Voici certains objectifs du projet :

1. améliorer la passe à poissons du barrage Skaha, notamment grâce à la construction de nouveaux bassins d'acclimatation attenants au cours principal de la rivière visant à favoriser le franchissement de celle-ci par le saumon chinook d'été;
2. améliorer l'habitat des poissons, en plus de réaliser les projets de l'initiative de remise en état de la rivière Okanagan susmentionnée (ce projet comprendrait la remise en état des affluents des lacs Osoyoos, Skaha et Okanagan [2016 à 2018]);
3. intégrer et améliorer la protection de l'habitat des salmonidés (2016 à 2018);
4. améliorer le suivi des saumons chinooks aux fins de conservation et d'exploitation (2016 à 2018);
5. établir les demandes en matière de débit d'eau dans les cours d'eau afin d'équilibrer les besoins des humains et ceux des poissons (2016 à 2018);
6. mettre en place des programmes de propagation artificielle, de suivi génétique et de santé pour les saumons d'écloserie lâchés (2016 à 2018 et suivi jusqu'en 2032).

Voici certaines incertitudes décrites par l'ONA :

1. il existe des risques de propagation de maladies lors de l'utilisation de reproducteurs provenant des États-Unis;
2. on ne connaît pas les tendances actuelles et historiques concernant les remontes d'individus sauvages par rapport à celles d'individus d'écloserie au Canada;
3. on ne connaît pas le taux de survie des saumons chinooks d'été d'âge 1 lâchés en amont du lac Osoyoos;
4. on ne connaît pas l'abondance, le moment de la montaison, ni le sort des saumons chinooks adultes près du barrage Zosel.

Initiative 4

L'élaboration d'un programme de production et de lâcher de saumons chinooks dans le bassin de la rivière Okanagan est en cours. En juin 2017, l'ONA a lâché 15 000 saumons chinooks dans la rivière et on a conçu un programme exhaustif visant à améliorer le suivi de l'abondance et de la santé des saumons, et de la remise en état de leur habitat (voir les renseignements détaillés dans le document de Bussanich *et al.* [2016]). On a établi une cible de rétablissement de 1 000 saumons chinooks reproducteurs d'origine naturelle afin qu'il y ait 300 femelles matures.

Initiative 5

Une cinquième initiative est en cours et elle comprend les deux composantes suivantes : 1) le programme de suivi et d'évaluation du bassin de la rivière Okanagan; 2) le programme de lâcher de saumons chinooks de l'écloserie du barrage Chief Joseph.

Le premier programme a été lancé par le Fish and Wildlife Department des Colville Confederated Tribes et est toujours mené par celui-ci. Il cible entre autres l'habitat des saumons

chinooks en eaux canadiennes. Voici les objectifs du programme : 1) évaluer la situation et les tendances liées à l'abondance des populations de saumons d'écloserie et de saumons d'origine naturelle à divers stades de leur cycle vital; 2) évaluer la situation et les tendances liées à l'abondance des juvéniles et à la productivité des populations d'origine naturelle; 3) évaluer la situation et les tendances liées à la répartition spatiale des populations; 4) suivre et évaluer les conditions des milieux estuariens qui pourraient limiter l'atteinte des objectifs concernant le rendement biologique (Miller *et al.* 2015b); 5) évaluer la situation et les tendances de diverses populations de saumons d'écloserie ou de saumons sauvages (OBMEP 2019). Le projet vise à suivre la situation et les tendances pour qu'on puisse évaluer l'habitat dans le sous-bassin de la rivière Okanogan, surtout les milieux utilisés par le saumon chinook d'été ou d'automne et le saumon arc-en-ciel du haut Columbia, qui sont protégés par l'*Endangered Species Act*.

Le programme de l'écloserie du barrage Chief Joseph a été lancé en 2013. Il comprend quatre programmes différents axés sur le saumon chinook dans le cadre desquels 2,9 millions de smolts ont été lâchés pour qu'on puisse atteindre les objectifs en matière de conservation et de pêche des Colville Tribes et respecter partiellement les obligations du gouvernement fédéral et du Public Utility District des États-Unis en matière d'atténuation des effets des barrages du fleuve Columbia sur les salmonidés anadromes.

- Dans le cadre d'un programme intégré ciblant les saumons chinooks d'été et d'automne, on utilise une proportion élevée de reproducteurs d'origine naturelle et on prend des mesures de gestion afin de maintenir une faible proportion de reproducteurs nés en écloserie et d'atteindre les objectifs relatifs à la population en matière de conservation. Ces objectifs permettent de veiller à ce que l'environnement naturel ait une influence maximale sur l'adaptation locale. Les cibles concernant les smolts lâchés pour l'ensemble du programme intégré sont de 800 000 individus d'âge 1 provenant des bassins d'acclimatation Omak et Similkameen, et de 300 000 individus de moins d'un an provenant du bassin d'acclimatation Omak. Les individus du programme intégré ont tous la nageoire adipeuse coupée et 10 000 d'entre eux sont munis d'une micromarque magnétisée codée (étiquette PIT).
- Dans le cadre d'un programme séparé qui ciblait les saumons chinooks d'été et d'automne, et qui a été conçu pour la pêche, on utilise surtout la remonte de première génération issue du programme intégré afin de réduire le plus possible les répercussions des éclosiers sur plusieurs générations. Les cibles concernant les smolts lâchés dans le cadre de ce programme sont de 500 000 individus d'âge 1 et de 400 000 individus plus jeunes provenant de l'écloserie du barrage Chief Joseph située sur le fleuve Columbia (en amont du confluent de la rivière Okanogan). Les individus du programme séparé ont tous la nageoire adipeuse coupée et 200 000 d'entre eux sont munis d'une micromarque magnétisée codée.
- Un autre programme séparé ciblant les saumons chinooks de printemps a commencé avec des reproducteurs non locaux provenant de la Leavenworth National Fish Hatchery (stock Carson). Il s'agit d'un programme conçu pour la pêche qui vise le lâcher de saumons dans le fleuve Columbia, à l'écloserie du barrage Chief Joseph. Les cibles concernant les smolts lâchés pour ce programme sont de 700 000 individus d'âge 1 ayant tous la nageoire adipeuse coupée; parmi ceux-ci 200 000 individus seraient munis d'une micromarque magnétisée codée.
- Dans le cadre d'un programme de réintroduction du saumon chinook de printemps dans la rivière Okanogan, on utilise des œufs de populations protégées par la *Endangered Species Act* provenant de la Winthrop National Fish Hatchery. Lorsqu'ils sont lâchés dans la rivière, les individus sont considérés comme faisant partie d'une population expérimentale non essentielle. La cible concernant les smolts lâchés dans le cadre de ce programme est de

200 000 individus d'âge 1 provenant du bassin d'acclimatation. Tous les individus ont une nageoire adipeuse intacte et sont munis de micromarques magnétisées codées.

On dénumbrera les reproducteurs et les juvéniles en dévalaison afin d'évaluer le succès des activités de fraie. On surveillera les affluents canadiens, y compris les ruisseaux Shingle et Vaseux, et on pourrait consigner les observations de saumons chinooks. En outre, dans le cadre du programme de réintroduction, on a récemment lancé un programme de collecte d'ADN environnemental (on prélèvera des échantillons d'eau provenant des affluents ciblés afin de corréliser les observations de saumons présents dans la région; Andrea Pearl, Fish and Wildlife Department des Colville Confederated Tribes, comm. pers., nov. 2017) qui pourrait également confirmer la présence de saumons chinooks. Toutefois, il est à noter que l'ADN environnemental ne permet pas de faire la différence entre les remontes de printemps et d'automne ni entre les adultes et les juvéniles (p. ex., il est improbable que le ruisseau Shingle soit fréquenté par les saumons chinooks d'été frayant habituellement dans le cours principal de la rivière, tandis que les juvéniles d'été pourraient se rendre dans la rivière et les adultes de printemps pourrait frayer à cet endroit). Par conséquent, la présence de saumons chinooks ne signifierait pas nécessairement que des adultes d'été sont présents dans un affluent.

Initiative 6

En 1975, on a conclu un accord visant la mise en œuvre d'un outil de gestion des poissons et des eaux favorable aux poissons dans le bassin de l'Okanagan. Cet outil visait à améliorer l'habitat de poissons dans la rivière Okanagan grâce à la gestion des débits d'eau. Même si cet outil a initialement été conçu pour favoriser le rétablissement des populations de saumons rouges, il a probablement aussi été avantageux pour le saumon chinook. Par exemple, le nombre de jours pendant lesquels les débits d'eaux mesurés près de la ville d'Oliver (à l'extrémité sud de la section de référence) n'étaient pas conformes a considérablement baissé depuis 2003 par rapport aux périodes précédant la mise en œuvre de l'outil (Hyatt *et al.* 2015).

Initiative 7

Aux États-Unis, le National Marine Fisheries Service (NMFS) a conçu un programme de rétablissement exhaustif pour les salmonidés, y compris le saumon chinook du cours inférieur du Columbia (National Marine Fisheries Service 2013). Les stratégies liées à ce programme devraient améliorer la quantité d'habitat et sa qualité grâce à l'atténuation d'interactions écologiques (prédation), à des lâchers d'individus d'écloserie, ainsi qu'à la gestion des taux d'exploitation, des barrages hydroélectriques, des milieux estuariens et des affluents. Voici des mesures d'atténuation précises qui seront probablement avantageuses pour le saumon chinook de l'Okanagan.

1. Réduire la prédation des saumons par les pinnipèdes.
2. Déplacer des programmes d'ensemencement en aval et mettre en œuvre des pratiques plus intégrées dans les écloseries.
3. Maintenir des débits adéquats dans le canal de fuite du barrage Bonneville et les milieux en aval de celui-ci pendant toutes les périodes de migration des salmonidés.
4. Améliorer le franchissement du barrage Bonneville par les juvéniles et les adultes.
5. Améliorer les conditions dans les milieux estuariens :
 - a. protéger les milieux riverains intacts et remettre en état les milieux riverains dégradés de l'estuaire;

-
- b. protéger les milieux hors chenal de grande qualité restants contre la dégradation et remettre en état les milieux dégradés ayant un fort potentiel intrinsèque de devenir des milieux de grande qualité;
 - c. rompre, baisser ou relocaliser des digues afin de créer un passage vers les milieux hors chenal ou d'améliorer l'accès vers ceux-ci;
 - d. réduire l'exportation de sable et de gravier par l'entremise d'activités de dragage en utilisant les déblais de dragage de façon avantageuse;
 - e. réduire les effets d'entraînement et les répercussions sur l'habitat causés par les activités de dragage dans les chenaux principal et latéraux, et l'infiltration d'eaux de ballast dans l'estuaire;
 - f. gérer l'hydrosystème de façon à réduire les effets du réchauffement de l'eau de surface dans le réservoir ou prendre des mesures d'atténuation;
 - g. préserver ou améliorer les débits réservés dans l'estuaire, qui sont influencés par les prélèvements d'eau dans le cours supérieur du Columbia ou ses affluents;
 - h. ajuster la périodicité, l'ampleur et la fréquence des débits de l'eau entrant dans l'estuaire (surtout pendant les crues printanières) et le panache afin de mieux refléter le cycle hydrologique naturel, d'améliorer l'accès aux différents milieux et de favoriser le transport de nutriments et de sédiments grossiers dans l'estuaire et le panache;
 - i. étudier et atténuer les effets du piégeage de sédiments fins dans les réservoirs afin d'améliorer le remblayage des rives de l'estuaire et du panache;
 - j. réduire la superficie des structures traversant l'estuaire;
 - k. réduire les effets associés au sillage de navires échoués dans l'estuaire;
 - l. mettre en œuvre des pratiques exemplaires en matière de gestion des pesticides et des engrais afin d'éviter que les nutriments et les contaminants toxiques dont la source est située à proximité de l'estuaire et en amont entrent dans celui-ci;
 - m. déterminer les sources de polluants publiques, commerciales et industrielles situées en milieux terrestres ou marins, et les réduire;
 - n. prendre des mesures de rétablissement et d'atténuation pour les sites contaminés;
 - o. mettre en œuvre des pratiques exemplaires concernant les eaux pluviales dans les villes et les villages.

Renseignements détaillés sur les avis en matière d'atténuation (menaces concernant la productivité et la survie)

Dans la présente section, on décrit de façon détaillée les avis en matière d'atténuation des menaces concernant la productivité ou la survie (voir les éléments 8 et 11). Voir la section sur l'élément 17 pour obtenir des renseignements détaillés liés aux avis en matière d'atténuation des menaces pesant sur l'habitat.

Voir également le Tableau 13 présentant les liens entre les mesures d'atténuation proposées pour le saumon chinook de l'Okanagan et celles du *Mitigation Guide for the Protection of Fishes and Fish Habitat to Accompany Species at Risk Recovery Potential Assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada in Central and Arctic Region* (guide d'atténuation visant à protéger les poissons et leur habitat, et à accompagner les EPR menées par le MPO dans la région du Centre et de l'Arctique) (Coker *et al.* 2010).

Déclin de la population dû à l'utilisation des ressources biologiques (M5)

1. Continuer d'appliquer l'arrêt des activités de pêche commerciale ou récréative dirigées.
2. Faire pression sur les gouvernements afin qu'on réduise les prises accessoires de saumons chinooks de l'Okanagan issues des activités de pêche en mer et dans les cours d'eau en aval. Envisager l'utilisation d'engins donnés dans les zones de pêche de stocks mixtes, ou la mise en place de restrictions temporelles ou spatiales.
3. Compte tenu des possibles activités de mise en valeur au moyen d'individus d'écloserie, envisager comment on pourrait permettre la conservation de prises accessoires limitées tout en protégeant les stocks sauvages.

Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à la modification de systèmes naturels (M6)

1. On a poursuivi la mise en œuvre de l'outil de gestion des poissons et des eaux aux fins de modération des débits d'eau. Dans la cadre d'une étude menée dans la rivière Skagit, aux États-Unis, on a découvert qu'un programme réalisé par la Federal Energy Regulatory Commission des États-Unis, qui visait à diminuer le débit maximal pendant la fraie et à réduire au minimum le débit lors de l'incubation, avait eu des effets mesurables sur le saumon chinook. Les saumons chinooks du bassin hydrographique en question présentaient une meilleure survie en eau douce si les débits d'eau étaient maintenus à des niveaux modérés (Connor et Pflug 2004, Zimmerman *et al.* 2015).
2. On peut mettre en œuvre des mesures afin de modifier les régimes de température imposés par le barrage McIntyre. La construction d'un siphon permettrait le déplacement d'eaux froides provenant des profondeurs du lac Vaseux vers la base de ce barrage. On a proposé l'utilisation d'un siphon hypolimnique pour les lacs Skaha et Vaseux (Bull 1999), mais on n'a pas encore effectué la construction. Les eaux provenant des profondeurs du lac Skaha réduiraient les températures de la rivière Okanagan en amont du lac Vaseux de deux degrés (Davis *et al.* 2007).
3. Il faudrait modifier le barrage du lac Okanagan pour que les poissons puissent le franchir (les travaux requis sont semblables à ceux entrepris aux barrages McIntyre et Skaha). Cette modification permettrait au saumon chinook de frayer dans les grandes zones inutilisées en amont du lac Okanagan.
4. Le ministère des Forêts, des Terres, de l'Exploitation des ressources naturelles et du Développement rural de la Colombie-Britannique a tenté de maintenir le débit de la rivière Okanagan (mesuré à Oliver) en deçà de 28,3 m³/s durant l'incubation des œufs et des alevins vésiculés du saumon rouge (entre le 1^{er} novembre et l'émergence de tous les alevins, qui se produit habituellement au début de mai). Même s'il n'est pas ciblé par ces efforts, le saumon chinook de l'Okanagan fraie chaque année entre octobre et novembre; il est donc probable que celui-ci profite de la modification. Pour que le saumon chinook puisse en profiter le plus possible, on pourrait ajuster la période associée à la diminution des débits d'eau pour qu'elle couvre la période de grossissement de l'espèce.
5. Les modifications apportées aux paramètres des échelles à poissons pourraient être avantageuses pour le saumon chinook en migration, qui est sensible à la température (Caudill *et al.* 2014), surtout si elles sont mises en œuvre aux neuf barrages du cours principal du Columbia que les saumons chinooks de l'Okanagan doivent franchir. Dans les échelles à poissons, les hausses de température observées pendant la migration étaient corrélées à des retards concernant la montaison de saumons de la rivière Snake. On a observé des individus qui attendaient plus longtemps avant de migrer et d'autres qui ont

modifié leur voie migratoire afin de chercher des voies de rechange. Certaines études dans le cadre desquelles on a versé de l'eau froide dans les systèmes d'échelles à poissons lors des périodes de montaison ont eu un certain succès (Tiffan *et al.* 2009). L'eau a été versée sous la surface, dans les bassins de sortie situés dans le haut des échelles, étant donné que les saumons chinooks en migration semblent choisir les eaux où la température est plus froide (Goniae *et al.* 2006). En outre, d'autres groupes ont proposé de créer un corridor d'eau froide commençant à la sortie d'une échelle et passant par le bassin d'admission immédiat au moyen de diffuseurs d'eau suspendus ou d'un mécanisme visant à créer une remontée d'eau froide, ce qui permettrait aux individus de sortir de l'échelle dans des eaux plus profondes et plus froides. Ces mesures étaient à l'étude pour le barrage Lower Granite situé dans l'État de Washington (Caudill *et al.* 2014).

6. Les modifications apportées aux propriétés physiques des échelles à poissons pourraient améliorer l'efficacité du franchissement de barrages par les poissons. Par exemple, Noonan (2012) a déterminé que les passes migratoires de type bassins et barrières, bassins et fentes et naturel étaient les plus efficaces, tandis que les passes migratoires à déflecteurs ainsi que les écluses et les ascenseurs à poissons étaient les moins efficaces. L'efficacité du passage en amont diminuait considérablement en fonction de la pente de la passe migratoire, mais augmentait en fonction de la longueur de celle-ci et de la vitesse de l'eau. On devrait produire un rapport détaillé sur les différentes passes migratoires de tous les barrages situés sur la voie migratoire du saumon chinook de l'Okanagan et sur leur efficacité.

Tableau 13. Atténuation des risques concernant la population de saumons chinooks de l'Okanagan.

Menace/ facteur limitatif	Stade du cycle vital	Mesure d'atténuation	Probabilité d'une hausse de la survie et du rétablissement
Dégradation de l'habitat attribuable à des modifications de l'écosystème (M1)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	Collaborer avec les municipalités situées dans le bassin de la rivière Okanagan à propos des développements présents et futurs entourant les zones de fraie; installer des grillages à poissons; reconnecter les méandres; créer des milieux hivernaux.	Inconnue
Dégradation de l'habitat attribuable à l'aquaculture (M2)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	Aquaculture : 1) élaborer des indices de valeur adaptative pour les individus d'écloserie qui seront lâchés dans la rivière Okanagan; 2) réduire l'ampleur des programmes d'ensemencement le plus possible; 3) manipuler la composition du stock de reproducteurs; 4) diminuer la remonte de saumons d'écloserie atteignant la rivière Okanagan au moyen d'une pêche sélective, ou de l'utilisation d'une barrière ou d'une installation semblable.	Inconnue
Dégradation de l'habitat attribuable à l'exploitation de mines et de carrières (M3)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	Augmenter la fréquence des activités de surveillance de la qualité de l'eau axées sur la présence de résidus miniers (métaux lourds) qui sont réalisées par Environnement Canada.	Inconnue
Dégradation de l'habitat attribuable aux corridors de transport et de service (M4)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	Cerner les routes ou les corridors de transport à proximité de milieux de fraie ou de migration sensibles (près de la section de référence de la rivière) et envisager leur retrait; concevoir des solutions pour prévenir le lessivage des sédiments fins dans la rivière. Reconnecter les parties à méandres historiques de la rivière qui sont maintenant isolées.	Inconnue
Déclin de la population dû à l'utilisation des ressources biologiques (M5)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	Continuer d'appliquer l'arrêt des activités de pêche commerciale ou récréative dirigées; réduire les prises accessoires de saumons chinooks de l'Okanagan issues des activités de pêche en mer et dans les cours d'eau en aval grâce à l'utilisation d'engins précis et de fermetures spatio-temporelles.	Élevée
Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à la modification de systèmes naturels (M6)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	1) Continuer la mise en œuvre de l'outil de gestion des poissons et des eaux; 2) modifier le barrage McIntyre afin de compenser les régimes de température élevés imposés par celui-ci.	Élevée

Menace/ facteur limitatif	Stade du cycle vital	Mesure d'atténuation	Probabilité d'une hausse de la survie et du rétablissement
Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des polluants aquatiques (M7)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	Surveiller la qualité de l'eau plus fréquemment (chaque année plutôt qu'aux cinq ans, comme le fait actuellement Environnement Canada) et de façon continue.	Inconnue
Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables aux changements climatiques (M8)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	1) Réévaluer l'apport en eaux froides dans la rivière Okanagan.	Élevée
Espèces et gènes envahissants ou problématiques (M9)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	1) Continuer les programmes d'éducation visant à empêcher la propagation d'espèces envahissantes; 2) introduire des activités de pêche ciblant ces espèces.	Inconnue
Phénomènes géologiques (M10)	Eau douce : montaison, fraie et grossissement des juvéniles	On considère qu'il s'agit d'un risque faible à l'heure actuelle.	-

Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables à des polluants aquatiques (M7)

1. Surveiller la qualité de l'eau plus fréquemment (chaque année) et de façon continue permettrait de cerner les changements des concentrations de polluants dans les milieux aquatiques.

