Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Saumon chinook

Oncorhynchus tshawytscha

Unités désignables du sud de la Colombie-Britannique
(Première partie – Unités désignables ayant fait l'objet d'un nombre très faible ou nul de lâchers d'écloseries ces 12 dernières années)

au Canada

Unité désignable 2 : population du bas Fraser, type océanique, automne – MENACÉE
Unité désignable 3 : population du bas Fraser, type fluvial, printemps – PRÉOCCUPANTE
Unité désignable 4 : population du bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt) – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 5 : population du bas Fraser, type fluvial, été – MENACÉE
Unité désignable 7 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 8 : population du moyen Fraser, type fluvial, automne – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 9 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr) – MENACÉE
Unité désignable 10 : population du moyen Fraser, type fluvial, été – MENACÉE
Unité désignable 11 : population du haut Fraser, type fluvial, printemps – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 12 : population de la Thompson Sud, type océanique, été – NON EN PÉRIL
Unité désignable 14 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2 – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 16 : population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 17 : population de la Thompson Nord, type fluvial, été – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 19 : population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps – EN VOIE DE DISPARITION
Unité désignable 27 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été – DONNÉES INSUFFISANTES
Unité désignable 28 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été – DONNÉES INSUFFISANTES
2018

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2018. Sous-Presse. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), unités désignables du sud de la Colombie Britannique (première partie – unités désignables ayant fait l'objet d'un nombre très faible ou nul de lâchers d'écloseries ces 12 dernières années), au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxxix + 302 p. (http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=24F7211B-1).

Note de production :
Le COSEPAC remercie Brian Ma et Cedar Morton, d'ESSA Technologies Ltd., et Diana Abraham, anciennement d'ESSA Technologies Ltd., d'avoir rédigé le rapport de situation sur le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), Unités désignables du sud de la Colombie-Britannique (Première partie), aux termes d'un marché conclu avec Environnement et Changement climatique Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Alan Sinclair et John Neilson, coprésidents du Sous-comité de spécialistes des poissons marins du COSEPAC. De nombreux membres du SCS ont apporté leur contribution en examinant ce long document et, ce faisant, ont permis de l'améliorer sensiblement. En particulier, Carrie Holt a joué un rôle de premier plan en rendant les données du MPO accessibles et en aidant à la réalisation d'analyses et à la formulation de recommandations ainsi qu'en contribuant à l'examen de ce document.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement et Changement climatique Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-938-4125
Téléc. : 819-938-3984
Courriel : ec.cosepac-cosewic.ec@canada.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title "COSEWIC assessment and status report on the Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha,* Designatable Units in Southern British Columbia (Part One – Designatable Units with no or low levels of artificial releases in the last 12 years), in Canada".

Illustration/photo de la couverture :
Saumon chinook – Illustration fournie par les rédacteurs.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018.
Nº de catalogue CW69-14/469-2019F-PDF
ISBN 978-0-660-31335-1

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 2 : population du bas Fraser, type océanique, automne

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Menacée

Justification de la désignation
Les lâchers d'individus d'écloserie de 1981 à 2004 compliquent le calcul des taux de déclin, mais l'on sait que l'abondance de cette remonte automnale de saumons chinooks du bas Fraser connaît une baisse régulière. Les données sur l'abondance pour toutes les années disponibles sont réputées le mieux représenter l'abondance naturelle des géniteurs. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, la récolte et la modification de l'écosystème de l'estuaire du bas Fraser sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « menacée » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 3 : population du bas Fraser, type fluvial, printemps

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans le bassin versant du bas Fraser a diminué au cours des trois dernières générations. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces continues. Si le nombre déjà faible d'individus matures devait diminuer encore plus, la population pourrait devenir menacée.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante» en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 4 : population du bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt)

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Pitt, dans le bassin versant du bas Fraser, a baissé, et elle est aujourd'hui à son plus bas. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces continues pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 5 : population du bas Fraser, type fluvial, été