Mortalité ou effets sublétaux élevés attribuables aux changements climatiques (M8)

1. Grâce à une baisse de température de 5 °C, les températures de l'eau pourraient demeurer en deçà du seuil de létalité des salmonidés pendant toute l'année. Rediriger les sources d'eau souterraine vers la rivière pourrait atténuer cette menace. La température cumulative dans un cours d'eau est un indicateur mesurable des effets des changements climatiques. On sait que les températures cumulatives rencontrées par les adultes en montaison sont fortement corrélées à la survie de ces derniers (Crozier 2015). Enregistrer et consigner les températures cumulatives (degré-jour) rencontrées par le saumon chinook de l'Okanagan lors de la montaison et de la dévalaison.
2. Réévaluer les refuges d'eau froide et l'apport d'eau provenant d'aquifères dans le bassin de la rivière Okanagan. Déterminer les endroits où ces refuges sont liés à l'habitat de fraie (c.-à-d., section de référence) et consigner le développement des zones à proximité et les répercussions connexes. Envisager l'établissement de régions d'eau froide sensibles. Les cours d'eau froids pourraient être moins sensibles aux changements des températures de l'air (Luce *et al.* 2014). Il est essentiel d'augmenter la superficie des zones riveraines ombragées pour diminuer les températures des cours d'eau (Booth *et al.* 2014). On a élaboré un guide détaillé pour la création et l'entretien de refuges thermiques dans la rivière Miramichi du Nouveau-Brunswick, au Canada (Kurylyk *et al.* 2015). On devrait élaborer des mesures semblables pour la rivière Okanagan, en collaboration avec l'ONA.
3. Continuer la surveillance des conditions (p. ex., température, oxygène dissous, débit) dans les cours d'eau et les milieux océaniques.

Espèces et gènes envahissants ou problématiques (M9)

1. À l'heure actuelle, on mène de nombreuses initiatives d'éducation visant à empêcher la propagation d'espèces envahissantes, ce qui semble efficace ([Okanagan Basin Water Board](#) [en anglais seulement]). Ces programmes devraient se poursuivre et être appuyés par le MPO.
2. Créer des incitatifs ciblant les espèces envahissantes dans le cadre des activités de pêche commerciale et récréative ou augmenter la portée des incitatifs existants (p. ex., Davis *et al.* 2007). L'achigan et la perchaude représentent des cibles possibles dans le cadre des activités de pêche récréative canadiennes en eau douce. Il existe un potentiel considérable concernant la pêche de carpes dans la rivière Okanagan, puis la vente de celles-ci dans des poissonneries ethniques de Vancouver.

Déclin de la population et dégradation de l'habitat attribuables à des phénomènes géologiques (M10)

1. À l'heure actuelle, aucune mesure d'atténuation directe n'a été proposée.

ÉLÉMENT 17 : ÉLABORER UN RÉPERTOIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'ACCROÎTRE LES PARAMÈTRES DE PRODUCTIVITÉ OU DE SURVIE

Renseignements détaillés sur les avis en matière d'atténuation (menaces pesant sur l'habitat)

Dans la présente section, on décrit de façon détaillée les avis en matière d'atténuation des menaces pesant sur l'habitat (voir l'élément 9). Les avis détaillés en matière d'atténuation des menaces pesant sur la productivité ou la survie sont abordés dans la section sur l'élément 16.

Voir également le Tableau 13 présentant les liens entre les mesures d'atténuation proposées pour le saumon chinook de l'Okanagan et celles du *Mitigation Guide for the Protection of Fishes and Fish Habitat to Accompany Species at Risk Recovery Potential Assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada in Central and Arctic Region* (guide d'atténuation visant à protéger les poissons et leur habitat, et à accompagner les EPR menées par le MPO dans la région du Centre et de l'Arctique) (Coker *et al.* 2010).

Dégradation de l'habitat attribuable à des modifications de l'écosystème (M1)

1. Obtenir des renseignements sur les développements actuels et futurs à proximité de zones de fraie et collaborer avec les municipalités du bassin de la rivière Okanagan à ce sujet. Mettre d'abord l'accent sur la section de référence située au nord d'Oliver, où la majorité des saumons chinooks de l'Okanagan fraient à l'heure actuelle.
2. Ajouter des grillages à poissons devant les prises d'eau potable de la rivière et ajouter, de façon expérimentale, des radiers de roche (afin d'accroître la diversité de l'habitat et améliorer le passage des poissons) dans la section canalisée de la rivière (décrit dans Davis *et al.* 2007).
3. Étudier le caractère réalisable de la reconnexion des méandres au chenal principal. La réalisation de cette mesure augmenterait considérablement la longueur de l'habitat disponible. À l'heure actuelle, il y a un apport considérable d'eau souterraine dans les méandres. Ainsi, leur reconnexion au cours principal de la rivière permettrait d'accroître l'accès vers des refuges thermiques et de nouvelles zones de fraie (Davis *et al.* 2007). Des activités de remise en état considérables ont été achevées dans la section de référence, entre Oliver, en Colombie-Britannique, et le lac Vaseux (Machin *et al.* 2015). Autant que possible, les modifications devraient être apportées à la partie canalisée de la rivière, au nord du lac Osoyoos, où plusieurs tronçons isolés (auparavant des méandres) pourraient être reconnectés au chenal par l'entremise de tunnels, sans modification importante de l'infrastructure du chenal. La remise en état de l'habitat d'eau douce, plus précisément des zones où les eaux sont calmes, des berges naturelles et des zones hors du chenal, a grandement contribué à l'amélioration de la productivité en eau douce (Zimmerman *et al.* 2015). Les activités menées par l'ONA ont été entreprises à cet effet, et d'autres mesures sont en cours (C. Parken, comm. pers., décembre 2017; Kari Alex Long, comm. pers. 2019). Voici des exemples de sections de la rivière dont on pourrait envisager la reconnexion :
 - a. la partie de rivière située près du lac Tuc-Ei-Nuitthe, directement en face de la rivière Okanagan (au nord d'Oliver, en Colombie-Britannique), car elle pourrait fournir un plus grand habitat de fraie pour le saumon chinook et augmenter l'apport en eau froide dans le bassin hydrographique;
 - b. la partie de rivière située immédiatement au nord du lac Osoyoos;
 - c. la partie située le long du chenal de Penticton.

-
4. Il pourrait être nécessaire de créer un habitat hivernal si on découvrait que des saumons chinooks juvéniles hivernent dans la partie canadienne de la rivière Okanagan. On a terminé la mise en œuvre de certaines mesures proposées pour la remise en état de digues reculées dans la section de référence de la rivière (Davis 2010, Machin *et al.* 2015). Toutefois, cette approche devrait aussi être suivie dans les régions au nord du barrage McIntyre.

Dégradation de l'habitat attribuable à l'aquaculture – Ensemencement au moyen de poissons d'écloserie (M2)

1. Concevoir un programme d'ensemencement au moyen d'individus d'écloserie ou de mise en valeur des saumons. Si l'ensemencement était la seule mesure de gestion entreprise, on devrait lâcher environ 250 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages chaque année (Tableau 12) pour que la population puisse atteindre sa cible de rétablissement. Toutefois, on devrait considérer d'autres facteurs avant de déterminer l'ampleur de la production. Il a été démontré que les individus d'écloserie peuvent présenter des avantages en matière de survie importants lors des premiers stades de vie par rapport aux individus sauvages. Ces avantages pourraient se traduire par une hausse importante de l'abondance des saumons adultes (Rinne *et al.* 1986, Johnson et Jensen 1991). Au final, on ne sait pas si l'ensemencement aura une incidence positive (augmentation de l'abondance des poissons sauvages) ou négative (répercussions sur les caractéristiques génétiques et la valeur adaptative) sur les saumons chinooks de l'Okanagan.
2. Élaborer des indices quantifiant la valeur adaptative des individus d'écloserie qui seront lâchés dans la rivière Okanagan. Le paramètre le plus utilisé visant à évaluer les risques génétiques des individus d'écloserie pour les populations sauvages est un indice du flux génétique nommé « proportionate natural influence » (PNI; influence naturelle proportionnelle). Voir les documents du Hatchery Scientific Review Group (2009) et de Withler *et al.* (2018) pour des renseignements détaillés sur la méthode utilisée. À l'heure actuelle, aucun programme d'activités régi par le programme de mise en valeur des salmonidés du MPO n'est en cours dans le bassin de la rivière Okanagan. Toutefois, dans le cadre de programmes de gestion en écloserie, on a entrepris les mesures susmentionnées pour que les cibles de la PNI soient atteintes (Withler *et al.* 2018). L'écloserie Kł cpəlk stīm de Penticton devrait considérer ces cibles aux fins de gestion.

Dégradation de l'habitat attribuable à l'exploitation de mines et de carrières (M3)

1. Augmenter la fréquence des activités de surveillance de la qualité de l'eau axées sur la présence de résidus miniers (métaux lourds) qui sont réalisées par Environnement Canada tous les cinq ans. On devrait envisager la réalisation d'évaluations annuelles.

Dégradation de l'habitat attribuable aux corridors de transport et de service (M4)

1. Cerner les routes ou les corridors de transport qui sont situés près de voies migratoires ou de milieux de fraie sensibles (près de la section de référence de la rivière). Remettre en état les milieux riverains qui ont été cernés et qui sont sous-utilisés par les résidents de la vallée de l'Okanagan. Le plan forestier élaboré dans l'État de Washington, aux États-Unis, vise à désaffecter des routes, à éliminer les coupes à blanc, à promouvoir les feux de faible intensité fréquents (plutôt que les feux catastrophiques) et à maintenir les conditions relatives aux sédiments fins qui sont favorables à la production de saumons chinooks (Hayman et Bond 2006, Honea *et al.* 2009). La diminution de la densité routière à proximité pourrait aussi favoriser la modération des températures de l'eau par l'entremise d'une relation de causalité inconnue (Bartz *et al.* 2006, Jorgensen *et al.* 2009).

-
2. Prendre des mesures pour qu'on puisse utiliser des solutions techniques afin de réduire la quantité de sédiments fins entrant dans les rivières à proximité.

ÉLÉMENT 18 : SI LA SUPERFICIE DE L'HABITAT ACTUELLE EST INSUFFISANTE POUR QUE LES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT PUISSENT ÊTRE ATTEINTES, PRÉSENTER UN AVIS SUR LE CARACTÈRE RÉALISABLE DE LA REMISE EN ÉTAT DE L'HABITAT. CET AVIS DOIT COMPRENDRE TOUTES LES OPTIONS POSSIBLES CONCERNANT L'ATTEINTE DES CIBLES EN MATIÈRE D'ABONDANCE ET DE RÉPARTITION.

À l'heure actuelle, l'habitat de fraie de la rivière Okanagan permet d'accueillir une quantité minimal de 1 460 couples reproducteurs (Davis *et al.* 2007). Si l'on considère que l'abondance de la remonte de saumons chinooks de l'Okanagan est de quelques dizaines d'individus, il est improbable que la disponibilité de l'habitat physique représente un obstacle dans un avenir rapproché. Cependant, ces observations ne comprennent pas les caractéristiques physiologiques de l'habitat, comme la température optimale et les conditions liées à l'oxygène (voir la section sur la physiologie), ni les effets de la remonte d'individus d'écloserie (on s'attend à ce que ces individus commencent à remonter en 2021, comme décrit dans la section sur l'initiative 4). Étant donné que 15 000 individus d'écloserie ont été lâchés dans la rivière Okanagan et que le taux de survie en milieu marin est de 1 % ou moins, après avoir tenu compte des pêches en milieux marins et fluviaux et du taux de mortalité entre les barrages, on s'attend à ce que 194 individus remontent pour frayer. Après quelques générations d'individus d'écloserie parvenant à effectuer la montaison, l'habitat pourrait devenir limité. À l'heure actuelle, la section de référence est la seule zone où on observe systématiquement la fraie de saumons.

ÉLÉMENT 19 : ESTIMER LA DIMINUTION PRÉVUE DU TAUX DE MORTALITÉ POUR CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION OU SOLUTION DE RECHANGE ÉNUMÉRÉE DANS LA SECTION SUR L'ÉLÉMENT 16, ET L'AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE À CHAQUE MESURE DE L'ÉLÉMENT 17

Plusieurs mesures d'atténuation possibles visant la diminution de la mortalité sont décrites dans le Tableau 13. Par contre, en raison de la nature de l'atténuation ou du manque de renseignements scientifiques, on n'a pas pu quantifier de façon fiable l'ampleur des effets possibles.

ÉLÉMENT 20 : PROJETER LES TRAJECTOIRES DE LA POPULATION PRÉVUES (ET LES INCERTITUDES CONNEXES) SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE ET JUSQU'À L'ATTEINTE DES CIBLES DE RÉTABLISSEMENT, EN TENANT COMPTE DES TAUX DE MORTALITÉ ET DES VALEURS DE PRODUCTIVITÉ ASSOCIÉES AUX MESURES PRÉCISES QUI ONT ÉTÉ CERNÉES AUX FINS D'EXAMEN DANS LA SECTION SUR L'ÉLÉMENT 19. INCLURE LES TRAJECTOIRES ASSOCIÉES AUX PROBABILITÉS DE SURVIE ET DE RÉTABLISSEMENT LES PLUS ÉLEVÉES OBTENUES À PARTIR DE PARAMÈTRES BIOLOGIQUES AFFICHANT DES VALEURS RÉALISTES

Dans la section sur l'élément 16, on a cerné plusieurs moyens de réduire la mortalité, y compris la réduction des activités de pêche et les mesures d'atténuation liées à l'aquaculture, aux corridors de transport et de service, aux modifications naturelles du bassin hydrographique et aux espèces problématiques ou envahissantes (Tableau 13). On n'a jamais tenté de quantifier

précisément les moyens qui permettraient de réduire la mortalité (voir la section sur l'élément 19) et on a modélisé l'analyse de la viabilité de la population de façon générale seulement. Dans le cadre de l'analyse de la viabilité de la population, on a utilisé trois valeurs de référence, soit 10 %, 30 % et 50 %, afin d'examiner les effets généraux de baisses de mortalité (peu importe les mesures de remise en état ou les séries de mesure ayant causé ces baisses). On a étudié la probabilité associée à l'atteinte de la cible de rétablissement sur une période de 12 ans (c.-à-d., trois générations) et une période de 30 ans au moyen d'une analyse de la viabilité de la population (Tableau 12; voir l'annexe A pour les méthodes utilisées). Dans tous les cas, il est très improbable que les effets associés à l'une de ces valeurs de référence permettent à la population d'atteindre la cible de rétablissement à court ou à long terme. Toutefois, l'analyse de la viabilité de la population indiquait que la combinaison des mesures proposées à un programme d'ensemencement (p. ex., scénario « 150 000 individus d'écloserie + diminution de la mortalité de 30 % » dans le Tableau 12) serait associée à une probabilité élevée que la population atteigne sa cible de rétablissement à court et à long terme.

La réduction des activités de pêche en milieux marins et fluviaux pourrait avoir une incidence sur le saumon chinook de l'Okanagan (Tableau 13), grâce à la baisse des prises accessoires et de la mortalité en cours de migration. On a considéré cet élément comme un effet des activités de pêche dans le modèle de l'analyse de la viabilité de la population (c.-à-d., scénario « Arrêt de la pêche »; Tableau 12). Selon ces analyses, même un arrêt des activités de pêche pourrait ne pas entraîner l'atteinte de la cible de rétablissement à court terme sans la prise de mesures supplémentaires comme la mise en place d'un programme d'ensemencement ou l'amélioration de l'habitat d'eau douce des juvéniles. Si ces mesures de gestion n'étaient pas réalisables, il faudrait mettre en place un important programme d'ensemencement (c.-à-d., lâcher de plus de 250 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus d'écloserie chaque année) pour que la cible de rétablissement puisse être atteinte (Tableau 12).

ÉLÉMENT 21 : RECOMMANDER DES VALEURS POUR LES PARAMÈTRES LIÉS À LA PRODUCTIVITÉ DE LA POPULATION ET AUX TAUX DE MORTALITÉ INITIAUX, ET, AU BESOIN, DES CARACTÉRISTIQUES PARTICULIÈRES RELATIVES AUX MODÈLES DE LA POPULATION QUI SERAIENT REQUISES POUR PERMETTRE L'ÉTUDE DE SCÉNARIOS SUPPLÉMENTAIRES DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RÉPERCUSSIONS ÉCONOMIQUES, SOCIALES ET CULTURELLES VISANT À APPUYER LE PROCESSUS D'INSCRIPTION

Étant donné que l'on considère que les saumons chinooks de l'Okanagan sont échangeables sur les plans génétique et écologique avec les individus de la partie américaine du haut Columbia, une augmentation considérable de l'abondance des populations américaines par l'entremise d'un programme d'ensemencement devrait être acceptable et pourrait accélérer le temps nécessaire au rétablissement. Grâce à l'analyse de la viabilité de la population actuelle, on a conclu que pour atteindre l'échappée nécessaire maximale fondée sur les estimations des frayères, 250 000 smolts d'écloserie ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages devront être lâchés chaque année. On pourrait aussi lâcher 150 000 individus chaque année si cette mesure était combinée à une série de mesures de remise en état de l'habitat (scénario « 150 000 individus d'écloserie + diminution de la mortalité de 30 % » du Tableau 12) ou à l'élimination de la mortalité par pêche (scénario « 150 000 individus d'écloserie + arrêt de la pêche » du Tableau 12) afin que la probabilité associée à l'atteinte de la cible de rétablissement soit très élevée.

La cible, si elle est atteinte, devrait assurer la viabilité à long terme du saumon chinook dans la partie canadienne du bassin de la rivière Okanagan. L'objectif à long terme serait de maintenir une remonte de saumons chinooks frayant naturellement dans la partie canadienne de ce

bassin. Entre autres objectifs à court terme, on compte l'augmentation de l'abondance de la remonte par l'entremise de programmes d'ensemencement.

On devrait mettre l'accent sur la planification de l'incidence des changements climatiques en augmentant les marges relatives aux cibles de rétablissement. On devrait également mettre en évidence l'importance des refuges thermiques et des milieux naturels (y compris l'estuaire) pour le rétablissement du saumon chinook de l'Okanagan.

ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

ÉLÉMENT 22 : ÉVALUER LA VALEUR MAXIMALE DES TAUX DE MORTALITÉ ET DE DESTRUCTION DE L'HABITAT ANTHROPIQUES QU'UNE ESPÈCE PEUT SUBIR SANS RISQUE POUR SA SURVIE OU SON RÉTABLISSEMENT

À l'heure actuelle, la population de saumons chinooks de l'Okanagan est probablement maintenue grâce à la présence d'individus égarés provenant de stocks américains du fleuve Columbia situés à proximité. Selon les taux de survie actuels aux divers stades du cycle vital et les faibles taux de survie en milieux marins, la population serait probablement disparue sans la mise en place d'un programme d'ensemencement.

À l'heure actuelle, même si l'habitat de fraie ne limite pas la productivité du saumon chinook de l'Okanagan au même degré que la survie en milieux marins, on devrait entreprendre toutes les mesures possibles pour protéger l'habitat de fraie et préserver sa superficie et sa qualité. En outre, on devrait éviter d'endommager davantage l'habitat de grossissement en eau douce.

Jusqu'à ce que la population revienne à son seuil minimal viable, aucun taux de mortalité par pêche n'est actuellement durable dans les eaux canadiennes. On devrait réduire le plus possible toutes les sources de dommages en deçà des niveaux de 2019 et permettre seulement les activités qui appuient la survie et le rétablissement de l'espèce. On devrait surveiller les renseignements concernant le programme de l'ONA visant le lâcher de saumons chinooks d'écloserie qui a été mis en œuvre récemment et consigner l'observation d'individus d'écloserie en montaison. Si l'abondance de la remonte est assez élevée, les valeurs relatives aux dommages admissibles pourraient être réévaluées.

LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES ET SOURCES D'INCERTITUDE

LACUNES EN MATIÈRE DE CONNAISSANCES

Biologie

- Quelle est la limite thermique maximale sur le plan physiologique pour le saumon chinook de l'Okanagan?
- Quels sont les coûts énergétiques associés aux périodes de transition clés (maturation et smoltification) du cycle vital du saumon chinook?
- Dispose-t-on des données adéquates pour estimer les limites physiologiques du saumon chinook de l'Okanagan et d'autres populations de saumons au moyen de modèles mathématiques?
- À quel point considère-t-on les besoins physiologiques du saumon chinook lors de la prise de décisions de gestion?
- Quelle est la réponse au stress d'un individu après le franchissement de chaque barrage?

-
- Les réponses liées à l'acclimatation augmenteront-elles en raison du caractère héréditaire lié aux températures de l'habitat de grossissement? Si c'est le cas, le caractère héréditaire de la tolérance thermique et les taux d'adaptation connexes chez le saumon chinook sont-ils plus rapides que les tendances en matière de réchauffement prédites à l'heure actuelle?
 - Les adaptations observées chez d'autres populations de saumons chinooks sont-elles applicables au saumon chinook de l'Okanagan?
 - Quel est le degré de compétition pour la nourriture entre les espèces de saumons qui cohabitent dans les lacs Osoyoos et Okanagan lors de leur grossissement? Y aura-t-il une augmentation de la pression liée aux sources de nourriture ou un chevauchement de celles-ci lors de la hausse des températures de l'eau? À quoi ressembleront les changements (type d'espèces et répartition) relatifs à ces sources de nourriture?
 - Quelles espèces sont-elles des prédatrices notables du saumon chinook de l'Okanagan et à quel stade du cycle vital de ce dernier ces prédatrices sont-elles les plus importantes?

Habitat

- Il existe un nombre limité d'indicateurs d'habitat associés à des points de référence empiriques, fondés sur la science et défendables. La plupart sont de nature relative et ne sont pas exprimés de manière absolue (Porter *et al.* 2013). Si les indicateurs d'habitat fondés sur la physiologie étaient les meilleurs prédicteurs, lesquels devrait-on étudier?
- Quelles sont les répercussions et l'influence des espèces envahissantes sur le grossissement des juvéniles et la qualité de l'habitat?
- Sachant que la température joue un rôle de plus en plus important pour le développement des salmonidés, il faudra mettre en place un programme sur le terrain visant à cerner les refuges thermiques importants dans la rivière Okanagan et déterminer si des salmonidés y grossissent. Ce programme favorisera la prise de décisions de gestion visant à déterminer les zones du bassin de la rivière Okanagan qui seront protégées.
- L'utilisation de l'habitat et la période connexe pendant la dévalaison et le grossissement des juvéniles (c.-à-d., chenaux secondaires où il y a un apport d'eau souterraine) doivent être étudiés précisément pour les saumons qui grossissent dans la rivière Okanagan. Les renseignements issus de cette étude permettront de déterminer l'ampleur de la capacité de l'habitat pour les juvéniles.
- Grâce à une meilleure compréhension du cycle vital actuel des saumons chinooks qui fraient dans la portion canadienne de la rivière Okanagan, on pourra évaluer la gestion de l'eau actuelle dans la rivière et déterminer si des modifications de l'outil de gestion des poissons et des eaux sont requises.
- Les connaissances traditionnelles autochtones indiquent que les relevés ciblant les nids de fraie, les juvéniles ou les adultes pourraient ne pas être assez approfondis dans les milieux estuariens, car l'accès à des propriétés privées requis pour l'évaluation adéquate des cours d'eau pourrait être problématique (Armstrong 2015).
- Les échelles à poissons sont-elles fonctionnelles lorsque les niveaux d'eau sont faibles?

SOURCES D'INCERTITUDE

Biologie

- En ce qui concerne les réponses physiologiques, les recherches indiquent que les modèles prédictifs ciblant une seule espèce ne sont pas des prédicteurs adéquats pour d'autres espèces de poissons. Les modèles devront être exécutés pour chaque espèce. On ne sait pas si les mêmes limites seront associées aux populations locales.
- Il n'existe pas de données sur le taux de survie du stade d'alevin à celui de smolt pour le saumon chinook de l'Okanagan. On a estimé le nombre de smolts d'origine naturelle produits chaque année d'après des documents scientifiques ciblant d'autres populations de saumons chinooks et des renseignements provenant de l'écloserie du barrage Wells.
- Il existe de l'incertitude concernant les estimations des taux d'exploitation et de survie fournies par cette écloserie. Il existe aussi de l'incertitude concernant le degré de chevauchement entre les caractéristiques biologiques et relatives au cycle vital du saumon chinook de l'Okanagan et les autres populations de saumons chinooks.

Habitat

Aquaculture (M2)

- Les risques génétiques liés au modèle du stock de reproducteurs d'écloserie montrent que même si la relation entre les mesures de gestion et l'indice du flux génétique (PNI) semble fiable, il est impossible d'estimer, avec les connaissances actuelles, l'ampleur des risques génétiques en termes d'une baisse de la valeur adaptative ou de la productivité des populations sauvages causée par l'influence des individus d'écloserie (Withler *et al.* 2018). En outre, dans le modèle, on a simplifié la considération des effets d'un programme d'ensemencement et des mesures prises par des écloseries, comme le prélèvement sélectif ou la planification de mesures de gestion des activités de pêche régionales. En pratique, la gestion des risques génétiques devrait être menée en tenant compte du bassin hydrographique et de la planification des mesures de gestions liées à la pêche (DFO 2018).
- Il existe de l'incertitude concernant l'ampleur du mélange avec les stocks américains présents dans le fleuve Columbia. La population canadienne de saumons chinooks de l'Okanagan est liée à de nombreux autres stocks du fleuve Columbia. L'augmentation de l'ensemencement ou de la production dans les eaux canadiennes doit être appuyée par les États-Unis, sinon toute activité mise en œuvre sera probablement inefficace.

Autres

- Quel est le chevauchement entre toutes les initiatives énumérées dans la section sur l'élément 16? Quelle est l'interaction entre ces initiatives et comment s'influencent-elles?
- Quelles sont les lacunes en matière de recherche restantes?
- Quel est le degré de communication entre les groupes de conservation locaux? Quel mécanisme permet de communiquer des données concernant le nombre de saumons de printemps par rapport au nombre de saumons d'été et d'automne lors de la dévalaison (Armstrong 2015)?

Recherches futures

Modifications de l'écosystème

- L'Okanagan Basin Water Resource Information Database (www.obwb.ca/obwrid [en anglais seulement]) contient des recherches et des rapports concernant l'utilisation des eaux de la rivière Okanagan. Ce site ne semble plus être utilisé et contient seulement de vieux documents. On devrait s'efforcer d'ajouter de nouveaux documents à cette base de données et d'accroître le bassin d'utilisateurs afin d'améliorer l'efficacité de la communication et de la mise en commun de ressources et de renseignements liés à l'eau.
- On doit mettre à jour les relevés concernant l'eau souterraine (le dernier document sur le sujet était celui de Davies *et al.* 2007). Ces relevés devraient couvrir les zones de fraie nouvellement accessibles situées en amont du barrage McIntyre et les ruisseaux dans lesquels on a récemment observé des saumons chinooks (p. ex., ruisseau Shingle). De plus, les relevés devraient couvrir les parties isolées de la rivière pour qu'on puisse déterminer si leur reconnexion devrait représenter une priorité.

Polluants

- On devrait surveiller la qualité de l'eau plus fréquemment (chaque année plutôt qu'aux cinq ans, comme le fait actuellement Environnement Canada) et de façon continue.
- Comme décrit dans le document de Strong *et al.* (2014), on devrait envisager une gestion scientifique pour la surveillance de la qualité des eaux côtières et marines.
- On doit également examiner de nouveaux enjeux, comme la présence de produits pharmaceutiques et d'autres substances chimiques organiques, pour déterminer les risques que pourraient représenter ces substances pour l'alimentation en eau du bassin de la rivière Okanagan et les écosystèmes aquatiques.

Changements climatiques

- En raison de l'utilisation accrue des estuaires par les salmonidés due aux changements climatiques, on devra acquérir davantage de connaissances sur le moment de la montaison des saumons chinooks de l'Okanagan et sur leur répartition.
- Étudier la situation actuelle de la population et les possibilités d'accroître la protection dans les milieux estuariens.
- On devrait mener une analyse de sensibilité ciblant le saumon chinook pour évaluer les réponses aux changements climatiques. D'autres espèces de poissons ont été évaluées (Hunter *et al.* 2014).
- Considérer le concept d'« habitat physiologique » (optimas thermique, de débit et de taux d'oxygène) à titre de ligne directrice pour déterminer les conditions d'habitat appropriées.

Espèces problématiques

- Établir des méthodes d'enregistrement et des activités de surveillance plus exhaustives ciblant les saumons chinooks présents dans les frayères. On devrait échantillonner chaque saumon reproducteur observé dans la rivière Okanagan afin de réaliser une analyse d'ADN exhaustive visant à déterminer l'origine du stock et les liens entre chaque reproducteur.
- On a lâché des individus de l'écloserie de Penticton dans la rivière Okanagan pour la première fois en 2017; leur montaison est prévue pour 2021. Il s'agit d'une occasion de faire un suivi complet de la répartition et du moment de la montaison de ces individus. On devrait surveiller les reproducteurs nés en écloserie de façon attentive afin de déterminer le degré

de mélange avec les individus sauvages. Voir d'autres facteurs à considérer concernant les écloséries dans la sous-section sur l'aquaculture susmentionnée.

CONCLUSIONS ET AVIS

Les enjeux concernant le saumon chinook de l'Okanagan sont semblables à ceux décrits dans l'EPR de 2008. Voici les préoccupations relatives à la population.

1. L'analyse de la viabilité de la population indique qu'en raison de la faible abondance des saumons chinooks de l'Okanagan à l'heure actuelle, il est improbable que la population puisse se rétablir sans la mise en place d'un programme d'ensemencement à grande échelle. Comme proposé en 2008, il faudra mettre en place des programmes d'ensemencement au moyen d'individus d'écloserie du Canada et des États-Unis pour compenser la faible abondance de reproducteurs. Le nombre d'individus d'écloserie lâchés devra aussi compenser les effets accrus des changements climatiques sur le saumon chinook, une espèce sensible à la température. L'ensemencement compromettrait toute l'unicité génétique restante au sein de la population canadienne actuelle.
2. Il reste encore certaines lacunes en matière de connaissances des caractéristiques fondamentales du cycle vital du saumon chinook de l'Okanagan. Plus particulièrement, on devrait mener des études visant à évaluer l'importance de l'habitat de grossissement des juvéniles pour la survie ou le rétablissement de la population canadienne, y compris en examinant l'incidence d'espèces envahissantes. On devrait aussi entreprendre une mise à jour exhaustive des données sur l'habitat afin d'évaluer l'emplacement et l'importance des sources d'eau souterraine, et l'utilisation d'estuaires. En outre, on devrait étudier les limites associées aux températures et aux taux d'oxygène des eaux dans le cadre d'une évaluation sur l'habitat et le franchissement de barrages.

REMERCIEMENTS

EXPERTS CONSULTÉS

- Dean Allan – Gestionnaire des ressources de la région de l'intérieur de la Colombie-Britannique, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique
- Richard Bailey – Responsable d'un programme sur les saumons chinooks et cohos (à la retraite), MPO, Kamloops, Colombie-Britannique
- Chuck Parken – Biologiste de la région de l'intérieur de la Colombie-Britannique, MPO, Kamloops, Colombie-Britannique
- Antonio Velez-Espino – Biologiste responsable de l'évaluation des stocks du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique
- Jeanette Armstrong – Titulaire de la Chaire de recherche du Canada sur les connaissances et la philosophie des peuples autochtones de l'Okanagan, Université de la Colombie-Britannique, Kelowna, Colombie-Britannique
- Kari Alex – Biologiste des pêches, Okanagan Nations Alliance, Westbank, Colombie-Britannique
- Dawn Machin – Biologiste des pêches, Okanagan Nations Alliance, Westbank, Colombie-Britannique
- Ryan Benson – Biologiste des pêches, Okanagan Nations Alliance, Westbank, Colombie-Britannique
- Kim Hyatt – Chercheuse scientifique, Sciences des écosystèmes et des océans du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique
- John Candy – Chercheur scientifique, Unité de génétique du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique
- Mary Thiess – Chercheuse en biologie (ancienne employée), MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique
- Ruth Withler – Chercheuse scientifique, Unité de génétique du MPO (à la retraite), Nanaimo, Colombie-Britannique
- Carrie Holt – Chercheuse scientifique, Sciences des écosystèmes et des océans du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique
- Joanne Groot – Superviseure, laboratoire de détermination de l'âge du MPO, Nanaimo, Colombie-Britannique
- Christie Whelan – Planificatrice stratégique du MPO (ancienne employée), Nanaimo, Colombie-Britannique
- Monica Walker – Coordinatrice de la gestion de l'aquaculture, Nanaimo, Colombie-Britannique
- Melanie McNabb – Coordinatrice de la gouvernance du MPO, Vancouver, Colombie-Britannique
- Andrea Pearl – Biologiste principale des pêches, Colville Tribes, Washington, États-Unis
- Casey Baldwin – Chercheur scientifique principal, Colville Tribes, Washington, États-Unis

RÉFÉRENCES

- Adams, J., I.C. Kaplan, B. Chasco, K.N. Marshall, A. Acevedo-Gutiérrez, and E.J. Ward. 2016. A century of Chinook Salmon consumption by marine mammal predators in the Northeast Pacific Ocean. *Ecological Informatics* 34: 44-51.
- Alderdice, D., and F. Velsen. 1978. Relation between temperature and incubation time for eggs of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35: 69-75.
- Alex, K., C. Louie, C. Mathieu and S. Folks. 2018. Skaha Dam 2017 salmon passage monitoring. Report by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, BC.
- Alexis, F., and R. Wright. 2004. Okanagan River Sockeye spawner enumeration and biological sampling 2003. Prepared by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, BC.
- Alexis, F., H. Alex, and S. Lawrence. 2003. Exotic species risk assessment. In Trevor, E., S. Lawrence, F. Alexis, H. Alex, K. Long, C. Fisher, R. Newbury, H. Wright, A. Vedan, C. Peters, D. Marmorek, I. Parnell, and H. Smith. An evaluation of an experimental re-introduction of Sockeye Salmon into Skaha Lake: year 3 of 3. Technical report for Bonneville Power Administration.
- Amaranthus, M., H. Jubas, and D. Arthur. 1989. Stream shading, summer streamflow and maximum water temperature following intense wildfire in headwater streams. USDA Forest Service General Technical Report (GTR)-PSW-109.
- Anderson, J.H., G.R. Pess, R.W. Carmichael, M.J. Ford, T.D. Cooney, C.M. Baldwin, and M.M. McClure. 2014. Planning Pacific salmon and steelhead reintroductions aimed at long-term viability and recovery. *North American Journal of Fisheries Management* 34: 72-93.
- Andrusak, H., S. Matthews, I. McGregor, K. Ashley, and others. 2005. Okanagan Lake action plan year 9 (2004) report, Fisheries project report. Province of British Columbia 111:2005.
- Angilletta, M.J., E.A. Steel, K.K. Bartz, J.G. Kingsolver, M.D. Scheuerell, B.R. Beckman, and L.G. Crozier. 2008. Big dams and salmon evolution: changes in thermal regimes and their potential evolutionary consequences. *Evolutionary Applications* 1: 286-299.
- Anonymous. 1974. Main report of the Consultative Board including the Comprehensive Framework Plan. Prepared under the Canada–British Columbia Okanagan Basin Agreement.
- Anonymous. 1982. Report on the Okanagan Basin Implementation Agreement (OBIA). Okanagan Basin Implementation Board Canada.
- Anttila, K., E.J. Eliason, K.H. Kaukinen, K.M. Miller, and A.P. Farrell. 2014. Facing warm temperatures during migration: cardiac mRNA responses of two adult *Oncorhynchus nerka* populations to warming and swimming challenges. *Journal of Fish Biology* 84: 1439-1456.
- Araki, H., B. Cooper, and M.S. Blouin. 2007. Genetic effects of captive breeding cause a rapid, cumulative fitness decline in the wild. *Science* 318: 100-103.
- Araki, H., B.A. Berejikian, M.J. Ford, and M.S. Blouin. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolutionary Applications* 1: 342-355.
- Armstrong, J.C. 2015. ATK Gathering report on (Chinook Salmon) *Oncorhynchus tshawytscha* in Canada. Report for Aboriginal Traditional Knowledge Sub-Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

-
- Backer, D.M., S.E. Jensen, and G. McPherson. 2004. Impacts of fire-suppression activities on natural communities. *Conservation Biology* 18: 937-946.
- Bartz, K.K., K.M. Lagueux, M.D. Scheuerell, T. Beechie, A.D. Haas, and M.H. Ruckelshaus. 2006. Translating restoration scenarios into habitat conditions: an initial step in evaluating recovery strategies for Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1578-1595.
- Bax, N., A. Williamson, M. Aguero, E. Gonzalez, and W. Geeves. 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy* 27: 313-323.
- Beacham, T.D., and C.B. Murray. 1993. Fecundity and egg size variation in North American Pacific salmon (*Oncorhynchus*). *Journal of Fish Biology* 42: 485-508.
- Beacham, T.D., J.R. Candy, K.L. Jonsen, J. Supernault, and others. 2006. Estimation of stock composition and individual identification of Chinook Salmon across the Pacific Rim by use of microsatellite variation. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 861-888.
- Beakes, M.P., J.W. Moore, S.A. Hayes, and S.M. Sogard. 2014. Wildfire and the effects of shifting stream temperature on salmonids. *Ecosphere* 5: 1-14.
- Beamesderfer, R.C., and B.E. Rieman. 1991. Abundance and distribution of Northern Squawfish, Walleyes, and Smallmouth Bass in John Day Reservoir, Columbia River. *Transactions of the American Fisheries Society* 120:439-447.
- Beamish, R.J., R.M. Sweeting, C.M. Neville, K.L. Lange, T.D. Beacham, and D. Preikshot. 2012. Wild Chinook Salmon survive better than hatchery salmon in a period of poor production. *Environmental Biology of Fishes* 94: 135-148.
- Beckman, B.R., and W.S. Zaugg. 1988. Copper intoxication in Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) induced by natural springwater: effects on gill Na⁺, K⁺-ATPase, hematocrit, and plasma glucose. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1430-1435.
- Becker, C.D., 1973. Food and growth parameters of juvenile Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in central Columbia River. *Fishery Bulletin* 71: 387-400.
- Benson, A.J., R.M. Kipp, J. Larson, and A. Fusaro. 2017. *Potamopyrgus antipodarum* (J.E. Gray, 1853): U.S. Geological Survey, Nonindigenous Aquatic Species Database, Gainesville, FL.
- Beschta, R.L. 1997. Riparian shade and stream temperature: an alternative perspective. *Rangelands* 19: 25-28.
- Bjornn, T.C., and D.W. Reiser. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. *American Fisheries Society Special Publication* 19: 138.
- Bond, N.A., M.F. Cronin, H. Freeland, and N. Mantua. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. *Geophysical Research Letters* 42: 3414-3420.
- Booth, D.B., K.A. Kraseski, and C. Rhett Jackson. 2014. Local-scale and watershed-scale determinants of summertime urban stream temperatures. *Hydrological Processes* 28: 2427-2438.
- Bradford, M.J. 1995. Comparative review of Pacific salmon survival rates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1327-1338.
- Bradford, M.J., C.P. Tovey, and L-M. Herborg. 2009. Biological risk assessment for Yellow Perch (*Perca flavescens*) in British Columbia. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2008/073. v + 21.

-
- Bradford, M.J., J. Lovy, and D. Patterson. 2010a. Infection of gill and kidney of Fraser River Sockeye Salmon, *Oncorhynchus nerka* (Walbaum), by *Parvicapsula minibicornis* and its effect on host physiology. *Journal of Fish Diseases* 33: 769-779.
- Bradford, M.J., J. Lovy, D.A. Patterson, D.J. Speare, W.R. Bennett, A.R. Stobbart, and C.P. Tovey. 2010b. *Parvicapsula minibicornis* infections in gill and kidney and the premature mortality of adult Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) from Cultus Lake, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67: 673-683.
- Braun, D.C., J.W. Moore, J. Candy, and R.E. Bailey. 2016. Population diversity in salmon: linkages among response, genetic and life history diversity. *Ecography* 39: 317-328.
- Briggs, J.C. 1953. The behavior and reproduction of salmonid fishes in a small coastal stream. State of California Department of Fish and Game, Marine Fisheries Branch, Fish Bulletin No. 94.
- Brown, T.G., B. Runciman, S. Pollard, A.D.A. Grant, and M.J. Bradford. 2009. Biological Synopsis of Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2887.
- Bruce, R.L., and C.M. Moffitt. 2010. Quantifying risks of volitional consumption of New Zealand Mudsnails by Steelhead and Rainbow Trout. *Aquaculture Research* 41: 552-558.
- Bull, C. 1999. Fisheries habitat in the Okanagan River, phase 2: investigation of selected options. unpublished report prepared for Douglas County Public Utility, District.
- Bull, C., M. Gaboury, and R. Newbury. 2000. Okanagan River habitat restoration feasibility. Prepared for Ministry of Environment, Lands and Parks, Kamloops, BC.
- Bunn, S.E., and A.H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management* 30: 492-507.
- Burner, C.J. 1951. Characteristics of spawning nests of Columbia River salmon. *Fishery Bulletin* 61: 97-110.
- Bussanich, R., H. Wright, E. McGrath, J. Enns, R. Benson, and N. Johnson. 2016. Recovery action plan for Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*, ntytyix, sk'lwis), in the Okanagan River (qawsitk^w), Canada. Prepared by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, B.C.
- Carey, M.P., B.L. Sanderson, T.A. Friesen, K.A. Barnas, and J.D. Olden. 2011. Smallmouth Bass in the Pacific Northwest: a threat to native species; a benefit for anglers. *Reviews in Fisheries Science* 19: 305-315.
- Caudill, C.C., M.L. Keefer, T.S. Clabough, G.P. Naughton, B.J. Burke, and C.A. Peery. 2014. Indirect effects of impoundment on migrating fish: temperature gradients in fish ladders slow dam passage by adult Chinook Salmon and Steelhead. *PLOS ONE* 8: e85586.
- Cederholm, C.J., and E.O. Salo. 1979. The effects of logging road landslide siltation on the salmon and trout spawning gravels of Stequaleho Creek and the Clearwater River Basin, Jefferson County, Washington, 1972-1978. Fisheries Research Institute, University of Washington, Seattle. Report FRI-UW-7915.
- Chapman, W.M. 1943. The spawning of Chinook Salmon in the main Columbia River. *Copeia* 1943: 168-170.

-
- Chasco, B., I.C. Kaplan, A. Thomas, A. Acevedo-Gutiérrez, D. Noren, M.J. Ford, M.B. Hanson, J. Scordino, S. Jeffries, S. Pearson, K.N. Marshall, and E.J. Ward. 2017a. Estimates of Chinook Salmon consumption in Washington State inland waters by four marine mammal predators from 1970 to 2015. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 74: 1173-1194.
- Chasco, B.E., I.C. Kaplan, A.C. Thomas, A. Acevedo-Gutiérrez, D.P. Noren, M.J. Ford, M.B. Hanson, J.J. Scordino, S.J. Jeffries, K.N. Marshall, A.O. Shelton, C. Matkin, B.J. Burkem and E.J. Ward. 2017b. Competing tradeoffs between increasing marine mammal predation and fisheries harvest of Chinook Salmon. *Scientific Reports* 7: 15439.
- Chen, Z., M. Snow, C.S. Lawrence, A.R. Church, S.R. Narum, R.H. Devlin, and A.P. Farrell. 2015) Selection for upper thermal tolerance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Journal of Experimental Biology* 218: 803-812.
- Chittenden, C.M., S. Sura, K. Butterworth, K.F. Cubitt, and others. 2008. Riverine, estuarine and marine migratory behavior and physiology of wild and hatchery-reared Coho Salmon *Oncorhynchus kisutch* (Walbaum) smolts descending the Campbell River, BC, Canada. *Journal of Fish Biology* 72: 614-628.
- Clarke, W.C., and J.E. Shelbourn. 1985. Growth and development of seawater adaptability by juvenile fall Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in relation to temperature. *Aquaculture* 45: 21-31.
- Clemens, W.A. 1939. The fishes of Okanagan Lake and nearby waters. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 56: 27-38.
- Clemens, W.A., D.S. Rawson, and J.L. McHugh. 1939. Eds. A biological survey of Okanagan Lake, British Columbia. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, Vol 56.
- Coker, G.A., D.L. Ming, and N.E. Mandrak. 2010. Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany Species at Risk Recovery Potential Assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada in Central and Arctic Region. Version 1.0. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2904.
- Collings, M.R., R.W. Smith, and G.T. Higgins. 1972. The hydrology of four streams in western Washington as related to several Pacific salmon species, *Geological Survey Water-Supply Paper* 1968.
- Connell, J.H., and W.P. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121: 789-823.
- Connor, E.J., and D.E. Pflug. 2004. Changes in the distribution and density of Pink, Chum, and Chinook salmon spawning in the upper Skagit River in response to flow management measures. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 835-852.
- COSEPAC. 2006. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) population de l'Okanagan, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. viii + 46 p.
- COSEPAC. 2018. [Lignes directrices du COSEPAC pour reconnaître les unités désignables](#).
- COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur lesaumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), population de l'Okanagan, au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiii + 66 p.