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Menacée

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans les rivières Lillooet et Harrison, dans le bassin du bas Fraser, a diminué, et elle est maintenant faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « menacée » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 7 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans les bassins versants des rivières Nahatlatch et Anderson a diminué, et elle est maintenant très faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 8 : population du moyen Fraser, type fluvial, automne

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte automnale de saumons chinook frayant dans les bassins versants des rivières Seton et Anderson, le long du moyen Fraser, a diminué, et elle est maintenant très faible. Le déclin devrait se poursuivre. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 9 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Menacée

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans plusieurs affluents du moyen Fraser connaît une diminution. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, la récolte et la pollution causée par les activités minières sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « menacée » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 10 : population du moyen Fraser, type fluvial, été

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Menacée

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans plusieurs affluents du moyen Fraser connaît une diminution. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce est une menace pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « menacée » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 11 : population du haut Fraser, type fluvial, printemps

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans les rivières Salmon et Raush, dans le bassin du haut Fraser, connaît une diminution. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population. Les changements prévus des systèmes météorologiques du Pacifique Nord qui influent sur la disponibilité des eaux souterraines auront des répercussions sur les frayères et la survie hivernale.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 12 : population de la Thompson Sud, type océanique, été

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Non en péril

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks de la rivière Thompson Sud connaît une hausse régulière, et le plus récent indice de population est le deuxième en importance jamais enregistré.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « non en péril » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 14 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Sud a connu une diminution marquée, et elle est maintenant très faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 16 : population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Nord a connu une diminution marquée, et elle est maintenant faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population. Les changements prévus des systèmes météorologiques du Pacifique Nord qui influent sur la disponibilité des eaux souterraines auront des répercussions sur les frayères et la survie hivernale.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 17 : population de la Thompson Nord, type fluvial, été

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Nord connaît une diminution marquée. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 19 : population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
En voie de disparition

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks de la rivière Nanaimo est très faible depuis longtemps. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce est une menace pour cette population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 27 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Données insuffisantes

Justification de la désignation
Cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans le bassin versant glaciaire éloigné de la rivière Homathko, dans le sud de la partie continentale, n'a pas fait l'objet de relevés suffisants pour évaluer la situation de la population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « données insuffisantes » en novembre 2018.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2018

Nom commun
Saumon chinook – Unité désignable 28 : population du sud de la partie continentale, type fluvial, été

Nom scientifique
Oncorhynchus tshawytscha

Statut
Données insuffisantes

Justification de la désignation
Cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans le bassin versant glaciaire éloigné de la rivière Klinaklini, dans le sud de la partie continentale de la Colombie-Britannique, n'a pas fait l'objet de relevés suffisants pour évaluer la situation de la population.

Répartition au Canada
Colombie-Britannique, océan Pacifique

Historique du statut
Espèce désignée « données insuffisantes » en novembre 2018.

INTRODUCTION

Le COSEPAC a évalué le statut de 16 des 28 unités désignables du saumon chinook présentes dans le sud de la Colombie-Britannique en novembre 2018. Ces UD n'auraient reçu que des niveaux relativement bas de renforcement artificiel au cours des trois dernières générations, ou leur statut était considéré auparavant comme « données insuffisantes » par le ministère des Pêches et Océans. Les résultats de l'évaluation sont fournis dans le présent rapport. Les UD évaluées sont les suivantes :

Numéro et nom des UD

UD 2 : population du bas Fraser, type océanique, automne

UD 3 : population du bas Fraser, type fluvial, printemps

UD 4 : population du bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt)

UD 5 : population du bas Fraser, type fluvial, été

UD 7 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps

UD 8 : population du moyen Fraser, type fluvial, automne

UD 9 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

UD 10 : population du moyen Fraser, type fluvial, été

UD 11 : population du haut Fraser, type fluvial, printemps

UD 12 : population de la Thompson Sud, type océanique, été

UD 14 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2

UD 16 : population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps

UD 17 : population de la Thompson Nord, type fluvial, été

UD 19 : population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps

UD 27 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été

UD 28 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été

Les UD restantes (12) du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique comprennent celles ayant reçu des niveaux plus substantiels de renforcement artificiel au cours des 3 dernières générations. Le COSEPAC se réunira prochainement pour déterminer le statut de ces UD. La version finale du présent rapport (partie 1 et partie 2) sera préparée après cette réunion.