-
- Counihan, T.D., I.R. Waite, E.B. Nilsen, J.M. Hardiman, E. Elias, G. Gelfenbaum, and S.D. Zaugg. 2014. A survey of benthic sediment contaminants in reaches of the Columbia River Estuary based on channel sedimentation characteristics. *Science of the Total Environment* 484: 331-343.
- Crête-Lafrenière A., L.K. Weir, and L. Bernatchez. 2012. Framing the Salmonidae family phylogenetic portrait: a more complete picture from increased taxon sampling. *PLOS ONE* 7:e46662.
- Crozier, L. 2015. Impacts of climate change on salmon of the Pacific Northwest: a review of the scientific literature published in 2014. Report for National Marine Fisheries Service, NOAA, Seattle, WA.
- CTC. 2016. Pacific Salmon Commission Joint Chinook Technical Committee annual report of catch and escapement for 2015. Report TCCHINOOK (16)-3. Vancouver, BC.
- CTC. 2018. 2017 exploitation rate analysis and model calibration. Pacific Salmon Commission Joint Chinook Technical Committee Report TCCHINOOK (18)-1. Vancouver, BC.
- Cumming, B.F., K.R. Laird, I. Gregory-Eaves, K.G. Simpson, M.A. Sokal, R. Nordin, and I.R. Walker. 2015. Tracking past changes in lake-water phosphorus with a 251-lake calibration dataset in British Columbia: tool development and application in a multiproxy assessment of eutrophication and recovery in Osoyoos Lake, a transboundary lake in Western North America. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 84.
- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 330-339.
- Davis, C. 2010. Okanagan River Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) compilation report 2006-2010. Report for Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.
- Davis, C., H. Wright, T. Brown, B. Phillips, R. Sharma, and C. Parken. 2007. Scientific information in support of recovery potential analysis for Chinook Salmon Okanagan population, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2007/065. ix + 88.
- Davis, S., K. Alex, C. Rivard-Sirois, and N. Lukey. 2018. Aquatic Monitoring 2018 - Penticton Channel salmon spawning restoration work. Report for the Habitat Conservation Committee.
- Dessouki, T.C.E. 2009. Water quality assessment of the Okanagan River near Oliver, British Columbia (1990-2007), Report for B.C. Ministry of Environment and Environment Canada.
- Dietrich, J.P., A.L. Van Gaest, S.A. Strickland, and M.R. Arkoosh. 2014. The impact of temperature stress and pesticide exposure on mortality and disease susceptibility of endangered Pacific salmon. *Chemosphere* 108: 353-359.
- Doutaz, D.J. 2019. Columbia River Northern Pike -- investigating the ecology of British Columbia's new apex invasive freshwater predator. M.Sc. Thesis. Thompson Rivers University.
- Drenner, S.M., T.D. Clark, C.K. Whitney, E.G. Martins, S.J. Cooke, and S.G. Hinch. 2012. A synthesis of tagging studies examining the behaviour and survival of anadromous salmonids in marine environments. *PLoS One* 7: e31311.
- Dunn, M. and S. Folks. 2015. Brood Year 2014: Skaha Dam 2015 fish passage monitoring. Report for Colville Confederated Tribes, Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, and Department of Fisheries and Oceans Canada.

-
- Einum S., I.A. Fleming, I.M. Côté, and J.D. Reynolds. 2003. Population stability in salmon species: effects of population size and female reproductive allocation. *Journal of Animal Ecology* 72: 811-821.
- Eliason E.J., and A.P. Farrell. 2016. Oxygen uptake in Pacific salmon *Oncorhynchus* spp.: when ecology and physiology meet. *Journal of Fish Biology* 88: 359-388.
- Eliason, E.J., T.D. Clark, M.J. Hague, L.M. Hanson, and others. 2011. Differences in thermal tolerance among Sockeye Salmon populations. *Science* 332: 109-112.
- Enns, J. 2015. Fish Passage at akix^wmina? (Shingle Creek) Dam Construction Report 2014. Report for the Penticton Indian Band, Rocky Reach Habitat Conservation Plan Tributary Committee, and Wells Habitat Conservation Plan Tributary Committee.
- Ernst, A, and A. Vedan. 2000. Aboriginal fisheries information within the Okanagan Basin. Prepared for the Okanagan Nation Fisheries Commission, Westbank, BC
- Evans, W.A., and F.B. Johnston. 1980. Fish migration and fish passage: a practical guide to solving fish passage problems. USDA Forest Service, Washington, D.C.
- Evans, A.F., Q. Payton, A. Turecek, B. Cramer, K. Collins, D.D. Roby, P.J. Loschl, L. Sullivan, J. Skalski, M. Weiland, and C. Dotson. 2016. Avian predation on juvenile salmonids: spatial and temporal analysis based on acoustic and Passive Integrated Transponder tags. *Transactions of the American Fisheries Society* 145: 860-877.
- Evenson, D.F., and A.J. Talbot. 2003. Development of a stock assessment and research plan for mid-Columbia River Summer Chinook Salmon, Technical Report 03-03. Columbia River Inter-Tribal Commission. Portland, OR.
- Farrell, A., S. Hinch, S. Cooke, D. Patterson, G.T. Crossin, M. Lapointe, and M. Mathes. 2008. Pacific salmon in hot water: applying aerobic scope models and biotelemetry to predict the success of spawning migrations. *Physiological and Biochemical Zoology* 81: 697-708.
- Fisher, J.P., L.A. Weitkamp, D.J. Teel, S.A.Hinton, J.A. Orsi, E.V. Farley Jr., J.F.T. Morris, M.E. Thiess, R.M. Sweeting, and M. Trudel. 2014. Early ocean dispersal patterns of Columbia River Chinook and Coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 143: 252-272.
- Fitchko, Y. 1986. Literature review of the effects of persistent toxic substances on Great Lakes biota. Report to the Great Lakes Science Advisory Board, Windsor, ON.
- Fleming, I.A., T. Agustsson, B. Finstad, J.I. Johnsson, and B.T. Björnsson. 2002. Effects of domestication on growth physiology and endocrinology of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1323-1330.
- Ford, J.K., and G.M. Ellis. 2006. Selective foraging by fish-eating Killer Whales *Orcinus orca* in British Columbia. *Marine Ecology Progress Series* 316: 185-199.
- Fritts A.L., and T.N. Pearsons. 2006. Effects of predation by nonnative Smallmouth Bass on native salmonid prey: the role of predator and prey size. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 853-860.
- Geen, G.H., J.D. Neilson, M. Bradford. 1985. Effects of pH on the early development and growth and otolith microstructure of Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Canadian Journal of Zoology* 63: 22-27.
- Geist, D.R., and D.D. Dauble. 1998. Redd site selection and spawning habitat use by fall Chinook Salmon: the importance of geomorphic features in large rivers. *Environmental Management* 22: 655-669.

-
- Geist, D.R., C.S. Abernethy, K.D. Hand, V.I. Cullinan, J.A. Chandler, and P.A. Groves. 2006. Survival, development, and growth of fall Chinook Salmon embryos, alevins, and fry exposed to variable thermal and dissolved oxygen regimes. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 1462-1477.
- Geist, D.R., E.V. Arntzen, C.J. Murray, K.E. McGrath, Y-J. Bott, and T.P. Hanrahan. 2008. Influence of river level on temperature and hydraulic gradients in Chum and fall Chinook salmon spawning areas downstream of Bonneville Dam, Columbia River. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 30-41.
- Gislason, J.C. 1985. Aquatic insect abundance in a regulated stream under fluctuating and stable diel flow patterns. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 39-46.
- Gonia, T.M., M.L. Keefer, T.C. Bjornn, C.A. Peery, D.H. Bennett, and L.C. Stuehrenberg. 2006. Behavioral thermoregulation and slowed migration by adult fall Chinook Salmon in response to high Columbia River water temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 408-419.
- Government of British Columbia. 2017. [B.C. Water Resources Atlas](#).
- Government of Canada. 2010. Canada Gazette Part II. Order Giving Notice of Decisions not to add Certain Species to the List of Endangered Species SOR/2010-32 to 51 and SI/2010-14 to 18.
- Grant A., D. Higgs, C. Brauner, and P. Schulte. 2010. Dietary lipid composition affects the gene expression of gill Na⁺/K⁺-ATPase α 1b but not the α 1a isoform in juvenile fall Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Journal of Comparative Physiology B: Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology* 180: 141-149.
- Grant, S.C.H., B.L. MacDonald, T.E. Cone, C.A. Holt, A. Cass, E.J. Porszt, J.M.B. Hume, and L. Pon. 2011. Evaluation of uncertainty in Fraser Sockeye (*Oncorhynchus nerka*) Wild Salmon Policy Status using abundance and trends in abundance metrics. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/087. viii + 183.
- Gregory, R.S. 1993. Effect of turbidity on the predator avoidance behaviour of juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 241-246.
- Grimm, V., and C. Wissel. 1997. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia* 109: 323-334.
- Hague, M.J., and D.A. Patterson. 2014. Evaluation of statistical river temperature forecast models for fisheries management. *North American Journal of Fisheries Management* 34: 132-146.
- Hague, M.J., M. Ferrari, J. Miller, D. Patterson, G. Russell, A. Farrell, and S. Hinch. 2011. Modelling the future hydroclimatology of the lower Fraser River and its impacts on the spawning migration survival of Sockeye Salmon. *Global Change Biology* 17: 87-98.
- Hallock, R.J., R.F. Elwell, and D.H. Fry. 1970. Migrations of adult king salmon *Oncorhynchus tshawytscha* in the San Joaquin Delta as demonstrated by the use of sonic tags. State of California Department of Fish and Game Fish Bulletin 151.
- Hamblin, P., and S. McAdam. 2003. Impoundment effects on the thermal regimes of Kootenay Lake, the Arrow Lakes Reservoir and Upper Columbia River. *Hydrobiologia* 504: 3-19.

-
- Hansen, J.A., J.C.A. Marr, J. Lipton, D. Cacela, and H.L. Bergman. 1999a. Differences in neurobehavioral responses of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to copper and cobalt: behavioral avoidance. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 1972-1978.
- Hansen, J.A., J.D. Rose, R.A. Jenkins, K.G. Gerow, and H.L. Bergman. 1999b. Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to copper: neurophysiological and histological effects on the olfactory system. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 1979-1991.
- Harley, C.D., A. Randall Hughes, K.M. Hultgren, B.G. Miner, and others. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9: 228-241.
- Harnish, R.A., G.E. Johnson, G.A. McMichael, M.S. Hughes, and B.D. Ebberts. 2012. Effect of migration pathway on travel time and survival of acoustic-tagged juvenile salmonids in the Columbia River Estuary. *Transactions of the American Fisheries Society* 141: 507-519.
- Harnish R.A., R. Sharma, G.A. McMichael, R.B. Langshaw, and T.N. Pearsons. 2014. Effect of hydroelectric dam operations on the freshwater productivity of a Columbia River fall Chinook Salmon population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 602-615.
- Hatchery Scientific Review Group. 2009. Columbia River Hatchery Reform System-Wide Report.
- Hatten, J.R., T.R. Batt, P.J. Connolly, and A.G. Maule. 2014. Modeling effects of climate change on Yakima River salmonid habitats. *Climatic Change* 124: 427-439.
- Hayes, D.B., B.J. Bellgraph, B.M. Roth, D.D. Dauble, and R.P. Mueller. 2014. Timing of redd construction by fall Chinook Salmon in the Hanford Reach of the Columbia River. *River Research and Applications* 30: 1110-1119.
- Hayman, S., and K. Bond. 2006. A work in progress: Eastern Washington Cascades and Yakima Provincial Advisory Committees Collaborative Process for Forest Plan revision Okanogan-Wenatchee National Forests. USDA Forest Service and Eastern Washington Cascades and Yakima Provincial Advisory Committees.
- Hazel, C.R., and S.J. Meith. 1970. Bioassay of king salmon eggs and sac fry in copper solutions. *California Fish and Game* 56: 121-124.
- Healey, M.C. 1991. Life history of Chinook Salmon. UBC Press. Vancouver, B.C.
- Healey, M.C., and W.R. Heard. 1984. Inter- and intra-population variation in the fecundity of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and its relevance to life history theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41: 476-483.
- Heath, D.D., J.W. Heath, C.A. Bryden, R.M. Johnson, and C.W. Fox. 2003. Rapid evolution of egg size in captive salmon. *Science* 299: 1738-1740.
- Hess, J.E., J.M. Whiteaker, J.K. Fryer, and S.R. Narum. 2014. Monitoring stock-specific abundance, run timing, and straying of Chinook Salmon in the Columbia River using genetic stock identification (GSI). *North American Journal of Fisheries Management* 34: 184-201.
- Heuer, R.M., and M. Grosell. 2014. Physiological impacts of elevated carbon dioxide and ocean acidification on fish. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*: DOI: 10.1152/ajpregu.00064.2014.
- Hill, M.S., G.B. Zydlewski, and W.L. Gale. 2006. Comparisons between hatchery and wild steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) smolts: physiology and habitat use. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1627-1638.

-
- Hillman, T.W., J. Griffith, and W. Platts. 1987. Summer and winter habitat selection by juvenile Chinook Salmon in a highly sedimented Idaho stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 116: 185-195.
- Hillman, T., M. Miller, M. Johnson, C. Moran, J. Williams, M. Tonseth, C. Willard, S. Hopkins, B. Ishida, C. Kamphaus, T. Pearsons, and P. Graf. 2017. Monitoring and evaluation of the Chelan and Grant County PUDs hatchery programs: 2016 annual report. Report for the Habitat Conservation Plans Hatchery Committees, Wenatchee and Ephrata, WA.
- Honea, J.M., J.C. Jorgensen, M.M. McClure, T.D. Cooney, K. Engie, D.M. Holzer, and R. Hilborn. 2009. Evaluating habitat effects on population status: influence of habitat restoration on spring-run Chinook Salmon. *Freshwater Biology* 54: 1576-1592.
- Honea, J.M., M.M. McClure, J.C. Jorgensen, and M.D. Scheuerell. 2016. Assessing freshwater life-stage vulnerability of an endangered Chinook Salmon population to climate change influences on stream habitat. *Climate Research* 71: 127-137.
- Hoy, M., B.L. Boese, L. Taylor, D. Reusser, and R. Rodriguez. 2012. Salinity adaptation of the invasive New Zealand Mud Snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in the Columbia River estuary (Pacific Northwest, USA): physiological and molecular studies. *Aquatic Ecology* 46: 249-260.
- Hunter, K.L., K.M. Gillespie, T.M. Brydges, J. Irvine. 2014. Preliminary assessment of the sensitivity of West Coast Vancouver Island marine species to climate change. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3036.
- Hyatt K., and D. Rankin. 1999. A habitat-based evaluation of Okanagan Sockeye Salmon escapement objectives. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/191.
- Hyatt, K.D., M.M. Stockwell, and D.P. Rankin. 2003. Impact and adaptation responses of Okanagan River Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) to climate variation and change effects during freshwater migration: stock restoration and fisheries management implications. *Canadian Water Resources Journal* 28: 689-711.
- Hyatt, K.D., C.A.D. Alexander, and M.M. Stockwell. 2015. A decision support system for improving “fish friendly” flow compliance in the regulated Okanagan Lake and River System of British Columbia. *Canadian Water Resources Journal* 40: 87-110.
- Isaak, D.J., C.H. Luce, B.E. Rieman, D.E. Nagel, and others. 2010. Effects of climate change and wildfire on stream temperatures and salmonid thermal habitat in a mountain river network. *Ecological Applications* 20: 1350-1371.
- Ito, J., and R. Parker. 1971. A record of Pacific Herring (*Clupea harengus pallasii*) feeding on juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in a British Columbia estuary. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28: 1921.
- Jensen, A.J., S. Karlsson, P. Fiske, L.P. Hansen, G.M. Ostborg, and K. Hindar. 2014. Origin and life history of Atlantic Salmon (*Salmo salar*) near their northernmost oceanic limit. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 1740-1746.
- Jeziarska, B., K. Ługowska, and M. Witeska. 2009. The effects of heavy metals on embryonic development of fish (a review). *Fish Physiology and Biochemistry* 35: 625-640.
- Johnson, J.E., and B.L. Jensen. 1991. Hatcheries for endangered freshwater fishes. *In* Minckley, W.L., and J.E. Deacon, eds. *Battle Against Extinction: Native Fish Management in the American West*. University of Arizona Press, Tucson, AZ. pp. 199-218.

-
- Johnson, L.E., A. Ricciardi, and J.T. Carlton. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: a risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications* 11: 1789-1799.
- Johnson, L.L., G.M. Ylitalo, C.A. Sloan, B.F. Anulacion, A.N. Kagley, M.R. Arkoosh, T.A. Lundrigan, K. Larson, M. Siipola, and T.K. Collier. 2007. Persistent organic pollutants in outmigrant juvenile Chinook Salmon from the Lower Columbia Estuary, USA. *Science of the Total Environment* 374: 342-366.
- Johnson, L.L., M.L. Willis, O.P. Olson, R.W. Pearce, C.A. Sloan, and G.M. Ylitalo. 2010. Contaminant concentrations in juvenile fall Chinook Salmon from Columbia River Hatcheries. *North American Journal of Aquaculture* 72: 73-92.
- Jonsson, B., and N. Jonsson. 2009. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381-2447.
- Jonsson, N., B. Jonsson, and L.P. Hansen. 2003. The marine survival and growth of wild and hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Applied Ecology* 40: 900-911.
- Jorgensen, J.C., J.M. Honea, M.M. McClure, T.D. Cooney, K. Engie, and D.M. Holzer. 2009. Linking landscape-level change to habitat quality: an evaluation of restoration actions on the freshwater habitat of spring-run Chinook Salmon. *Freshwater Biology* 54: 1560-1575.
- Keefer, M.L., C.A. Peery, T.C. Bjornn, M.A. Jepson, and L.C. Stuehrenberg. 2004. Hydrosystem, dam, and reservoir passage rates of adult Chinook Salmon and Steelhead in the Columbia and Snake rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 1413-1439.
- Keefer, M.L., G.A. Taylor, D.F. Garletts, C.K. Helms, G.A. Gauthier, T.M. Pierce, and C.C. Caudill. 2012. Reservoir entrapment and dam passage mortality of juvenile Chinook Salmon in the Middle Fork Willamette River. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 222-234.
- Keefer M.L., T.S. Clabough, M.A. Jepson, E.L. Johnson, C.A. Peery, and C.C. Caudill. 2018. Thermal exposure of adult Chinook salmon and steelhead: Diverse behavioral strategies in a large and warming river system. *PLoS ONE* 13(9).
- Kemp, P.S., J.D. Armstrong, and D.J. Gilvear. 2005. Behavioural responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to presence of boulders. *River Research and Applications* 21: 1053-1060.
- Kent, M.L., G.S. Traxler, D. Kieser, J. Richard, S.C. Dawe, R.W. Shaw, G. Prospero-Porta, J. Ketcheson, and T.P.T. Evelyn. 1998. Survey of salmonid pathogens in ocean-caught fishes in British Columbia, Canada. *Journal of Aquatic Animal Health* 10: 211-219.
- Kondolf, G.M., and M.G. Wolman. 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resources Research* 29: 2275-2285.
- Kurylyk, B.L. K.T. MacQuarrie, T. Linnansaari, R.A. Cunjak, R.A. Curry. 2015. Preserving, augmenting, and creating cold-water thermal refugia in rivers: concepts derived from research on the Miramichi River, New Brunswick (Canada). *Ecohydrology* 8: 1095-1108.
- Laetz, C.A., D.H. Baldwin, V.R. Hebert, J.D. Stark, and N.L. Scholz. 2014. Elevated temperatures increase the toxicity of pesticide mixtures to juvenile Coho Salmon. *Aquatic Toxicology* 146: 38-44.

-
- Laramie, M.B., Pilliod, D.S. and C.S. Goldberg. 2015. Characterizing the distribution of an endangered salmonid using environmental DNA analysis. *Journal of Biological Conservation* 183: 29-37.
- Larson, W.A., J.E. Seeb, T.H. Dann, D.E. Schindler, and L.W. Seeb. 2014. Signals of heterogeneous selection at an MHC locus in geographically proximate ecotypes of Sockeye Salmon. *Molecular Ecology* 23: 5448-5461.
- Lawrence, D.J., B. Stewart-Koster, J.D. Olden, A.S. Ruesch, and others. 2014. The interactive effects of climate change, riparian management, and a nonnative predator on stream-rearing salmon. *Ecological Applications* 24: 895-912.
- Levings, C., C. McAllister, and B. Chang. 1986. Differential use of the Campbell River estuary, British Columbia by wild and hatchery-reared juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1386-1397.
- Lönnstedt, O.M., and P. Eklöv. 2016. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science* 352: 1213-1216.
- Luce, C.H., V. Lopez-Burgos, Z. Holden. 2014. Sensitivity of snowpack storage to precipitation and temperature using spatial and temporal analog models. *Water Resources Research* 50: 9447-9462.
- Lukey, N., and C. Louie. 2015. Okanagan Subbasin Habitat Improvement Program (OSHIP): 2013-15. Tributary Prioritization. Report by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department. Westbank, BC.
- Lund, S.G., D. Caissie, R.A. Cunjak, M.M. Vijayan, and B.L. Tufts. 2002. The effects of environmental heat stress on heat-shock mRNA and protein expression in Miramichi Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1553-1562.
- Machin D., K. Alex, C. Louie, C. Mathieu, and C. Rivard-Sirois. 2015. Aquatic monitoring of the Okanagan River Restoration Initiative post-construction 2014. Prepared by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, BC.
- Mackie, G. 2010. Risk assessment of water quality in Okanagan Lake, British Columbia, to zebra/quagga mussel infestations. Prepared for Mollusc Species Subcommittee, The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC), Ottawa, ON.
- Maier, G. 2017. Upper Columbia Integrated Recovery Hatchery Background Summary. Report for the Upper Columbia Salmon Recovery Board, Wenatchee, WA.
- Mastrandrea, M.D., C.B. Field, T.F. Stocker, O. Edenhofer, K.L.Ebi, D.J. Frame, H. Held, E. Kriegler, K.J. Mach, P.R. Matschoss, G.K. Plattner, G.W. Yohe, and F.W. Zwier. 2010. Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- McClure, M.M., P. Spruell, F. Utter, R. Carmichael, and others. 2003a. Independent populations of listed Chinook Salmon, Sockeye Salmon and Steelhead Evolutionarily Significant Units in the Interior Columbia Basin. Draft Technical Recovery Team document released for co-manager review. Draft Technical Recovery Team Document Released for Co-Manager Review.
- McClure, M.M., E.E. Holmes, B.L. Sanderson, and C.E. Jordan. 2003b. A large-scale, multispecies status assessment: anadromous salmonids in the Columbia River basin. *Ecological Applications* 13: 964-989.

-
- McCormick, S.D. 1994. Ontogeny and evolution of salinity tolerance in anadromous salmonids: hormones and heterochrony. *Estuaries* 17: 26-33.
- McCormick, S.D., and R.L. Saunders. 1987. Preparatory physiological adaptations for marine life in salmonids: osmoregulation, growth and metabolism. *American Fisheries Society Symposium* 1: 211-229.
- Mesa, M.G. 1994. Effects of multiple acute stressors on the predator avoidance ability and physiology of juvenile Chinook Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 123: 786-793.
- Miller, A.J., H. Song, and A.C. Subramanian. 2015a. The physical oceanographic environment during the CCE-LTER years: changes in climate and concepts. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 112: 6-17.
- Miller, B., J. Enns, J. Miller, S. Schaller, D. Hathaway, L. George, and J. Arterburn. 2015b. Okanogan Basin Monitoring and Evaluation Program 2014 - Annual Progress Report. Report for Colville Confederated Tribes, Omak, WA.
- Miller, J.A., D.J. Teel, W.T. Peterson, and A.M. Baptista. 2014. Assessing the relative importance of local and regional processes on the survival of a threatened salmon population. *PLOS ONE* 9: e99814.
- Miller, M.A. 1994. Organochlorine concentration dynamics in Lake Michigan Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27: 367-374.
- Molony, B.W., A.R. Church, and G.B. Maguire. 2004. A comparison of the heat tolerance and growth of a selected and non-selected line of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, in Western Australia. *Aquaculture* 241: 655-665.
- Moran, P., Teel, D., Banks, M., Beacham, T., Bellinger, M. R., Blankenship, S., Candy, J., Garza, J., Hess, J., Narum, S., Seeb, L., Templin, W., Wallace, C., Smith, C. 2013. Divergent life-history races do not represent Chinook salmon coast-wide: The importance of scale in Quaternary biogeography. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 70. 415-435. 10.1139/cjfas-2012-0135.
- Morgan, J.D., and G.K. Iwama. 1991. Effects of salinity on growth, metabolism, and ion regulation in juvenile Rainbow and Steelhead Trout (*Oncorhynchus mykiss*) and fall Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48: 2083-2094.
- MPO. 2005. [La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique](#). Ottawa, ON.
- MPO. 2008. Évaluation du potentiel de rétablissement de la population de saumons quinnats (*Oncorhynchus tshawytscha*) de l'Okanagan. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sc 2008/021.
- MPO. 2014a. Directive sur la réalisation des évaluations du potentiel de rétablissement (EPR) des espèces aquatiques en péril. 29 p.
- 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.
- MPO. 2015. Directive sur l'application de l'article 33 (résidence) de la Loi sur les espèces en péril aux espèces aquatiques. Pêches et Océans Canada Loi sur les espèces en péril.

-
- MPO. 2018. 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 sc 2018/001.
- Mullan J.W. 1987. Status and propagation of Chinook Salmon in the Mid-Columbia River through 1985, Vol 2. US Dept. of the Interior, Fish and Wildlife Service, Research and Development.
- Muñoz, N.J., K. Anttila, Z. Chen, J.W. Heath, A.P. Farrell, and B.D. Neff. 2014. Indirect genetic effects underlie oxygen-limited thermal tolerance within a coastal population of Chinook Salmon. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20141082.
- Muñoz N.J., A.P. Farrell, J.W. Heath, and B.D. Neff. 2015. Adaptive potential of a Pacific salmon challenged by climate change. *Nature Climate Change* 5: 163-166.
- Myers J.M., R.G. Kope, G.J. Bryant, D. Teel, and others. 1998. Status review of Chinook Salmon from Washington, Idaho, Oregon, and California. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC 35: 443.
- Myrick, C., and J. Cech Jr. 1998. Temperature effects on Chinook Salmon and Steelhead: a review focusing on California's Central Valley populations. Technical Publication produced by the Bay-Delta Modeling Forum.
- Nagasawa, K. 1998. Predation by Salmon Sharks (*Lamna ditropis*) on Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) in the North Pacific Ocean. *North Pacific Anadromous Fish Commission Bulletin* 1: 419-433.
- National Marine Fisheries Service. 2013. ESA Recovery Plan for Lower Columbia River Coho Salmon, Lower Columbia River Chinook Salmon, Columbia River Chum Steelhead, Lower Columbia River Steelhead. Prepared by the National Marine Fisheries Service, Northwest Region.
- National Research Council. 2004. Managing the Columbia River: instream flows, water withdrawals, and salmon survival. National Academies Press, Washington, D.C.
- Naughton, G.P., D.H. Bennett, and K.B. Newman. 2004. Predation on juvenile salmonids by Smallmouth Bass in the Lower Granite Reservoir System, Snake River. *North American Journal of Fisheries Management* 24: 534-544.
- Neilson, J.D., and G.H. Geen. 1981. Enumeration of spawning salmon from spawner residence time and aerial counts. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 554-556. et al. 2008.
- Noakes, D.J., R.J. Beamish, and M.L. Kent. 2000. On the decline of Pacific salmon and speculative links to salmon farming in British Columbia. *Aquaculture* 183: 363-386.
- Noonan, M.J., J.W.A. Grant, and C.D. Jackson. 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* 13: 450-464.
- OBMEP. 2019. Okanogan Basin Monitoring and Evaluation Program. 2018 Annual Progress Report. Colville Confederated Tribes Fish and Wildlife Department, Nespelem, WA. Report submitted to the Bonneville Power Administration, Project No. 2003-022-00.
- Okanogan Basin Water Board. [Okanagan waterwise](#). Accessed November 20, 2017.
- Otero, J., J.H. L'Abée-Lund, T. Castro-Santos, K. Leonardsson, and others. 2014. Basin-scale phenology and effects of climate variability on global timing of initial seaward migration of Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Global Change Biology* 20: 61-75.

-
- Parken, C., R. McNicol, and J. Irvine. 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.
- Payne, J.T., A.W. Wood, A.F. Hamlet, R.N. Palmer, and D.P. Lettenmaier. 2004. Mitigating the effects of climate change on the water resources of the Columbia River Basin. *Climatic Change* 62: 233-256.
- Pearl, A.M., M.B. Laramie, C.M. Baldwin, J.P. Rohrback, and P.E. Phillips. 2017. [The Chief Joseph Hatchery Program 2015 Annual Report](#). BPA Project No. 2003-023-00.
- Perry, S.F. 1997. The chloride cell: structure and function in the gills of freshwater fishes. *Annual Review of Physiology* 59: 325-347.
- Petersen, J.H., and J.F. Kitchell. 2001. Climate regimes and water temperature changes in the Columbia River: bioenergetic implications for predators of juvenile salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1831-1841.
- Phillips, B., H. Wright, and K. Long. 2005. Okanagan River Chinook habitat usage and availability. Report for Okanagan Nation Alliance, Westbank, B.C.
- Plumb, J.M. 2018. A bioenergetics evaluation of temperature-dependent selection for the spawning phenology by Snake River fall Chinook salmon. *Ecology and Evolution* 8: 9633-9645.
- Porter, M., S. Casley, D. Pickard, M. Nelitz, and N. Ochoski. 2013. Southern Chinook Conservation Units: Habitat indicators report cards. Prepared by ESSA Technologies Ltd for Fisheries and Oceans Canada.
- Pörtner, H.O., and A.P. Farrell. 2008. Physiology and climate change. *Science* 322: 690-692.
- Rae, R. 2005. The state of fish and fish habitat in the Okanagan and Similkameen Basins. Report for the Canadian Okanagan Basin Technical Working Group, Westbank, B.C.
- Rae, R., and V. Jensen. 2007. Contaminants in Okanagan fish: recent analysis and review of historic data. Report for Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank B.C.
- Raleigh, R.F., W.J. Miller, and P.C. Nelson. 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Chinook salmon. National Ecology Center.
- Rand, P., S. Hinch, J. Morrison, M. Foreman, and others. 2006. Effects of river discharge, temperature, and future climates on energetics and mortality of adult migrating Fraser River Sockeye Salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 655-667.
- Rechisky, E.L., D.W. Welch, A.D. Porter, M.C. Jacobs-Scott, and P.M. Winchell. 2013. Influence of multiple dam passage on survival of juvenile Chinook Salmon in the Columbia River estuary and coastal ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110: 6883-6888.
- Reiser, D.W. and T.C. Bjornn. 1979. Influence of Forest and Rangeland Management on Anadromous Fish Habitat in the Western United States and Canada: Habitat Requirements of Anadromous Salmonids. Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.
- Richter, A., and S.A. Kolmes. 2005. Maximum temperature limits for Chinook, Coho, and Chum salmon, and steelhead trout in the Pacific Northwest. *Reviews in Fisheries Science* 13: 23-49.

-
- Riebe, C.S., L.S. Sklar, B.T. Overstreet, and J.K. Wooster. 2014. Optimal reproduction in salmon spawning substrates linked to grain size and fish length. *Water Resources Research* 50: 898-918.
- Rieman, B.E., R.C. Beamesderfer, S. Vigg, and T.P. Poe. 1991. Estimated loss of juvenile salmonids to predation by Northern Squawfish, Walleyes, and Smallmouth Bass in John Day Reservoir, Columbia River. *Transactions of the American Fisheries Society* 120: 448-458.
- Rinne, J.N., J.E. Johnson, B.L. Jensen, A.W. Ruger, and R. Sorenson. 1986. The role of hatcheries in the management and recovery of threatened and endangered fishes. pp. 271-285 in Stroud, R.H (ed.). *Fish Culture in Fisheries Management*. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Rivard-Sirois, C. 2014. Okanagan River Restoration Initiative (ORRI) spawning platforms no.1 & no.2 in the Penticton Channel - construction works. 2013-2014. Report for the ORRI Steering Committee and PRCC Committees, Westbank, BC.
- Rivard-Sirois, C., K. Alex, S. Folks, and N. Audy. 2013. Providing fish passage at McIntyre Dam - Okanagan Sockeye adult monitoring (2009-2012). Prepared by Okanagan Nation Alliance – Fisheries Department, Westbank, BC.
- Roni, P., C. Johnson, T. De Boer, G. Pess, A. Dittman, and D. Sear. 2015. Interannual variability in the effects of physical habitat and parentage on Chinook Salmon egg-to-fry survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73: 1047-1059.
- Roy, R., and P.G.C. Campbell. 1995. Survival time modeling of exposure of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) to mixtures of aluminum and zinc in soft water at low pH. *Aquatic Toxicology* 33: 155-176.
- Rubenson, E.S., and J.D. Olden. 2020. An invader in salmonid rearing habitat: current and future distributions of Smallmouth Bass (*Micropterus dolomieu*) in the Columbia River Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 77: 314-325.
- Ruggerone, G.T., and F.A. Goetz. 2004. Survival of Puget Sound Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in response to climate-induced competition with Pink Salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1756-1770.
- Runciman, J.B., and B.R. Leaf. 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*) distributions in British Columbia. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2882.
- Russell, L., K. Conlin, O. Johansen, and U. Orr. 1983. Chinook Salmon studies in the Nechako River: 1980, 1981, 1982. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1728.
- Sabal, M., S. Hayes, J. Merz, and J. Setka. 2016. Habitat alterations and a nonnative predator, the Striped Bass, increase native Chinook Salmon mortality in the Central Valley, California. *North American Journal of Fisheries Management* 36: 309-320.
- Salafsky, N., D. Salzer, A.J. Stattersfield, C. Hilton-Taylor, and others. 2008. A standard lexicon for biodiversity conservation: unified classifications of threats and actions. *Conservation Biology* 22: 897-911.

-
- Sawaske, S.R., and D.L. Freyberg. 2014. An analysis of trends in baseflow recession and low-flows in rain-dominated coastal streams of the Pacific coast. *Journal of Hydrology* 519: 599-610.
- Schaller, H.A., C.E. Petrosky, and E.S. Tinus. 2013. Evaluating river management during seaward migration to recover Columbia River stream-type Chinook Salmon considering the variation in marine conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 259-271.
- Scheer, G. 2018. [Memorandum re: 2017 Wells Hatchery Report](#). Accessed October 2019.
- Scheuerell, M.D., and J.G. Williams. 2005. Forecasting climate-induced changes in the survival of Snake River spring/summer Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Fisheries Oceanography* 14: 448-457.
- Schindler, D.E., X. Augerot, E. Fleishman, N.J. Mantua, and others. 2008. Climate change, ecosystem impacts, and management for Pacific salmon. *Fisheries* 33: 502-506.
- Schleppe J., and H. Larratt. 2016. CLBMON-15b Middle Columbia River Ecological Productivity Monitoring, Annual Report 2015. Report for BC Hydro, Vancouver, B.C.
- Scott, W., and E. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada: Fisheries Research Board of Canada Bulletin, Vol. 184. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa
- Self, J., and H. Larratt. 2013. Limiting the spread of aquatic invasive species into the Okanagan. Report for Okanagan Basin Water Board and Glenmore-Ellison Improvement District, West Kelowna, B.C.
- Sepulveda, A.J., D.S. Rutz, A.W. Dupuis, P.A. Shields, and K.J. Dunker. 2015. Introduced Northern Pike consumption of salmonids in Southcentral Alaska. *Ecology of Freshwater Fish* 24: 519-531.
- Sharma, R., and T.P. Quinn. 2012. Linkages between life history type and migration pathways in freshwater and marine environments for Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. *Acta Oecologica* 41: 1-13.
- Shelton, J.M. 1955. The hatching of Chinook Salmon eggs under simulated stream conditions. *The Progressive Fish-Culturist* 17: 20-35.
- Shepherd P., J. Tansey, and H. Dowlatabadi. 2006. Context matters: what shapes adaptation to water stress in the Okanagan? *Climatic Change* 78: 31-62.
- Shrimpton, J.M., N.J. Bernier, G.K. Iwama, and D.J. Randall. 1994a. Differences in measurements of smolt development between wild and hatchery-reared juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) before and after saltwater exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2170-2178.
- Shrimpton, J.M., N.J. Bernier, and D.J. Randall. 1994b. Changes in cortisol dynamics in wild and hatchery-reared juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) during smoltification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2179-2187.
- Snow, C, C. Frady, A. Repp, B. Goodman, and A. Murdoch. 2014. Monitoring and evaluation of the Wells hatchery and Methow hatchery programs: 2013 annual report. Report for Douglas PUD, Grant PUD, and the Wells HCP Hatchery Committee, East Wenatchee, WA.
- Sopinka, N.M., S.G. Hinch, C.T. Middleton, J.A. Hills, and D.A. Patterson. 2014. Mother knows best, even when stressed? Effects of maternal exposure to a stressor on offspring performance at different life stages in a wild semelparous fish. *Oecologia* 175: 493-500.

-
- Stalberg, H., R. Lauzier, E. MacIsaac, M. Porter, and C. Murray. 2009. Canada's policy for conservation of wild pacific salmon: stream, lake, and estuarine habitat indicators. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2859.
- Stanford, J.A., C.A. Frissell, and C.C. Coutant. 2005. The status of freshwater habitats. pp. 173-248 in Williams, R.N., Ed. Return to the River: Restoring Salmon Back to the Columbia River. Elsevier Academic Press, Burlington, MA.
- Statistics Canada. 2016. [Statistics Canada 2016 Census](#). Accessed November 20, 2017.
- Stockner, J., and K. Shortreed. 1989. Algal picoplankton production and contribution to food-webs in oligotrophic British Columbia lakes. *Hydrobiologia* 173: 151-166.
- Stockwell, M.M., and K.D. Hyatt. 2003. A summary of Okanagan Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) escapement survey observations by date and river segment from 1947 to 2001. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1106.
- Stram, D., J.W. Balsiger, S. Miller, J.N. Ianelli, A.C. Haynie, L.E. Queirolo, and G.A. Harrington. 2016. Final environmental assessment/regulatory impact review for proposed Amendment 110 to the fishery management plan for groundfish of the Bering Sea and Aleutian Islands Management Area: Bering Sea Chinook Salmon and Chum Salmon bycatch management measures. National Marine Fisheries Service, Alaska Region.
- Strong, A.L., K.J. Kroeker, L.T. Teneva, L.A. Mease, and R.P. Kelly. 2014. Ocean acidification 2.0: Managing our changing coastal ocean chemistry. *BioScience* 64: 581-592.
- Summit Environmental Consultants. 2010. Okanagan water supply and demand project: Phase 2 Summary Report. Report for the Okanagan Basin Water Board, Kelowna, B.C.
- Swales, S., R. Lauzier, and C. Levings. 1986. Winter habitat preferences of juvenile salmonids in two interior rivers in British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 64: 1506-1514.
- Symonds, B. 2000. Background and history of water management of Okanagan Lake and River. Prepared by Ministry of Environment, Lands, and Parks (Water Management), Penticton, BC.
- Tappel, P.D., and T.C. Bjornn. 1983. A new method of relating size of spawning gravel to salmonid embryo survival. *North American Journal of Fisheries Management* 3: 123-135.
- Taylor, E.B. 1991. A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture* 98: 185-207.
- Tierney, K., and A. Farrell. 2004. The relationships between fish health, metabolic rate, swimming performance and recovery in return-run Sockeye Salmon, *Oncorhynchus nerka* (Walbaum). *Journal of Fish Diseases* 27: 663-671.
- Tiffan, K.F., T.J. Kock, C.A. Haskell, W.P. Connor, and R.K. Steinhorst. 2009. Water velocity, turbulence, and migration rate of subyearling fall Chinook Salmon in the free-flowing and impounded Snake River. *Transactions of the American Fisheries Society* 138: 373-384.
- Tohver, I.M., A.F. Hamlet, and S.Y. Lee. 2014. Impacts of 21st-Century climate change on hydrologic extremes in the Pacific Northwest Region of North America. *Journal of the American Water Resources Association* 50: 1461-1476.
- Trudel, M., and D.W. Welch. 2005. Modeling the oxygen consumption rates in Pacific salmon and steelhead: model development. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 1542-1561.

-
- Trudel, M., D.R. Geist, and D.W. Welch. 2004. Modeling the oxygen consumption rates in Pacific salmon and Steelhead: an assessment of current models and practices. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 326-348.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 1995. Working Paper on Restoration Needs: Habitat Restoration Actions to Double Natural Production of Anadromous Fish in the Central Valley of California. Vol 2. Stockton, CA: Prepared for the U.S. Fish and Wildlife Service under the direction of the Anadromous Fish Restoration Program Core Group.
- Van Gaest, A.L., J.P. Dietrich, D.E. Thompson, D.A. Boylen, S.A. Strickland, T.K. Collier, F.J. Loge, and M.R. Arkoosh. 2011. Survey of pathogens in hatchery Chinook Salmon with different out-migration histories through the Snake and Columbia rivers. *Journal of Aquatic Animal Health* 23: 62-77.
- Vander Zanden, M.J., and J.D. Olden. 2008. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65: 1512-1522.
- Vedan, A. 2002. Traditional Okanagan environmental knowledge and fisheries management. Prepared by Okanagan Nation Alliance Fisheries Department, Westbank, BC.
- Vronskiy, B. 1972. Reproductive biology of the Kamchatka River Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum)). *Journal of Ichthyology* 12: 259-273.
- Wagner, G.N., S.G. Hinch, L.J. Kuchel, A. Lotto, and others. 2005. Metabolic rates and swimming performance of adult Fraser River Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) after a controlled infection with *Parvicapsula minibicornis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2124-2133.
- Wang, T., S. Lefevre, I.K. Iversen, I. Findorf, R. Buchanan, and D.J. McKenzie. 2014. Anaemia only causes a small reduction in the upper critical temperature of sea bass: is oxygen delivery the limiting factor for tolerance of acute warming in fishes? *The Journal of Experimental Biology* 217: 4275-4278.
- Waples, R.S., D.J. Teel, J.M. Myers, A.R. Marshall, and J. Hey. 2004. Life-history divergence in Chinook Salmon: historic contingency and parallel evolution. *Evolution* 58: 386-403.
- Waples, R.S., G.R. Pess, and T. Beechie. 2008a. Evolutionary history of Pacific salmon in dynamic environments. *Evolutionary Applications* 1: 189-206.
- Waples, R.S., R.W. Zabel, M.D. Scheuerell, and B.L. Sanderson. 2008b. Evolutionary responses by native species to major anthropogenic changes to their ecosystems: Pacific salmon in the Columbia River hydropower system. *Molecular Ecology* 17: 84-96.
- Ward, D.L., and M.P. Zimmerman. 1999. Response of Smallmouth Bass to sustained removals of Northern Pikeminnow in the Lower Columbia and Snake rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 1020-1035.
- Weitkamp, L.A., P.J. Bentley, and M.N. Litz. 2012. Seasonal and interannual variation in juvenile salmonids and associated fish assemblage in open waters of the lower Columbia River estuary. *Fishery Bulletin* 110: 426-450.
- Weitkamp, L.A., D.J. Teel, M. Liermann, S.A. Hinton, D.M.V. Doornik, and P.J. Bentley. 2015. Stock-specific size and timing at ocean entry of Columbia River juvenile Chinook Salmon and Steelhead: implications for early ocean growth. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 7: 370-392.