COSEPAC
Résumé

Saumon chinook
Oncorhynchus tshawytscha

Unités désignables du sud de la Colombie-Britannique
(Première partie – Unités désignables ayant fait l'objet d'un nombre très faible ou nul de lâchers d'écloseries ces 12 dernières années)

Description et importance de l'espèce sauvage

Le saumon chinook est le plus grand des saumons du Pacifique, et il se distingue par la présence de petites taches noires sur les lobes inférieurs de la nageoire caudale, une mâchoire inférieure pointue et des gencives noires. Au Canada, il constitue une importante source de nourriture pour d'autres poissons piscivores et pour certains mammifères terrestres et marins, et il est aussi une espèce cible pour les pêches récréatives et commerciales et une espèce très importante pour les Premières Nations et les Métis de la Colombie-Britannique en tant que symbole culturel et élément de leur mode de vie traditionnel axé sur la subsistance.

Répartition

Au Canada, le saumon chinook est présent dans les réseaux hydrographiques qui se déversent dans l'océan Pacifique (y compris le réseau de la rivière Okanagan), la mer de Béring (le réseau de la rivière Yukon) et l'océan Arctique. Aux fins du présent rapport de situation, les populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique ont été subdivisées en 28 unités désignables (UD) au moyen de méthodes fondées sur les lignes directrices du COSEPAC et les travaux de Pêches et Océans Canada pour définir les unités de conservation selon la Politique sur le saumon sauvage. Les UD désignées et acceptées pour cette évaluation représentent des groupes distincts de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique en fonction de la répartition géographique, de la variation du cycle vital et des données génétiques.

Habitat

La zone de fraye du saumon chinook s'étend depuis les zones subissant les effets des marées jusqu'à une distance de 3 000 kilomètres en amont, près des eaux d'amont des rivières. La réussite de l'incubation exige des débits stables fournissant un apport suffisant en oxygène, mais pas élevés au point de provoquer le mouvement du gravier ou l'affouillement du lit du cours d'eau. Pourvu que la condition d'un bon écoulement sous le lit de gravier soit satisfaite, la fraye du saumon chinook se déroule dans une large

fourchette de profondeurs d'eau, de vitesses du courant et de substrats. La plage de températures propices à la survie des œufs est de 0 à 15 °C.

La croissance du saumon chinook se déroule en eau douce et dans les estuaires et l'océan. En eau douce, l'abondance des juvéniles est généralement plus élevée dans les eaux peu profondes où la vitesse du courant est faible et les particules de substrat sont de petite taille. Des températures de l'eau de 10 à 14 °C créent des conditions propices à la croissance. Les estuaires côtiers offrent une zone de transition permettant aux saumons chinooks de s'acclimater lors de leur passage de l'eau douce à l'eau salée. La végétation du littoral offre, quant à elle, un refuge important contre les prédateurs ainsi qu'un milieu productif aux insectes et au plancton, deux éléments majeurs du régime alimentaire des saumons chinooks juvéniles.

Les saumons chinooks subissent des effets négatifs découlant de nombreux facteurs dans leur habitat d'eau douce, notamment des prélèvements d'eau, de la construction de barrages (pour la production d'électricité ou la déviation de cours d'eau), qui limitent le passage des poissons ou qui entraînent ou blessent les poissons migrateurs, ainsi que de la dégradation de l'habitat par les utilisations industrielle, agricole et urbaine. La survie des saumons est aussi liée aux conditions du milieu marin. Les impacts naturels et anthropiques sur les processus écologiques marins, y compris les changements climatiques, contribuent aux changements des conditions océaniques qui affectent la croissance et la survie du saumon chinook.