-
- Welch, D.W., E.L. Rechisky, M.C. Melnychuk, A.D. Porter and others. 2008. Survival of migrating salmon smolts in large rivers with and without dams. *PLoS Biology* 6:e265.
- Wells, B.K., J.A. Santora, M.J. Henderson, P. Warzybok, J. Jahncke, R.W. Bradley, D.D. Huff, I.D. Schroeder, P. Nelson, J.C. Field, and D.G. Ainley. 2017. Environmental conditions and prey-switching by a seabird predator impact juvenile salmon survival. *Journal of Marine Systems* 174: 54-63.
- Wiese, F.K., J.K. Parrish, C.W. Thompson, and C. Maranto. 2008. Ecosystem-based management of predator-prey relationships: piscivorous birds and salmonids. *Ecological Applications* 18: 681-700.
- Wilcox, C., N.J. Mallos, G.H. Leonard, A. Rodriguez, and B.D. Hardesty. 2016. Using expert elicitation to estimate the impacts of plastic pollution on marine wildlife. *Marine Policy* 65: 107-114.
- Withler, R.E., M.J. Bradford, D.M. Willis, and C. Holt. 2018. Genetically based targets for enhanced contributions to Canadian Pacific Chinook Salmon populations. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/019. viii + 183.
- Wright, H., and K. Long. 2005. Documentation of Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) information from Okanagan Nation Alliance Fisheries Department field work (1999-2004). Okanagan Nation Alliance Fisheries Department March 2005.
- Wright, R.H., C. Bull, and K.D. Hyatt. 2002. Possible impacts of exotic species introductions on the indigenous aquatic communities of the Okanagan Valley mainstem lakes. American Fisheries Society special publication on Okanagan System - May Ecosystem conference.
- Wydoski, R.S., and R.R. Whitney. 2003. Inland Fishes of Washington. American Fisheries Society 332. University of Washington Press, Seattle, WA.
- Young, J.L., S.G. Hinch, S.J. Cooke, G.T. Crossin, and others. 2006. Physiological and energetic correlates of en route mortality for abnormally early migrating adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Thompson River, British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:1067-1077.
- Zaugg, W.S. 1982. Some changes in smoltification and seawater adaptability of salmonids resulting from environmental and other factors. *Aquaculture* 28: 143-151.
- Zimmerman, M.P. 1999. Food habits of Smallmouth Bass, Walleye, and Northern Pikeminnow in the lower Columbia River basin during outmigration of juvenile anadromous salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 1036-1054.
- Zimmerman, M.P., and D.L. Ward. 1999. Index of predation on juvenile salmonids by Northern Pikeminnow in the lower Columbia River basin, 1994–1996. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 995-1007.
- Zimmerman, M.S., C. Kinsel, E. Beamer, E.J. Connor, and D.E. Pflug. 2015. Abundance, survival, and life history strategies of juvenile Chinook Salmon in the Skagit River, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 144: 627-641.

ANNEXE A : ANALYSE DE LA VIABILITÉ DE LA POPULATION CANADIENNE DE SAUMONS CHINOOKS DE L'OKANAGAN (*ONCORHYNCHUS TSHAWYTSCHA*)

INTRODUCTION

Même si elles sont limitées, les données sur l'échappée indiquent que les saumons chinooks d'été de l'Okanagan (*Oncorhynchus tshawytscha*) forment une population très appauvrie du complexe de populations de saumons chinooks du haut Columbia; moins de 40 reproducteurs ont été dénombrés depuis 1965 (COSEPAC 2006). À l'origine, on croyait que les saumons chinooks de la partie canadienne de la rivière Okanagan faisaient partie d'une population continue s'étendant en aval jusqu'au confluent de la rivière avec le fleuve Columbia. Toutefois, les données génétiques provenant de saumons chinooks frayant naturellement dans la partie canadienne de la rivière Okanagan indiquent que cette population pourrait être isolée des reproducteurs du cours inférieur de la rivière, sur le plan de la reproduction (COSEPAC 2006). Compte tenu des éléments probants récents concernant l'isolation sur le plan de la reproduction et la situation de la population en péril, il était justifié de mener une analyse de la viabilité de cette population³. En raison des limites relatives aux données disponibles sur la population, cette analyse s'appuie en grande partie sur les données provenant de la composante américaine de populations de saumons chinooks d'été frayant en amont du barrage Rock Island, aux États-Unis (Figure A1, adaptée du document du COSEPAC 2006).

MÉTHODES

Modèle de la dynamique de la population

La technique utilisée pour ce modèle est semblable à celle utilisée dans des analyses de la viabilité de la population menées dans le cadre d'autres projets de biologie de la conservation visant à évaluer les risques de disparition d'une espèce (p. ex., Emlen 1995, Fieberg et Ellner 2000, Ellner et Fieberg 2003). Le modèle est fondé sur une fonction reproducteurs-recrues de Ricker (Ricker 1974), en raison des observations indiquant que le saumon chinook présente souvent des mécanismes de recrutement axés sur la surcompensation. Nous avons modélisé ces mécanismes de recrutement au moyen de la forme log-normale de la courbe de Ricker (Hilborn et Walters 1992), où le nombre de juvéniles produits l'année suivante (c.-à-d., $y + 1$) est prédit en fonction du nombre de reproducteurs ayant remonté (S_y), selon l'équation suivante :

$$R_{y+1} = \alpha \cdot S_y \cdot e^{-\frac{S_y}{\beta}} \cdot e^{\epsilon_y} \quad (1)$$

Dans celle-ci, α représente le paramètre indépendant de la densité qui associe le nombre de reproducteurs (S_y) au nombre de juvéniles produits, β correspond au paramètre dépendant de la densité et ϵ_y représente l'erreur de processus utilisée dans la simulation (c.-à-d., $\epsilon_y \sim N(0, \sigma_R)$). Cette équation signifie que la stochasticité associée au nombre de recrues suivra une distribution log-normale.

Lors de la dévalaison, on peut s'attendre à ce que les juvéniles soient touchés par la mortalité associée au franchissement des barrages ($D_{juv.}$) qui est observée dans le fleuve Columbia (Petrosky *et al.* 2001, Schaller *et al.* 1999), et la mortalité initiale dans l'océan ($\phi_{océan}$). Par

³ Le code source informatique qui a supporté cette analyse est disponible sur [GitHub](#).

conséquent, le nombre de smolts en dévalaison qui survivent jusqu'à l'âge 2 correspond au produit du nombre de recrues et des différents taux de mortalité :

$$N_{y,a=2} = R_{y-1} \cdot D_{\text{juv.}} \cdot \phi_{\text{océan}} \quad (2)$$

où $N_{y,2}$ correspond à l'abondance des juvéniles d'âge 2 dans l'océan.

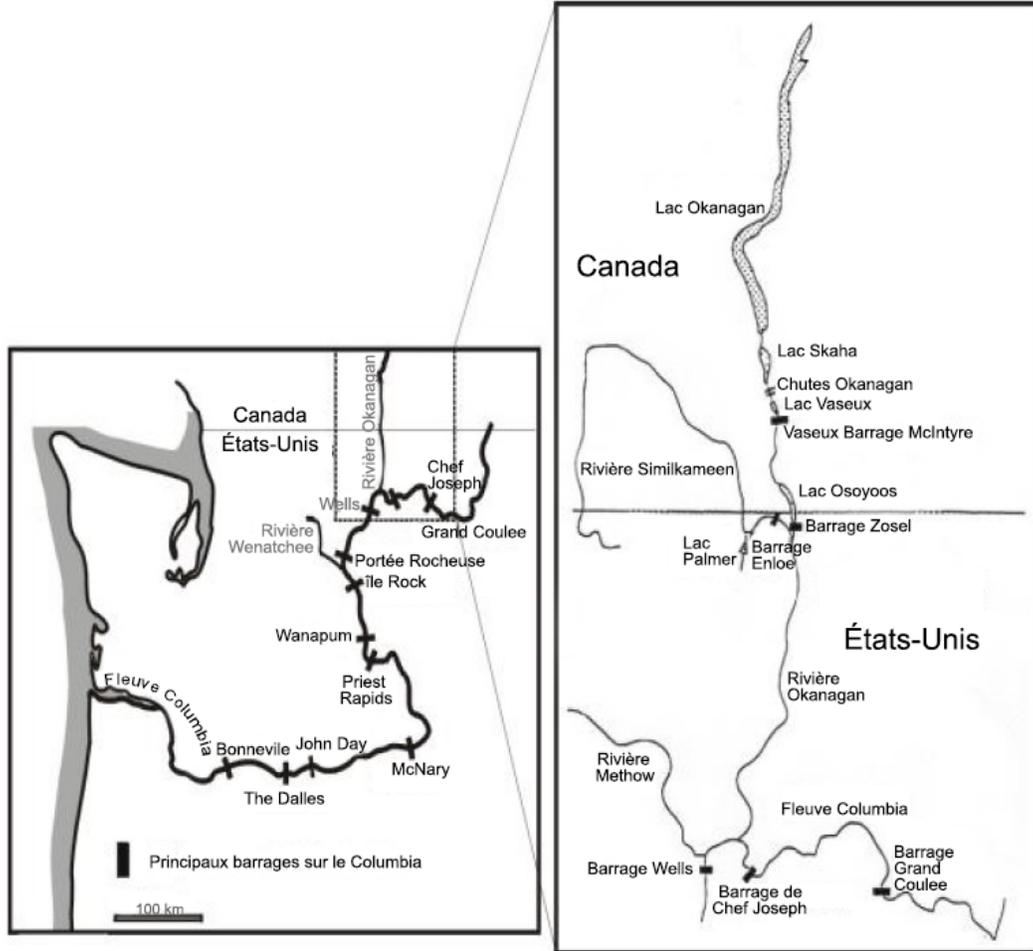


Figure A1. Résumé de l'emplacement de la population de saumons chinooks d'été de l'Okanagan et des populations de substitution connexes.

$$N_{y,a=2} = R_{y-1} \cdot D_{\text{juv.}} \cdot \phi_{\text{océan}} \quad (3)$$

L'abondance lors d'une année subséquente jusqu'à la classe d'âge finale (c.-à-d., âge 5) est déterminée par l'abondance des individus de la classe d'âge précédente, la mortalité naturelle, les taux d'exploitation et la maturation, selon l'équation :

$$N_{y,a} = N_{y-1,a-1} \cdot (SU)_a \cdot (1 - TE_{\text{océan}}) \cdot (1 - M_a) \quad a \in \{3,4,5\} \quad (4)$$

Dans celle-ci, $(SU)_a$ représente la survie de la classe d'âge précédente à la classe d'âge actuelle, $TE_{\text{océan}}$ correspond aux taux d'exploitation dans l'océan et M_a représente la probabilité

que les individus atteignent la maturité et parviennent à remonter pour frayer pendant l'année en question. Dans l'équation, $1 - M_a$ représente la probabilité que les individus n'atteignent pas la maturité et demeurent dans l'océan. Par conséquent, le nombre d'adultes d'un âge donné qui devraient remonter lors d'une année précise est déterminé selon l'équation :

$$N_{y,a}^{\text{remonte}} = N_{y-1,a-1} \cdot (SU)_a \cdot (1 - TE_{\text{océan}}) \cdot M_a \quad a \in \{3,4,5\} \quad (5)$$

Celle-ci est presque identique à l'équation (4), à l'exception de la variable représentant la maturation. On présume que le taux de maturation est de 100 % pour la classe d'âge finale (c.-à-d., âge 5). Finalement, le nombre de reproducteurs (S_y) correspond au produit du nombre d'individus qui remontent, pour chaque classe d'âge ($N_{y,a}^{\text{remonte}}$), après avoir tenu compte des taux de survie liés à la pêche en milieu fluvial (TE_{fluvial}) et au franchissement des barrages (D_{adulte}), soit :

$$S_y = \sum_{a=2}^5 N_{y,a}^{\text{remonte}} \cdot (1 - TE_{\text{fluvial}}) \cdot D_{\text{adulte}} \quad (6)$$

Dans le modèle de la dynamique de la population, on n'a pas tenu compte des individus égarés provenant de populations à proximité parce que le taux connexe n'est pas bien documenté et que ces individus contribuent assez peu à l'abondance de la population (p. ex., Davis *et al.* 2007) en raison des faibles valeurs de l'abondance de reproducteurs à l'heure actuelle et de l'ampleur de la cible de rétablissement (c.-à-d., 1 000 reproducteurs; voir l'élément 12).

Structure de la simulation

On a réalisé une simulation prospective pour évaluer la viabilité de la population; la structure du simulateur utilisé (figure A2) était fondée sur la combinaison des équations (1) à (6). On a réalisé une projection de la population de 2020 à 2065 et on a fixé le nombre total de reproducteurs dans la rivière Okanagan au cours des cinq premières années à une valeur initiale de 50 (données inédites recueillies par l'ONA et le MPO, Rick McNicol, Chuck Parkin, Richard Bailey et Howie Wright; COSEPAC 2006).

Dans le modèle, on a utilisé des paramètres stochastiques et déterministes. Étant donné que beaucoup de paramètres ne sont pas distincts, on a décidé d'en choisir quelques-uns qui seraient stochastiques pour illustrer l'effet de l'incertitude sur le taux de croissance de la population. Le premier paramètre qu'on a décidé de rendre stochastique est la relation stock-recrutement, qui est influencée par l'erreur de processus (σ_ϵ). Pour éviter d'accorder trop d'importance à la stochasticité, les valeurs de α et de β resteront déterministes, mais on a varié les valeurs de α selon différents scénarios de productivité (Hilborn et Walters 1992, CTC 2002).

Tableau A1. Paramètres stochastiques ou déterministes utilisés dans la simulation. Dans le tableau, « F » correspond à une sensibilité faible et « E » correspond à une sensibilité élevée.

Composante	Paramètre	Structure	Incidence	Valeur
Relation stock-recrutement	α	Déterministe	F	136
	β	Déterministe	F	2 400
	σ_ϵ	Stochastique	E	0,53
Survie initiale des juvéniles (c.-à-d., dévalaison)	$D_{juv.}$	Déterministe	E	0,35
	$\sigma_{D_{juv.}}$	Stochastique	E	0,09
	$\phi_{océan}$	Déterministe	E	0,025
Survie en milieu marin et maturation	$(SU)_2$	Déterministe	F	60 %
	$(SU)_3$	Déterministe	F	70 %
	$(SU)_4$	Déterministe	F	80 %
	$(SU)_5$	Déterministe	F	90 %
	$TE_{océan}$	Déterministe	F	28 %
Remonte, échappée et pêche en milieu fluvial	M_2	Déterministe	F	4 %
	M_3	Déterministe	F	26 %
	M_4	Déterministe	F	72 %
	M_5	Déterministe	F	100 %
	$TE_{fluvial}$	Déterministe	F	18 %
	D_{adulte}	Déterministe	E	94 %
	$\sigma_{D_{adulte}}$	Stochastique	E	0,15

En plus de la cible de rétablissement et des trajectoires de la population, on a évalué quatre mesures de la stabilité de la population, soit le nombre minimal de reproducteurs, le nombre moyen de reproducteurs, la taille minimale de la population d'adultes et la taille de la population d'adultes en 2050. On considère que toutes ces mesures peuvent être importantes pour la persistance de la population et le risque de disparition global (Connell et Sousa 1983, Grimm et Wissel 1997).

On a évalué tous les paramètres après avoir exécuté le simulateur pour une période de six ans afin d'assurer la stochasticité des résultats et l'utilisation exclusive de résultats stochastiques pour le calcul de la moyenne géométrique sur quatre ans.

Dans le cadre de l'analyse, on a utilisé 10 000 simulations prospectives afin d'observer la variance de la cible de rétablissement principale et les paramètres de la stabilité de la population. On a exécuté plusieurs simulations pour évaluer divers scénarios possibles, y compris :

1. conditions de référence, décrites par les paramètres dans le Tableau A1;
2. mesures de remise en état de l'habitat;
3. arrêt de la mortalité par pêche ou hausse de la productivité naturelle;
4. ensemencement au moyen d'individus d'écloserie;
5. différentes combinaisons des scénarios précédents.

Les mesures de remise en état de l'habitat sont encore à leurs débuts; on ne connaît donc pas l'ampleur des effets biologiques connexes, mais on a présumé que ces mesures auraient une

incidence positive sur la survie des juvéniles. On a utilisé les effets de trois valeurs de référence représentant une baisse de la mortalité des juvéniles, soit 10 %, 30 % et 50 %, afin d'examiner les effets possibles de la remise en état de l'habitat. Étant donné qu'on s'est servi de la fonction reproducteurs-recrues pour prédire le nombre de smolts au début de la dévalaison (avant le franchissement des barrages), on a utilisé les valeurs de référence en matière de baisse de la mortalité afin d'ajuster le nombre de smolts en dévalaison. Compte tenu de la nature préliminaire des mesures de remise en état de l'habitat, on ne sait pas non plus quelle portion du début du cycle vital serait touchée par celles-ci. Par conséquent, on a présumé que les taux de mortalité seraient comparables à la mortalité liée aux barrages lors de la dévalaison (c.-à-d., taux de mortalité de 65 % et taux de survie de 35 %; Tableau A1). Ainsi, les valeurs de référence représentant une baisse de la mortalité des juvéniles, soit 10 %, 30 % et 50 %, correspondent à des taux de mortalité des juvéniles de 58,5 %, de 45,5 % et de 32,5 %, respectivement, ou à une augmentation de 1,2, de 1,6 et de 1,9 fois le nombre de smolts entrant dans le haut Columbia, respectivement.

Enfin, le GIEC a adopté des catégories de certitude qui facilitent la présentation des résultats grâce à une terminologie descriptive et facile à comprendre. On a eu recours à celle-ci pour présenter les résultats dans le rapport (Mastrandrea *et al.* 2010).

RÉSULTATS

Estimation des paramètres

Paramètres de la relation stock-recrutement

On a modélisé la stochasticité comme une fonction de l'erreur de processus relative à la relation stock-recrutement, qui a été estimée à partir de données sur des saumons adultes et juvéniles présents dans les eaux américaines du Columbia (Yuen 2006), en amont du barrage Rock Island (Figure A1). Les données utilisées pour estimer l'erreur de processus et l'ajustement sont fondées sur les données du document de Yuen (2006) (Figure A3).

D'après l'ajustement et l'utilisation d'une solution analytique relative à la structure de l'erreur log-normale (Hilborn et Mangel 1997), on a estimé l'erreur de processus ($\sigma_\epsilon = 0,53$, Tableau A1) utilisée dans les simulations réalisées (figure A2). Le paramètre du recrutement des juvéniles indépendant de la densité (α) était aussi fondé sur ces données; il est associé à une estimation de 136 smolts par reproducteur (Figure A4). Les valeurs de Ricker (β) proviennent de l'approche du document de Parken *et al.* (2004⁴) visant à estimer globalement la taille de la population à l'équilibre, qui a été fixée à 2 400 individus.

⁴ Parken, C.K., R.E. McNicol et J.R. Irvine. 2004 *Habitat based methods to estimate escapement goals for Chinook Salmon stocks in British Columbia*. Document de travail du Comité d'examen de l'évaluation des stocks du Pacifique, Colombie-Britannique, Canada.

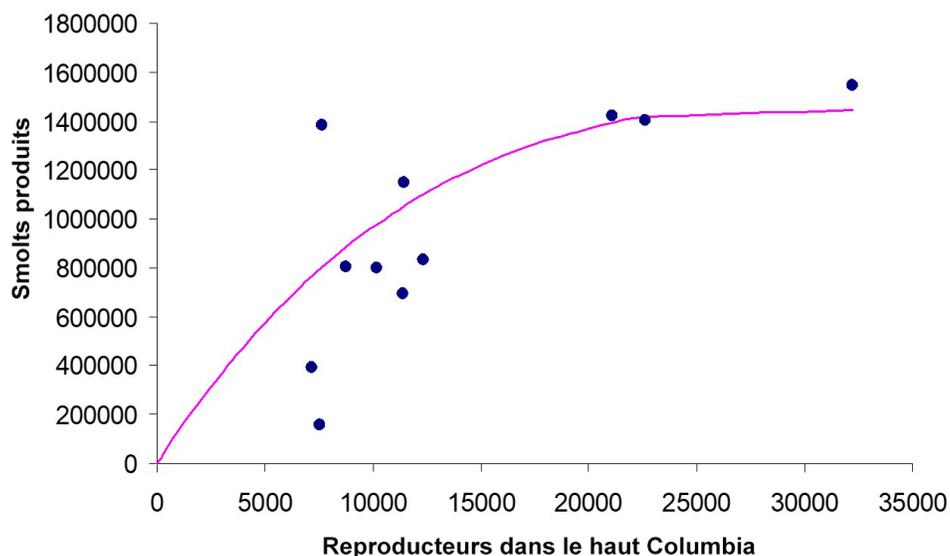


Figure A3. Estimation des smolts produits et du nombre de reproducteurs pour le saumon chinook d'été du haut Columbia, selon les données du document de Yuen (2006).

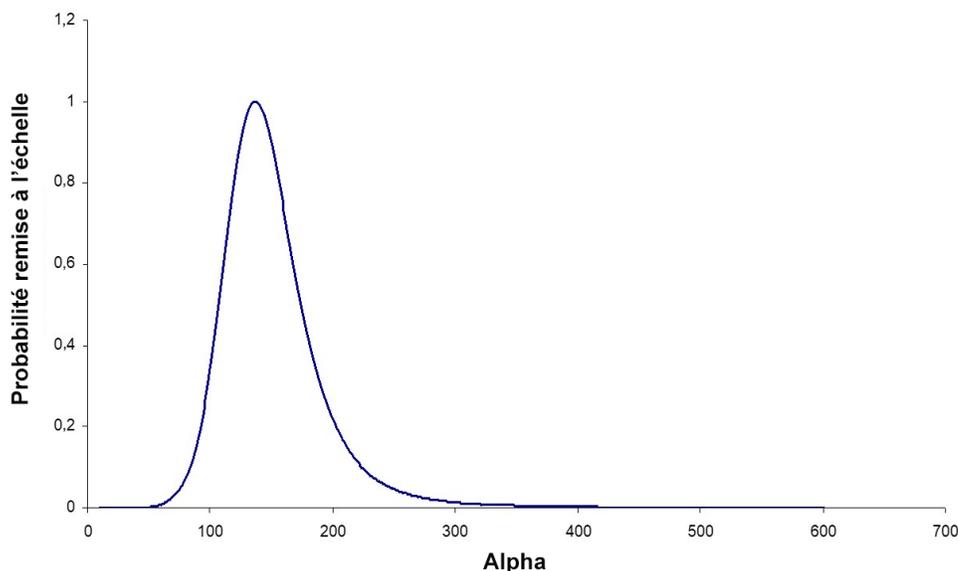


Figure A4. Incertitude liée au paramètre α , d'après un modèle ajusté selon les données de la Figure A3.

Paramètres de la mortalité liée aux barrages

La stochasticité est associée à la mortalité liée au franchissement de barrages pour les saumons juvéniles ($D_{juv.}$) et adultes (D_{adulte}). On a obtenu les paramètres relatifs à la mortalité des juvéniles à partir des données de saumons munis d'une étiquette PIT fournies par le [Fish Passage Center](#) [en anglais seulement].

Les méthodes visant à estimer la survie sont fondées sur la fonction entre un individu lâché et le premier site où il est détecté, et les détections de cet individu entre la série de barrages, d'après

la méthode de lâcher-recapture de Cormack-Jolly-Seber (CJS) qui est décrite dans le document de Burnham *et al.* 1987⁵. On a estimé divers scénarios représentant la survie jusqu'au barrage McNary ainsi que la variance connexe (Figure A1) en présumant des taux de survie indépendants pour les différents barrages et sites, ce qui est plausible étant donné que les périodes de migration ne se chevauchent pas (Tableau A2, Figure A5).

On a obtenu des données sur la survie des adultes grâce au modèle du comité technique sur le saumon chinook (TC-Chinook Model; CTC 2016), dans lequel on utilise les valeurs de la mortalité entre les barrages fournies par le comité consultatif technique, soit l'équipe technique qui mène des activités d'évaluation du stock dans le fleuve Columbia relevant de l'affaire judiciaire *États-Unis c. Oregon* (Lee 1993). De façon générale, la survie des adultes entre les barrages a augmenté de façon linéaire au fil du temps, sur l'échelle logit (Figure A6). On a extrapolé la tendance estimée pour la période de simulation afin de prédire les taux de survie annuels, et les variations fondées sur l'erreur de prédiction. La Figure A5 comprend un exemple de la distribution des valeurs de la survie des adultes (moyenne de 0,94) utilisées dans la simulation. On s'est servi d'une transformation logit pour veiller à ce que les taux de survie des adultes soient limités à une valeur maximale de 1 (c.-à-d., taux de survie de 100 %), ce qui change la forme de la distribution à proximité de la limite (Figure A5; graphique de droite).

⁵ Cette méthodologie sert à estimer les taux de survie à proximité des différents barrages hydroélectriques et entre ceux-ci, dans les parties du système où les étiquettes PIT peuvent être détectées, et à estimer l'efficacité de la collecte de données à proximité de ces barrages. La méthode CJS est fondée sur la théorie de marquage-lâcher-recapture, selon laquelle l'historique de détection d'un nombre connu d'individus marqués qui sont relâchés à proximité d'un barrage donné sert à estimer le nombre d'individus ayant survécu au franchissement de ce barrage, mais qui n'ont pas été détectés. On a utilisé le logiciel MARK (White et Burnham 1999) pour estimer les taux de survie; plus précisément, on s'est servi de la matrice de conception « identity » et de la fonction de liaison « identity ». Ce logiciel génère des estimations de la survie entre les canaux de fuite de chaque site de détection. Pour générer les estimations du taux de survie dans un grand tronçon où on retrouve divers barrages, il faut calculer le produit d'une série d'estimations relatives à des petits tronçons. La variance relative à l'estimation du grand tronçon est calculée au moyen de formules de propagation d'erreur dans les produits d'estimations non indépendantes (Meyer 1975). On a obtenu des estimations de la survie dans le grand tronçon étudié et les intervalles de confiance à 95 % connexe, pour chaque espèce, chaque emplacement des lâchers et chaque période d'intérêt.

Tableau A2. Survie des juvéniles en dévalaison (D_{juv}), d'après les données provenant d'individus munis d'une étiquette PIT détectés entre les barrages Rock Island et McNary (Sheer 2018).

Année d'éclosion	Dévalaison	Survie jusqu'au barrage McNary (D_{juv})	Survie jusqu'à l'âge 2	Survie initiale dans l'océan ($\Phi_{océan}$)
1996	1997	0,250	0,011	0,043
1997	1998	0,290	0,043	0,147
1998	1999	0,370	0,045	0,122
1999	2000	0,210	0,011	0,055
2000	2001	0,210	0,037	0,176
2001	2002	0,450	0,022	0,049
2002	2003	0,460	0,018	0,04
2003	2004	0,250	0,010	0,041
2004	2005	0,340	0,019	0,057
2005	2006	0,380	0,018	0,047
2006	2007	0,260	0,035	0,134
2007	2008	0,370	0,011	0,03
2008	2009	0,280	0,023	0,08
2009	2010	0,320	0,026	0,083
2010	2011	0,530	0,012	0,022
2011	2012	0,250	0,054	0,221
	Moyenne	0,326	0,025	0,08
	ET	0,095	0,014	0,06

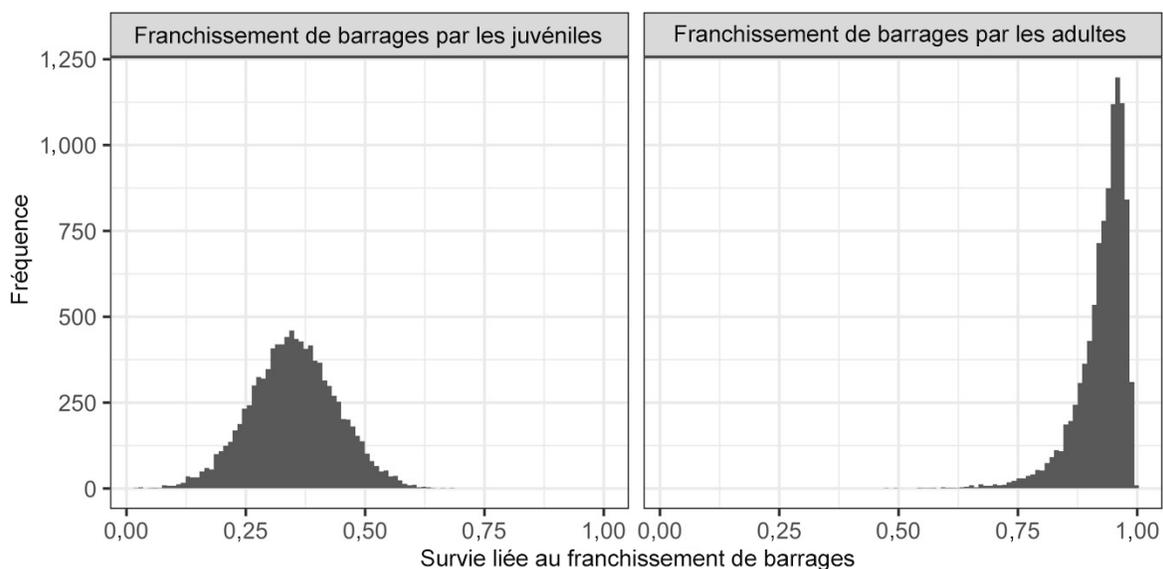


Figure A5. Taux de survie lors de la dévalaison (franchissement des barrages par les juvéniles), entre les barrages Rock Island et McNary, et lors de la montaison (franchissement des barrages par les adultes), entre les barrages McNary et Rock Island, qui ont été utilisés dans les simulations.

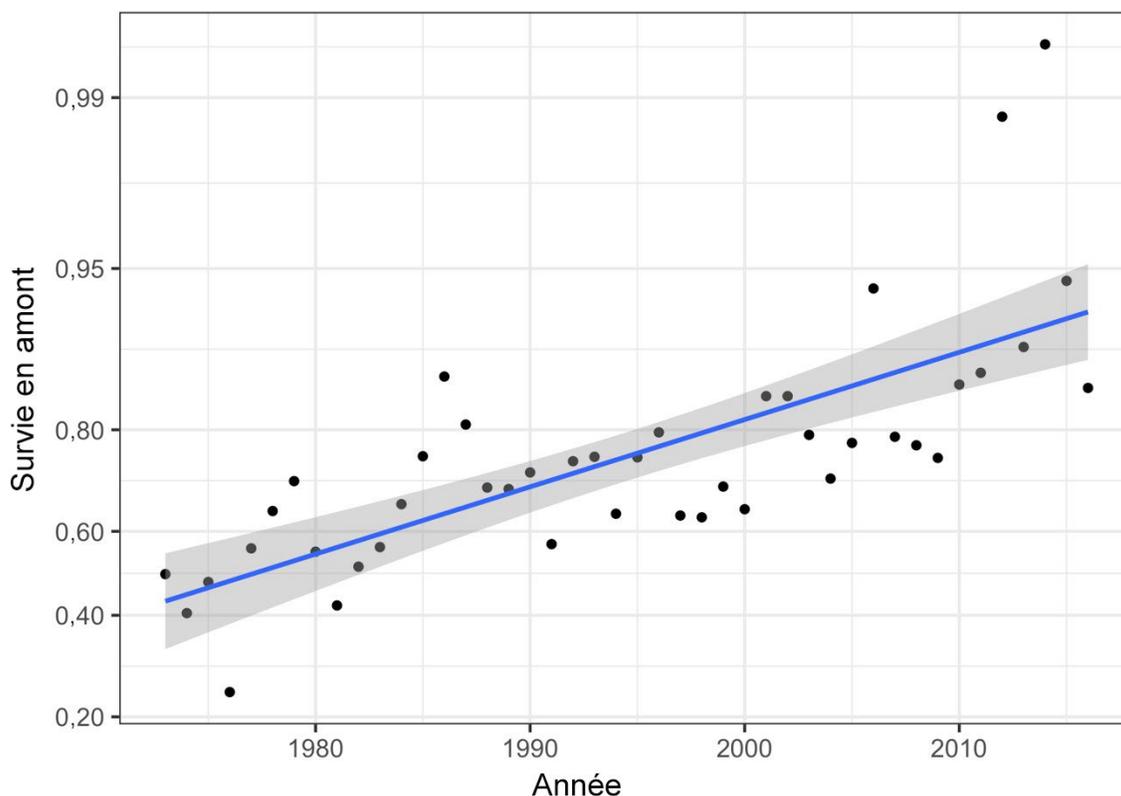


Figure A6. Estimations annuelles du taux de survie des adultes entre les barrages McNary et Rock Island, selon une tendance logit-linéaire. La portion ombragée représente l'intervalle de confiance de 95 %.

Paramètres déterministes

Survie initiale dans l'océan

D'après les données d'individus munis d'une micromarque magnétisée codée qui ont été utilisées par le comité technique sur le saumon chinook dans l'analyse des taux d'exploitation, il est possible d'estimer la survie jusqu'à l'arrivée dans l'océan des individus marqués provenant de l'écloserie du barrage Wells et de l'écloserie Similkameen (CTC 2016). Toutefois, il est aussi possible d'estimer la survie des individus jusqu'au barrage Bonneville, d'après les données relatives aux étiquettes PIT (Tableau A2). En utilisant ces données, on a estimé la survie initiale dans l'océan comme le rapport moyen entre la survie du moment où les smolts sont lâchés jusqu'à l'âge 2 (d'après les données liées aux micromarques magnétisées codées) et la survie associée au franchissement des barrages :

$$\hat{\phi}_{\text{océan}} = \sum_{y=1}^Y \frac{C\widehat{W}T\widehat{O}C_y}{\widehat{D}_{\text{juv.},y}} / Y \quad (7)$$

Dans l'équation, $C\widehat{W}T\widehat{O}C_y$ représente la survie annuelle jusqu'à l'entrée dans l'océan (d'après les données liées aux micromarques magnétisées codées), $\widehat{D}_{\text{juv.},y}$ correspond à la survie annuelle associée au franchissement des barrages et Y représente le nombre total d'années disponibles.

Taux d'exploitation

On a également déterminé les taux d'exploitation à partir des données liées aux individus munis d'une micromarque magnétisée codée (CTC 2016). Puis, on a calculé la moyenne de ces taux au cours des dix dernières années (2001 à 2011) pour les activités de pêche en milieu d'eau douce et en milieu marin, et on a obtenu $TE_{\text{océan}} = 28 \%$ et $TE_{\text{fluvial}} = 44 \%$, respectivement (Tableau A3).

Tableau A3. Taux d'exploitation (TE) en milieu marin et en milieu d'eau douce, d'après les données provenant de saumons chinooks d'été munis d'une micromarque magnétisée codée (fournies par le groupe de travail d'analyse du comité technique sur le saumon chinook).

Année d'éclosion	TE milieu marin : prises déclarées	TE milieu marin : mortalité totale	TE eau douce : prises déclarées	TE en eau douce : mortalité totale	TOTAL TE : prises déclarées	TOTAL TE : mortalité totale
1975	58 %	68 %	0 %	0 %	58 %	68 %
1976	49 %	56 %	6 %	6 %	52 %	59 %
1977	49 %	57 %	5 %	5 %	51 %	59 %
1983	44 %	52 %	28 %	28 %	58 %	65 %
1984	37 %	44 %	18 %	18 %	47 %	55 %
1985	39 %	47 %	27 %	28 %	54 %	62 %
1986	47 %	56 %	6 %	6 %	49 %	59 %
1987	30 %	35 %	9 %	9 %	36 %	41 %
1988	44 %	54 %	6 %	6 %	46 %	57 %
1989	35 %	43 %	15 %	15 %	44 %	52 %
1990	24 %	29 %	0 %	0 %	24 %	29 %
1991	65 %	73 %	0 %	0 %	65 %	73 %
1992	15 %	19 %	1 %	2 %	16 %	21 %
1993	14 %	17 %	2 %	2 %	15 %	19 %
1994	16 %	21 %	0 %	0 %	16 %	21 %
1995	30 %	35 %	6 %	6 %	34 %	39 %
1996	35 %	41 %	2 %	2 %	36 %	42 %
1997	56 %	64 %	11 %	11 %	60 %	68 %
1998	65 %	74 %	23 %	24 %	71 %	80 %
1999	54 %	62 %	48 %	50 %	72 %	81 %
2000	40 %	46 %	35 %	36 %	59 %	65 %
2001	37 %	42 %	34 %	35 %	57 %	62 %
2002	30 %	34 %	41 %	42 %	57 %	62 %
2003	30 %	36 %	42 %	44 %	57 %	64 %
2004	20 %	25 %	36 %	36 %	47 %	52 %
2005	25 %	30 %	40 %	40 %	53 %	58 %
2006	23 %	26 %	41 %	42 %	53 %	57 %
2007	28 %	34 %	52 %	53 %	63 %	69 %
2008	34 %	40 %	49 %	50 %	63 %	70 %

Année d'éclosion	TE milieu marin : prises déclarées	TE milieu marin : mortalité totale	TE eau douce : prises déclarées	TE en eau douce : mortalité totale	TOTAL TE : prises déclarées	TOTAL TE : mortalité totale
2009	28 %	32 %	51 %	52 %	62 %	67 %
2010	24 %	28 %	44 %	45 %	56 %	60 %
2011	30 %	35 %	51 %	52 %	64 %	69 %
Moyenne (2001 à 2011)	28 %	33 %	44 %	44 %	57 %	63 %
Moyenne (1991 à 2000)	39 %	45 %	13 %	13 %	44 %	51 %
Moyenne totale	36 %	42 %	23 %	23 %	50 %	56 %

Maturation et survie

Les taux de maturation et de survie sont fondés sur des estimations relatives à tous les saumons chinooks étudiés dans le cadre de l'analyse des taux d'exploitation et de l'ajustement du modèle réalisé par le comité technique (CTC 2005). Ces taux sont présentés dans le Tableau A1.

Résultats des simulations

Après avoir exécuté la simulation pour la période d'initialisation de six ans, on a évalué la probabilité liée à l'atteinte de la cible de rétablissement en 12 ans (c.-à-d., trois générations) et en 30 ans, ainsi que les trajectoires de la population selon divers scénarios (tableau 12). Selon les conditions actuelles, il est très improbable que la cible de rétablissement puisse être atteinte à court ou à long terme. On a aussi prédit un déclin de la population au cours des deux intervalles évalués. Sans l'égarément d'individus provenant de populations du haut Columbia situées à proximité (phénomène dont on n'a pas tenu compte dans l'analyse de la viabilité de la population), on a prédit que la population compterait très peu de reproducteurs (Figure A7a) et s'effondrerait d'ici 2050 (Figure A8a). Ceci indique que si la population persistait sans intervention, ce serait probablement dû à l'égarément d'individus provenant de telles populations. Pour que la cible de rétablissement puisse être atteinte, il faudra prendre des mesures de gestion.

On a envisagé un certain nombre de mesures de gestion différentes, y compris l'amélioration de l'habitat d'eau douce, les programmes d'ensemencement, ainsi que des scénarios supplémentaires évaluant d'autres options de gestion, notamment la combinaison d'approches. En raison du manque de renseignements sur les améliorations de l'habitat d'eau douce des juvéniles, on a étudié les effets de celles-ci en leur associant des valeurs de référence correspondant à des baisses de la mortalité des juvéniles de 10 à 50 %. Aucune de ces valeurs n'a entraîné des hausses notables du nombre de reproducteurs (Figure A7a), et les projections de la population d'adultes montrent une tendance d'effondrement semblable aux conditions de référence (Figure A8a). Aucun de ces scénarios n'a entraîné l'atteinte de la cible de rétablissement à court ou à long terme (tableau 12).

L'ampleur des programmes d'ensemencement varie de 50 000 à 500 000 smolts lâchés par année (Figure A7b et Figure A8b). On a présumé que la valeur adaptative des smolts était la même que celle des individus sauvages. Seuls les programmes d'ensemencement de grande ampleur (p. ex., lâcher de 250 000 à 500 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages par année) semblaient permettre l'atteinte de la cible de rétablissement à

court terme ou à long terme (probabilité élevée) (tableau 12). Il serait improbable que les programmes d'ensemencement d'ampleur moyenne (c.-à-d., lâcher de 150 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages par année) permettent l'atteinte de la cible de rétablissement à court terme, mais il est probable qu'ils permettent l'atteinte de cette cible à long terme. Ceci indique qu'on pourrait lancer un tel programme si on le combinait à d'autres mesures de gestion.

On a considéré certaines combinaisons de scénarios de gestion (Figure A7c et Figure A8c), ainsi que l'arrêt de la pêche et l'amélioration de la productivité naturelle. La combinaison d'un programme d'ensemencement d'ampleur moyenne à des mesures d'amélioration de l'habitat (c.-à-d., scénario « 150 000 individus d'écloserie + diminution de la mortalité de 30 % ») ou à l'arrêt de la mortalité par pêche (c.-à-d., scénario « 150 000 individus d'écloserie + arrêt de la pêche ») a produit un nombre de reproducteurs (Figure A7c) et un nombre d'adultes (Figure A8c) comparables aux résultats d'un programme d'ensemencement de grande ampleur (p. ex., 250 000 individus d'écloserie). Pour ces deux combinaisons, l'atteinte de la cible de rétablissement serait très probable (tableau 12). Il serait très improbable que les améliorations de la productivité (c.-à-d., productivité naturelle doublée) permettent l'atteinte de la cible de rétablissement à court ou à long terme (c.-à-d., le scénario « Productivité doublée »; tableau 12). Un arrêt complet des activités de pêche (c.-à-d., scénario « Arrêt de la pêche »; Figure A7c et Figure A8c) pourrait ne pas permettre l'atteinte de la cible de rétablissement à court terme, mais il serait très probable que cette mesure entraîne l'atteinte de cette cible à long terme (tableau 12). Finalement, on a prédit que la combinaison des mesures d'amélioration de l'habitat à l'élimination complète de la mortalité par pêche (c.-à-d., scénario « Arrêt de la pêche + diminution de la mortalité de 30 % ») permettrait l'atteinte de la cible de rétablissement à court terme (tableau 12), mais la taille de la population prédite était très petite (c.-à-d., Figure A8c), ce qui pourrait augmenter le risque de disparition si les individus égarés ne contribuaient pas au rétablissement de la population.