Biologie

Le cycle vital général des saumons du Pacifique comprend l'incubation, l'éclosion, l'émergence et la croissance en eau douce, la migration vers l'océan et le début subséquent de la maturation ainsi que le retour en eau douce pour achever la maturation et frayer. Selon cette stratégie générale, le cycle vital du saumon chinook présente une variation prononcée en ce qui concerne l'âge à la dévalaison; le temps de séjour en eau douce et dans les estuaires et l'océan; la répartition océanique et les habitudes de migration vers l'océan; la période de montaison et l'âge auquel celle-ci est entreprise.

On parle généralement de deux formes comportementales ou types de cycle vital du saumon chinook : le type fluvial et le type océanique. Les saumons chinooks de type fluvial passeraient une ou plusieurs années sous la forme d'alevins ou de tacons en eau douce avant de migrer vers la mer, entreprendraient d'importantes migrations océaniques au large et retourneraient dans leur cours d'eau natal au printemps ou en été, plusieurs mois avant la fraye. Les saumons chinooks du type océanique migreraient vers la mer au cours de leur première année de vie, normalement dans les deux à cinq mois suivant leur émergence dans les frayères de gravier, passeraient la majeure partie de leur vie océanique dans les eaux côtières et retourneraient dans leur cours d'eau natal à l'automne, quelques jours ou semaines avant la fraye.

Dans les dernières décennies, il est devenu plus accepté de classer les stratégies du cycle vital du saumon chinook sur une échelle allant du type océanique au type fluvial. Des variations dans les formes comportementales du type océanique et du type fluvial ont été établies en fonction de l'origine géographique des poissons et des conditions résultantes auxquelles ils se sont adaptés. Les saumons chinooks de type océanique peuvent croître en eau douce pendant une période allant jusqu'à six mois après l'émergence, alors que les saumons chinooks de type fluvial ne restent parfois en eau douce que quelques semaines. Cette « plasticité » est cruciale pour la persistance du saumon chinook, car elle répartit les risques entre de nombreuses stratégies face aux conditions climatiques variables.

Le temps de séjour du saumon chinook en mer avant la montaison peut varier d'un à six ans, mais il varie de deux à quatre ans le plus souvent. Le pic de l'activité migratoire se produit en juin chez les populations des réseaux hydrographiques du nord et varie d'avril à septembre chez les populations plus au sud, selon la stratégie de migration. Le moment de la migration n'est pas toujours corrélé au moment de la fraye, car ce dernier exige que le saumon chinook ait accès aux frayères, ce qui peut à son tour dépendre de la période de crue printanière et du caractère convenable de la température dans les cours d'eau.

Le régime alimentaire du saumon chinook varie selon le stade vital. En eau douce, les saumons chinooks en croissance se nourrissent de crustacés, d'insectes aquatiques, d'aphidés, de fourmis, d'acariens et d'araignées. Dans les estuaires, des larves et nymphes de chironomidés, des larves de crabe, des copépodes et d'autres petits crustacés comptent parmi les proies. À mesure que les smolts grandissent, les petits poissons deviennent aussi un élément important du régime alimentaire. Dans les milieux près des côtes, le saumon chinook se nourrit principalement de poissons-fourrages, le reste du régime étant composé d'invertébrés comme des amphipodes pélagiques, des calmars, des crevettes, des euphausiacés et des larves de crabe. Les poissons-fourrages, en particulier le hareng, le lançon gourdeau et l'anchois du Pacifique, prédominent dans le régime alimentaire des saumons chinooks adultes.