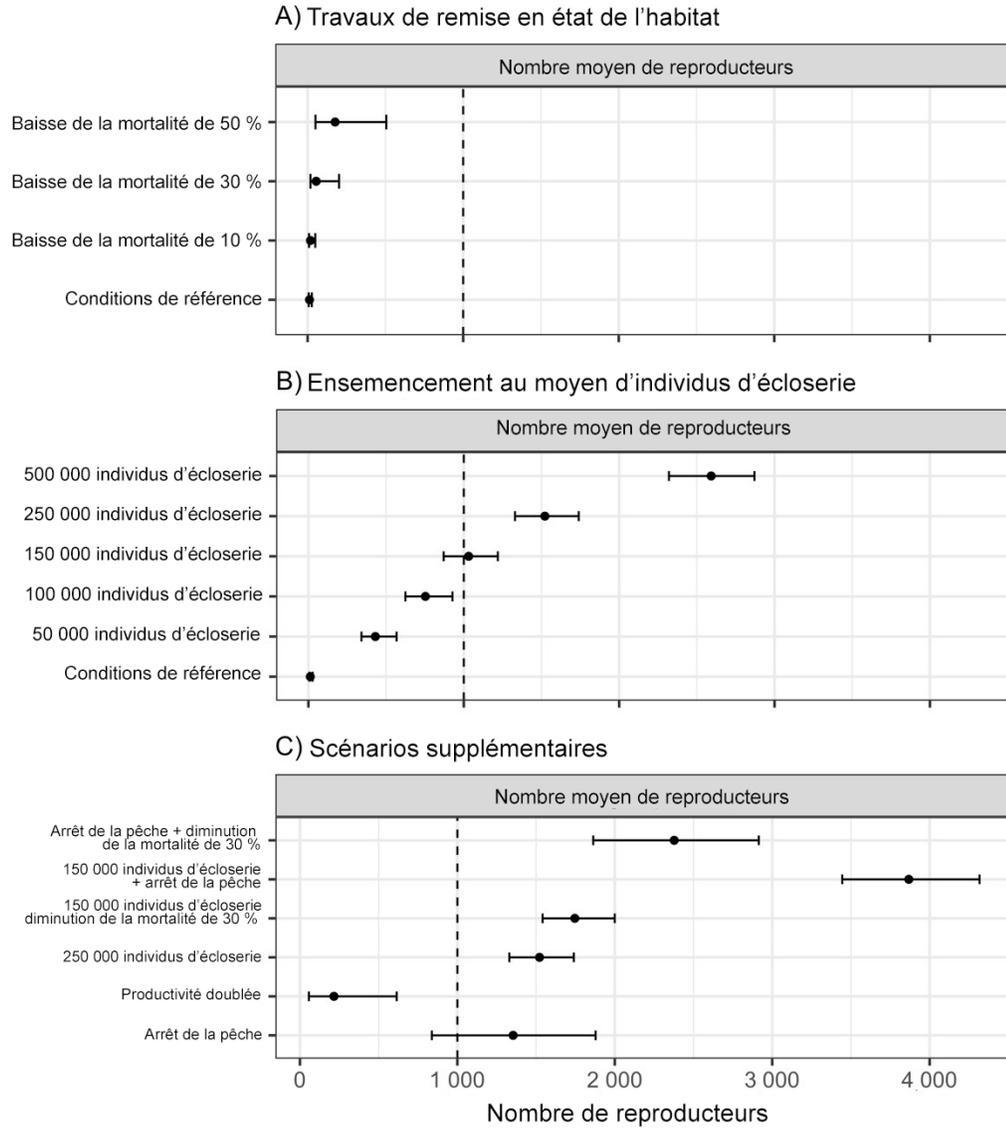


Figure A7. Nombre moyen de reproducteurs prédit dans le cadre de l'analyse de la viabilité de la population, selon les scénarios suivants : A) remise en état de l'habitat; B) ensemencement au moyen d'individus d'écloserie; C) combinaison de différents scénarios. Les lignes verticales tiretées indiquent la cible de rétablissement de 1 000 reproducteurs, les cercles pleins représentent le 50^e centile et les barres d'erreur représentent les centiles 1 à 99 des projections de la population.

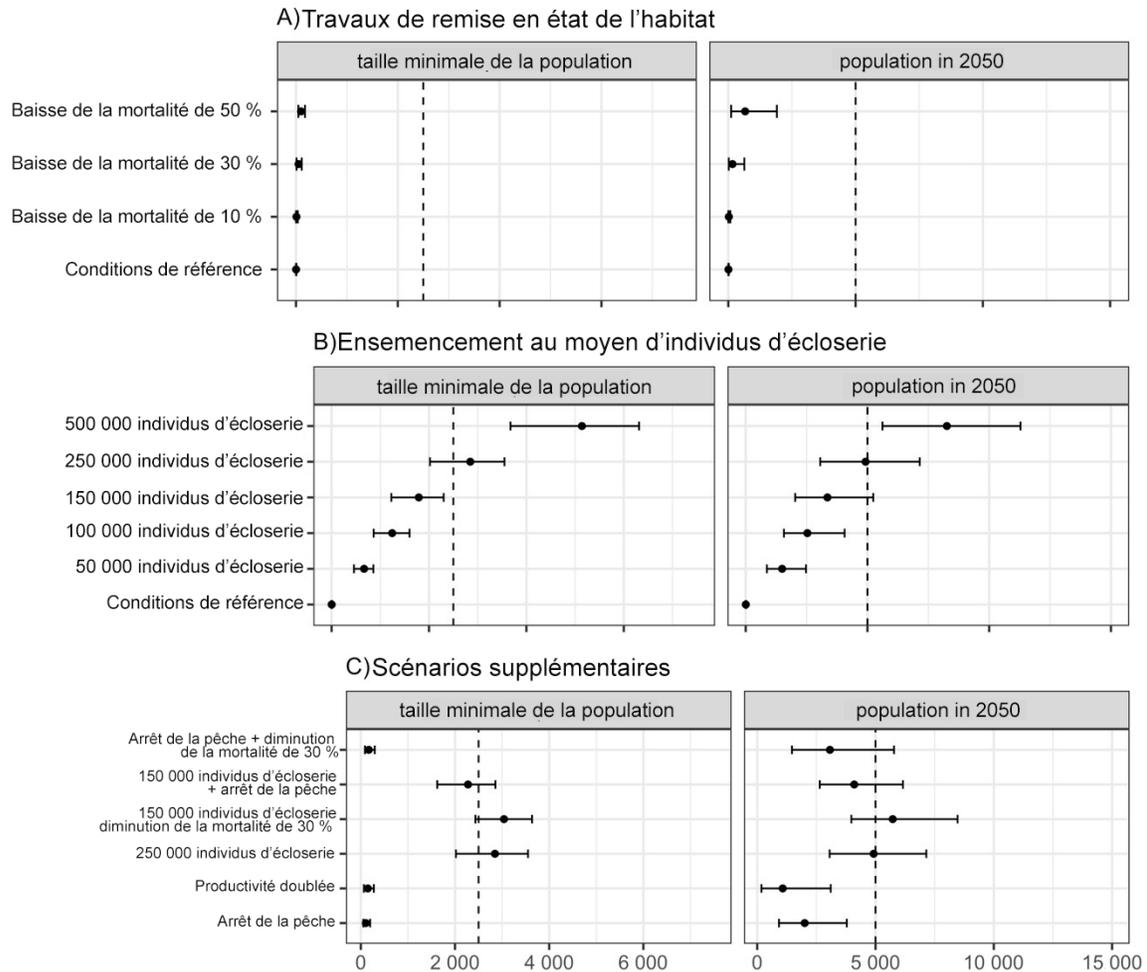


Figure A8. Taille de la population d'adultes prédite dans le cadre de l'analyse de la viabilité de la population, selon les scénarios suivants : A) remise en état de l'habitat; B) ensemencement au moyen d'individus d'écloserie; C) combinaison de différents scénarios. Les cercles pleins représentent le 50^e centile et les barres d'erreur représentent les centiles 1 à 99 des projections de la population.

DISCUSSION

Les simulations prospectives démontrent que selon les conditions actuelles, il est improbable que le saumon chinook d'été de la partie canadienne de la rivière Okanagan atteigne la cible de rétablissement. Selon les analyses réalisées, il est très improbable que des hausses naturelles de la productivité de la population permettent l'atteinte de la cible de rétablissement. De plus, même un arrêt de la pêche ne pourrait pas entraîner l'atteinte de cette cible à court terme (c.-à-d., trois générations) sans la prise d'autres mesures comme un programme d'ensemencement ou un programme exhaustif visant à améliorer l'habitat d'eau douce des juvéniles. Même si l'arrêt de la pêche permettait l'atteinte de la cible à long terme (c.-à-d., 30 ans), ce scénario était quand même associé à une faible abondance d'adultes pendant certaines années; il est donc associé à un risque de disparition plus élevé que d'autres scénarios s'il n'y a aucun égarement d'individus provenant de populations à proximité. Si ces mesures de gestion n'étaient pas réalisables, il faudrait mettre en place un important programme d'ensemencement (c.-à-d., plus de 250 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus d'écloserie chaque année) pour que la cible de rétablissement

puisse être atteinte. S'il s'avère que la valeur adaptative des smolts d'écloserie est inférieure à celle des individus sauvages, on devra ajuster le nombre de smolts lâchés pour compenser toute différence.

Ces résultats sont semblables aux conclusions relatives aux populations de saumons arc-en-ciel et de saumons chinooks de la rivière Snake présentées dans les documents de Schaller *et. al.* (1999), de Petrosky *et. al.* (2001), et de Yuen et Sharma (2005). Ce n'est pas surprenant, sachant que les individus du cours supérieur de la rivière Okanagan sont touchés de façon semblable par les obstacles que représentent les barrages. En effet, les juvéniles et les adultes de la population de la rivière Okanagan doivent franchir neuf barrages, tandis que ceux des populations de la rivière Snake doivent en franchir huit. Même si la survie des juvéniles associée au franchissement de chaque barrage hydroélectrique était de 90 %, la survie globale jusqu'au barrage Bonneville (le barrage le plus en aval du fleuve Columbia) diminuerait jusqu'à seulement 39 %, en raison de l'incidence cumulative des neuf barrages. Il s'agit d'un résultat semblable à celui de notre analyse, qui indique que le taux de survie du barrage Rock Island jusqu'au barrage McNary était de 33 %, d'après les données liées aux étiquettes PIT (Tableau A2). Dans les faits, le taux de survie observé de 33 % se traduit par un taux de survie de 88 % à chacun des neuf barrages.

La survie initiale des juvéniles dans l'océan était aussi associée à un taux de mortalité considérable, mais dans la présente étude, on a observé certaines des meilleures valeurs de la survie dans l'océan des dernières années (p. ex., la survie de la classe d'âge de 1998 a quadruplé au cours de la dernière décennie, mais celle de la classe d'âge de 1999 correspondait environ à la moitié de celle de 1998, d'après les données des individus munis d'une micromarque magnétisée codée). Il est improbable que les valeurs de ce paramètre augmentent davantage à l'avenir, donc on n'a pas envisagé de scénario supplémentaire présentant une amélioration de la survie initiale dans l'océan.

Étant donné qu'il est improbable que la survie des juvéniles lors du franchissement des barrages hydroélectriques s'améliore et que les taux d'exploitation en milieu marin diminuent (avant 2002, il n'y avait pas d'activité de pêche ciblant le saumon chinook d'été en milieu fluvial), il semble improbable que la population naturelle puisse atteindre la cible de rétablissement sans une intervention intense en matière de gestion. Une solution, qui a été modélisée dans la présente analyse, serait d'avoir recours à la production en écloserie, qui a été envisagée de façon individuelle et combinée à d'autres mesures de gestion. Toutefois, pour que les cibles d'échappée naturelle puissent être atteintes, la production en écloserie devrait être de l'ordre de 250 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages chaque année, ce qui dépasse largement la production qui pourrait être soutenue par la capture et l'utilisation de saumons adultes d'origine naturelle pour le stock de reproducteurs. Ainsi, pour mettre en œuvre un programme d'ensemencement (c.-à-d., fondé sur un stock de reproducteurs locaux d'origine naturelle), il faudrait des centaines d'années d'efforts selon le scénario des conditions de référence. Sans l'égarement d'individus provenant des populations à proximité, un tel programme serait associé à des risques importants concernant la disparition de la population naturelle (p. ex., le temps requis pour que les objectifs de production soient atteints pourrait dépasser le temps estimé restant avant la disparition de la population). Ce programme pourrait également être compromis à long terme par la présence possible de consanguinité ou de perte de diversité génétique, ce qui pourrait découler de goulets d'étranglement dans la population naturelle. Une solution de rechange serait l'utilisation d'adultes de la partie américaine de la rivière Okanagan pour former le stock de reproducteurs. Cette solution permettrait de réduire la période requise pour que les objectifs de production puissent être atteints, mais pourrait compromettre la composition génétique potentiellement

unique des saumons chinooks d'été qui résident dans la partie canadienne de la rivière Okanagan (COSEPAC 2006).

Les deux types de programmes d'ensemencement seraient aussi associés à l'incertitude concernant les répercussions à long terme de la production en écloserie sur la productivité des populations naturelles (p. ex., comme résumé dans le document de ISRP 2005). Néanmoins, on a démontré que la production en écloserie peut représenter un avantage important en matière de survie au début du cycle vital par rapport à la production naturelle, et que cet avantage peut se traduire par une hausse importante de l'abondance des adultes (Rinne *et al.* 1986; Johnson et Jensen 1991). De même, pour les populations en péril, les écloséries peuvent représenter un moyen de maintenir ou d'accroître la variation génétique (Hedrick *et al.* 1994) et pourraient contribuer au maintien de la diversité sur le plan du cycle vital (Franklin 1980), qui pourrait disparaître en l'absence d'intervention.

LIMITES

Compte tenu du manque de données concernant la population étudiée, l'analyse effectuée était fondée sur des paramètres provenant d'une population américaine de saumons chinooks d'été résidant à proximité. Même si cette population américaine représente la meilleure option à partir de laquelle la valeur de certains paramètres peut être calculée, on a quand même présumé que ces valeurs étaient représentatives de la population canadienne de saumons chinooks d'été de l'Okanagan, ce qui pourrait être erroné. En outre, Yuen (2006) indique que certaines des données sur les juvéniles utilisées nécessitaient des facteurs d'expansion, ce qui pourrait avoir biaisé les résultats de l'étude de façon positive. Ainsi, les estimations de la productivité calculées qu'on a utilisées dans le présent document pourraient aussi être associées à un biais positif. Quoi qu'il en soit, même si l'estimation de la productivité utilisée dans ce document (136 smolts par reproducteur) est associée à un biais positif, l'analyse indique qu'il est très improbable que la population atteigne la cible de rétablissement, même si cette valeur était doublée. Par conséquent, si la productivité réelle était plus faible, il serait improbable que les conclusions globales changent. Il en va de même pour la survie dans l'océan. Il est improbable que ce paramètre s'améliore par rapport aux conditions observées dans les années 1990 et au début des années 2000 (Peterson et Schwing 2003), qui découlaient des bonnes conditions océaniques et de l'abondance du krill nordique dans les eaux au large de l'embouchure du Columbia pendant ces années.

De plus, les données sur les stocks de la partie américaine de la rivière Okanagan qui ont été prélevées en milieux fluviaux indiquent que les saumons pourraient atteindre la maturité à un âge plus avancé (surtout aux âges 5 et 6). Elles indiquent aussi que l'utilisation des taux de maturation moyens des stocks indicateurs de saumons chinooks marqués qui proviennent du comité technique sur le saumon chinook (comme dans la présente analyse) pourrait produire un résultat plus optimiste. Si un calendrier de maturation plus tardif était utilisé, la remonte globale de reproducteurs serait probablement moins abondante que ce qu'indiquent les modélisations actuelles parce que les individus seraient susceptibles aux sources de mortalité naturelle et par pêche dans l'océan pendant une autre année avant leur montaison, lors de laquelle ils seraient susceptibles aux mêmes sources de mortalité liées au franchissement de barrages et à la pêche en milieux fluviaux. L'utilisation d'un tel calendrier diminuerait la probabilité globale que la cible de rétablissement soit atteinte.

Finalement, dans le modèle, on n'a pas directement tenu compte des taux d'individus égarés provenant de populations à proximité. Étant donné que les valeurs de l'abondance de reproducteurs sont demeurées faibles pendant les années précédant l'analyse, il est improbable que l'égarage contribue de façon importante à l'atteinte de la cible de rétablissement.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Nous avons utilisé une estimation de paramètres et une analyse de sensibilité, réalisées au moyen d'éléments stochastiques et déterministes, pour évaluer les trajectoires de la population selon les conditions de référence. Nous avons également étudié l'incidence possible de diverses solutions de rechange en matière de gestion. Il est improbable que la cible de rétablissement puisse être atteinte sans la mise en place d'un programme d'ensemencement, étant donné que même un arrêt complet des pêches était associé à une faible probabilité que la population puisse atteindre cette cible court terme. Compte tenu de l'incertitude associée à la possibilité d'améliorer considérablement la survie des adultes et des juvéniles lors du franchissement de barrages hydroélectriques, il semble que la production d'individus en éclosion sera essentielle à l'atteinte de la cible de rétablissement. L'ampleur de la production requise pour que les objectifs d'échappée puissent être atteints serait importante (environ 250 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages chaque année). Cette production serait associée à un éventail de risques qui n'ont pas été évalués dans le cadre de la présente évaluation. La combinaison d'un programme d'ensemencement d'ampleur plus faible (p. ex., 150 000 smolts ayant la même valeur adaptative que les individus sauvages chaque année) à d'autres mesures de gestion (p. ex., remise en état de l'habitat) est une autre option viable, qui pourrait être préférable si les gestionnaires souhaitent répartir les risques entre diverses initiatives.

ANNEXE A : RÉFÉRENCES

- Burnham, K.P., D.R. Anderson, G.C. White, C. Brownie, and K.H. Pollock. 1987. Design and analysis methods for fish survival experiments based on release-recapture. American Fisheries Society Monograph 5.
- Connell, J.H., and W.P. Sousa. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121(6):789-823.
- COSEWIC. 2006. Assessment and Status Report on the Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Okanagan population in Canada.
- CTC. 2002. Relating risk of management error to lower bounds for additional management actions. Report TCCHINOOK (2002)-2. Vancouver, BC.
- CTC. 2005. Joint Chinook Technical Committee Report - Annual exploitation rate analysis and model calibration. Report TCCHINOOK (05)-3. Vancouver, BC.
- CTC. 2016. Pacific Salmon Commission Joint Chinook Technical Committee annual report of catch and escapement for 2015. Report TCCHINOOK (16)-3. Vancouver, BC.
- Davis, C., H. Wright, T. Brown, B. Phillips, R. Sharma, and C. Parken. 2007. Scientific information in support of recovery potential analysis for Chinook Salmon Okanagan population, *Oncorhynchus tshawytscha*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/065. ix + 88.
- Ellner, S. P. and J. Fieberg. 2003. Using PVA for management despite uncertainty: effects of habitat, hatcheries, and harvest on salmon. *Ecology* 84:1359-1369.
- Emlen, J.M. 1995. Population viability of the Snake River Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 1442-1448.
- Fieberg J., and S.P. Ellner. 2000. When is it meaningful to estimate an extinction probability? *Ecology* 81: 2040-2047.

-
- Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pages 135-149 in M. E. Soule and B. A. Wilcox, editors. Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective. Sinauer Assoc., Sunderland, MA.
- Grant, S. C. H., B. L. MacDonald, T. E. Cone, C. A. Holt, A. Cass, E. J. Porszt, J. M. B. Hume, and L. Pon. 2011. Evaluation of uncertainty in Fraser Sockeye (*Oncorhynchus nerka*) Wild Salmon Policy Status using abundance and trends in abundance metrics. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/087. viii + 183.
- Grimm, V. and C. Wissel. 1997. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia* 109: 323-334.
- Hedrick, P.W., D. Hedgecock, and S. Hamelberg. 1994. Effective population size in winter-run Chinook Salmon. *Conservation Biology* 9: 615-624.
- Hilborn, R and C. Walters 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty. Chapman and Hall, Inc.
- Hilborn, R and M. Mangel. 1997. The Ecological Detective. Princeton University Press.
- ISRP (Independent Scientific Review Panel). 2005. Monitoring and evaluation of supplementation projects. Northwest Power and Conservation Council.
- Johnson, J.E. and B.L. Jensen. 1991. Hatcheries for endangered freshwater fish. In W. L. Minckley and J. E. Deacon (eds), *Battle against extinction*, p. 199-217. University of Arizona Press, Tucson.
- Lawson, P.W., E.A. Logerwell, N.J. Mantua, R.C. Francis, and V.N. Agostini. 2004. Environmental factors influencing freshwater survival and smolt production in Pacific Northwest Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 360-373.
- Lee, K. 1993. *Compass and Gyroscope: Integrating science and politics for the environment*. Island Press.
- Logerwell, E.A., N. Mantua, P.W. Lawson, R.C. Francis, and V.N. Agostini. 2003. Tracking environmental processes in the coastal zone for understanding and predicting Oregon Coho (*Oncorhynchus kisutch*) marine survival. *Fisheries Oceanography* 12: 554-568.
- Mastrandrea, M.D., C.B. Field, T.F. Stocker, O. Edenhofer, K.L.Ebi, D.J. Frame, H. Held, E. Kriegler, K.J. Mach, P.R. Matschoss, G.K. Plattner, G.W. Yohe, and F.W. Zwier. 2010. Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Mueter, F., D. Ware, and R. Peterman. 2002. Spatial correlation patterns in coastal environmental variables and survival rates of salmon in the northeast Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography* 11: 205-218.
- Peterson, W.T. and F.B. Schwing. 2003. A new climate regime in northeast Pacific ecosystems. *Geophysical Research Letters* 30: 1896.
- Petrosky, C. H. Schaller, and P. Budy. 2001. Productivity and survival rate trends in the freshwater spawning and rearing stage of Snake River Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1196-1207.
- Ricker, W.E. 1975. *Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish populations*. Fisheries research Board of Canada, Bulletin No. 191.

-
- Rinne, J.N., J.E. Johnson, B.L. Jensen, A.W. Ruger, and R. Sorenson. 1986. The role of hatcheries in the management and recovery of threatened and endangered fishes. pp. 271-285 in Stroud, R.H (ed.). Fish Culture in Fisheries Management. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Schaller, H. C. Petrosky. and O. Langness. 1999. Contrasting patterns of productivity and survival rates for stream type Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations of the Snake and Columbia rivers. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56: 1031-1045.
- Scheer, G. 2018. [Memorandum re: 2017 Wells Hatchery Report](#). Accessed October 2019.
- Yuen, H. 2006. Alternative method of estimating Mid-Columbia Summer Chinook Escapement Goal using adult to smolt recruitment rates. Letter of Agreement Funding Report, NOAA, Seattle, WA.
- Yuen, H. and Sharma, R. 2005. Using simulation techniques to estimate management parameters on Snake River steelhead: Declines in productivity make rebuilding difficult. North American Journal of Fisheries Management 25: 446-463.