Tout comme le régime alimentaire du saumon chinook, la prédation sur ce dernier varie aussi selon le stade vital. L'aiguillat commun, la sauvagesse du nord, l'omble à tête plate et la lamproie à queue noire sont des prédateurs des saumons chinooks juvéniles pendant les premiers stades de leur cycle vital en eaux douces et estuariennes. Les prédateurs aviaires sont aussi importants dans cette période (p. ex. les goélands et mouettes et les harles). Les épaulards résidents du sud dans la partie inférieure du détroit de Georgia ainsi que les épaulards résidents du nord ont un penchant pour les saumons chinooks adultes ($\geq$ 2 ans en mer). Le merlu du Pacifique, le maquereau blanc, les otaries, le phoque commun, le dauphin à flancs blancs du Pacifique et les cormorans sont aussi des prédateurs connus des saumons en milieu marin. Les loutres de rivière, les ours et les aigles chassent souvent les saumons chinooks adultes lorsque ces derniers reviennent en eau douce.

Taille et tendances des populations

Les données sur la taille et les tendances des populations sont présentées pour chaque UD séparément; elles portent notamment sur la zone d'occurrence et la zone d'occupation, les tendances en matière d'habitat, les activités et méthodes d'échantillonnage (pour l'abondance, la mise en valeur, les lâchers d'écloseries), les fluctuations et les tendances, les menaces et les facteurs limitatifs.

Menaces et facteurs limitatifs

Les menaces potentielles pesant sur le saumon chinook comprennent notamment la récolte, les changements dans les milieux d'eau douce et marin, les changements climatiques, les écloseries et les agents pathogènes et l'aquaculture.

Les répercussions de la récolte varient en fonction des régions géographiques, selon l'endroit où les pêcheurs interceptent les adultes et les individus immatures en croissance pendant leur séjour en mer, et en fonction du type de pêche (p. ex. la pêche à la traîne, la pêche au filet et la pêche récréative). Le total annuel de captures débarquées de saumons chinooks en Colombie-Britannique a considérablement diminué depuis le milieu des années 1970. Malgré la diminution de la récolte, au cours des trois dernières générations, de nombreuses zones ont connu des baisses de taux d'échappée de reproducteurs en raison des effets cumulatifs de la récolte et d'autres facteurs.

La plupart des saumons chinooks passent la majeure partie de leur vie en milieu marin, où ils sont exposés à un large éventail de facteurs limitatifs. Une tendance à long terme au réchauffement des températures océaniques, combinée aux effets des cycles climatiques comme l'oscillation décennale du Pacifique, a eu des répercussions négatives sur la disponibilité des proies. Les changements climatiques menacent également les populations de saumons chinooks en eau douce en raison de la hausse des températures des cours d'eau, de la réduction de la taille des glaciers et de la modification des régimes de précipitations et d'accumulation de neige, tous des facteurs jouant un rôle dans le régime d'écoulement des cours d'eau. De nombreuses populations de prédateurs ont également augmenté de façon spectaculaire depuis les années 1970 (surtout les pinnipèdes). Bien qu'il ne soit pas aussi affecté (stress) par les polluants des milieux marin et d'eau douce que le saumon chinook d'autres régions (p. ex. au lac Michigan), les effluents industriels, le ruissellement des eaux pluviales, les eaux usées et le ruissellement agricole sont tous des problèmes importants qui contribuent à faire de l'espèce un des poissons les plus chargés en toxines de la Colombie-Britannique.

L'effectif de plusieurs populations de saumons chinooks est augmenté (c.-à-d. que ces populations sont mises en valeur) par des lâchers d'écloseries, et il est démontré que la mise en valeur présente des risques pour les populations naturelles. Cependant, les effets de la mise en valeur varient d'une UD à l'autre, et ils sont mal compris en raison d'un manque de données.

Protection, statuts et classements

Avant la présente évaluation, seule l'UD du saumon chinook de l'Okanagan avait été évaluée afin de déterminer si une protection devait être accordée. Cette UD avait été désignée comme espèce en voie de disparition par le COSEPAC. L'UD de l'Okanagan est unique parce qu'il s'agit de la seule population de saumon chinook de la Colombie-Britannique qui provient du bassin versant du fleuve Columbia. Par conséquent, cette UD a été évaluée séparément et ne fait pas partie des 28 UD évaluées dans le présent rapport.

RÉSUMÉS TECHNIQUES

Oncorhynchus tshawytscha

Saumon chinook

Chinook Salmon

Répartition au Canada (toutes les UD dans ce rapport) : Colombie-Britannique, océan Pacifique

Unité désignable 2 : population du bas Fraser, type océanique, automne
Lower Fraser, Ocean, Fall population

Données démographiques

Durée d'une génération	3,8 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-57 %	p > 30 %; déclin de 85 %	p > 50 %; déclin de 63 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-17 %	p > 30 %; déclin de 9 %	p > 50 %; déclin de 0 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO)*	175 km^2		
Nombre d'individus matures	58 621		

Menaces

Un calculateur des menaces a été rempli. Les principales menaces étaient la récolte, les modifications de l'écosystème et les changements climatiques. On a calculé l'impact global des menaces comme étant élevé (B). Les taux d'exploitation ont été de 20-30 % au cours des 10 dernières années, et il se peut que ces taux soient plus élevés que le taux durable. L'UD a connu plusieurs années de faible productivité, et l'on ignore si le taux d'exploitation a été suffisamment bas pour qu'aucun impact ne se fasse sentir. Les modifications de l'écosystème sont aussi pertinentes parce qu'une grande partie du bas Fraser et de son estuaire sont significativement altérés, ce qui signifie une perte de marais intertidaux importants.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce menacée	Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2acd, mais a été désignée « menacée » A2acd, car la série chronologique plus longue indique un ralentissement du déclin.

Justification de la désignation

Les lâchers d'individus d'écloserie de 1981 à 2004 compliquent le calcul des taux de déclin, mais l'on sait que l'abondance de cette remonte automnale de saumons chinooks du bas Fraser connaît une baisse régulière. Les données sur l'abondance pour toutes les années disponibles sont réputées le mieux représenter l'abondance naturelle des géniteurs. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, la récolte et la modification de l'écosystème de l'estuaire du bas Fraser sont des menaces pour cette population.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2acd. Le taux de déclin au cours des trois dernières générations dû à la réduction de la qualité de l'habitat et à la récolte dépasse le seuil établi pour les critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2acd, mais l'utilisation du taux de déclin du nombre d'individus matures pour l'ensemble de la série chronologique est justifiée en raison de l'influence possible de la mise en valeur des stocks.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le critère de « localités » ne s'applique pas et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère, car le nombre d'individus matures dépasse le seuil.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère D1, car le nombre d'individus matures dépasse le seuil. Le critère de la catégorie « espèce menacée » D2 ne s'applique pas, car on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km².
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 3 : population du bas Fraser, type fluvial, printemps
Lower Fraser, Stream, Spring population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-16 %	p > 30 %; déclin de 38 %	p > 50 %; déclin de 20 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	21 %	p > 30 %; déclin de 0 %	p > 50 %; déclin de 0 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	105 km^2		
Nombre d'individus matures	526 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli. Les individus de ce stock migrent vers le nord, et la majorité des prises se font au large de l'Alaska.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce préoccupante	Sans objet

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans le bassin versant du bas Fraser a diminué au cours des trois dernières générations. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces continues. Si le nombre déjà faible d'individus matures devait diminuer encore plus, la population pourrait devenir menacée.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Ne correspond pas au critère. Bien que les deux estimations du taux de déclin des indices d'abondance soient différentes, les deux sont en deçà des seuils.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère, car le taux de déclin ne correspond pas aux seuils.

* Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas. On ne connaît pas le nombre total d'individus, mais il pourrait s'approcher du seuil fixé pour la catégorie « espèce menacée ». Le critère de la catégorie « espèce menacée » D2 ne s'applique pas, car on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km².
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 4 : population du bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt)
Lower Fraser, Stream, Summer (Upper Pitt) population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui.		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-73 %	p > 30 %; déclin de 98 %	p > 50 %; déclin de 92 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-73 %	p > 30 %; déclin de 98 %	p > 50 %; déclin de 92 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	191 km^2		
Nombre d'individus matures	71 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
En voie de disparition	A2bcd
Justification de la désignation L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Pitt, dans le bassin versant du bas Fraser, a baissé, et elle est aujourd'hui à son plus bas. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces continues pour cette population.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bcd, car l'indice des poissons matures a diminué de 73 % au cours des 3 dernières générations en raison de la baisse de la qualité de l'habitat et de la récolte.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère; la structure des sous-populations est inconnue et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

* Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Unité désignable 5 : population du bas Fraser, type fluvial, été
Lower Fraser, Stream, Summer population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-36 %	p > 30 %; déclin de 52 %	p > 50 %; déclin de 43 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-36 %	p > 30 %; déclin de 52 %	p > 50 %; déclin de 43 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	645 km^2		
Nombre d'individus matures	52 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce menacée	A2bcd
Justification de la désignation L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans les rivières Lillooet et Harrison, dans le bassin du bas Fraser, a diminué, et elle est maintenant faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce menacée » A2bcd, car l'indice des poissons matures a diminué de 36 % au cours des 3 dernières générations en raison de la baisse de la qualité de l'habitat et de la récolte.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Unité désignable 7 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps
Middle Fraser, Stream, Spring population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	S.O.		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	S.O.	S.O.	S.O.
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	S.O.	S.O.	S.O.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	103 km^2		
Nombre d'individus matures	65 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
En voie de disparition	D1
Justification de la désignation L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans les bassins versants des rivières Nahatlatch et Anderson a diminué, et elle est maintenant très faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère, car on ne connaît pas la structure des sous-populations et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » D1, car le nombre d'individus matures est inférieur à 250.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Unité désignable 8 : population du moyen Fraser, type fluvial, automne
Middle Fraser, Stream, Fall population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-67 %	p > 30 %; déclin de 90 %	p > 50 %; déclin de 77 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-67 %	p > 30 %; déclin de 90 %	p > 50 %; déclin de 77 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	63 km^2		
Nombre d'individus matures	59 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
En voie de disparition	A2bcd; C2a(i,ii), D1.
Justification de la désignation L'abondance de cette remonte automnale de saumons chinook frayant dans les bassins versants des rivières Seton et Anderson, le long du moyen Fraser, a diminué, et elle est maintenant très faible. Le déclin devrait se poursuivre. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bcd, car l'indice des individus matures a diminué de 67 % au cours de 3 générations en raison de la baisse de la qualité de l'habitat et de la récolte.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » C2a(i,ii), car il y a un déclin continu de tous les individus d'une population.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition » D1, car le nombre d'individus matures est inférieur à 250.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 9 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)
Middle Fraser, Stream, Spring (MFR+GStr) population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-28 %	p > 30 %; déclin de 48 %	p > 50 %; déclin de 22 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-49 %	p > 30 %; déclin de 87 %	p > 50 %; déclin de 47 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	4 490 km^2		
Nombre d'individus matures	5 931 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Les menaces les plus importantes touchant spécifiquement cette UD découlent des modifications de l'écosystème. L'irrigation, l'endiguement et le creusement de fossés dans le bassin du bas Fraser contribuent à la perte de bras morts et de milieux hors chenal. Ces pratiques sont de plus en plus répandues en amont le long du fleuve Fraser (une perte de l'habitat de croissance et d'hivernage est aussi en train de se produire, étant donné le passage d'une utilisation des terres à des fins agricoles à une utilisation des terres à des fins résidentielles et commerciales). Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « élevé-moyen » (B/C) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. Le niveau d'activité des feux de végétation en 2017 et en 2018 a créé d'importants problèmes liés à l'habitat pour cette UD.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce menacée	A2bcde

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans plusieurs affluents du moyen Fraser connaît une diminution. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, la récolte et la pollution causée par les activités minières sont des menaces pour cette population.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce menacée » A2bcde, car l'indice des poissons matures a diminué de 49 % au cours de toute la série chronologique en raison de la baisse de la qualité de l'habitat, de la récolte et de la pollution.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère D1, car le nombre d'individus matures dépasse les seuils. Le critère de la catégorie « espèce menacée » D2 ne s'applique pas, car on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km².
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 10 : population du moyen Fraser, type fluvial, été
Middle Fraser, Stream, Summer population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-38 %	p > 30 %; déclin de 64 %	p > 50 %; déclin de 26 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-29 %	p > 30 %; déclin de 48 %	p > 50 %; déclin de 14 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	2 616 km²		
Nombre d'individus matures	15 598 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli. Cependant, si l'on se fie aux connaissances des spécialistes, il y a des activités d'exploitation minière en roche dure et d'exploitation de placers ainsi que du drainage minier acide et de la lixiviation de contaminants à plusieurs « localités » dans les rivières Quesnel et Cariboo. Le drainage minier acide pourrait avoir des conséquences dévastatrices à long terme sur la communauté aquatique et réduire la capacité productive de ces rivières. La catastrophe de la mine du mont Polley en 2014 s'est produite dans l'aire de cette UD. Une brèche dans le bassin de résidus de la mine de cuivre/d'or a provoqué le déversement de boues et d'eau contaminées dans le lac Polley. Le barrage Kenney, qui se trouve en dehors de la limite méridionale de l'aire de cette UD, pourrait avoir une incidence sur la température et les débits dans la rivière Nechako, ce qui changerait le moment de la migration des smolts de saumon chinook.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce menacée	A2bc

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans plusieurs affluents du moyen Fraser connaît une diminution. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce est une menace pour cette population.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce menacée » A2bc, car l'indice des poissons matures a diminué de 38 % au cours des 3 dernières générations en raison de la baisse de la qualité de l'habitat.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère. Le nombre d'individus matures dépasse de loin le seuil fixé pour la catégorie « espèce menacée ».
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère, car le nombre d'individus matures dépasse le seuil. Le critère de la catégorie « espèce menacée » ne s'applique pas, car l'on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km².
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 11 : population du haut Fraser, type fluvial, printemps
Upper Fraser, Stream, Spring population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-49 %	p > 30 %; déclin de 79 %	p > 50 %; déclin de 48 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-43 %	p > 30 %; déclin de 81 %	p > 50 %; déclin de 28 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	4 065 km²		
Nombre d'individus matures	13 786 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces a été rempli. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « élevé-moyen » (B/C) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. On a connu un succès limité en ce qui concerne le maintien du taux de prise cible de 30 % pour cette UD, le taux pour la plus récente année de ponte étant de 40 %.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
En voie de disparition	A2bcd+3c+4c

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans les rivières Salmon et Raush, dans le bassin du haut Fraser, connaît une diminution. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population. Les changements prévus des systèmes météorologiques du Pacifique Nord qui influent sur la disponibilité des eaux souterraines auront des répercussions sur les frayères et la survie hivernale.

Applicabilité des critères

* Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce menacée » A2bcd, car l'on estime que l'indice des individus matures a diminué de plus de 30 % au cours des 3 dernières générations et sur l'ensemble de la série chronologique. Un déclin futur supérieur à 30 % est prévu.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère. Le nombre d'individus matures dépasse de loin le seuil.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère. Le nombre d'individus matures dépasse de loin le seuil. Le critère de la catégorie « espèce menacée » D2 ne s'applique pas, car l'on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km².
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 12 : population de la Thompson Sud, type océanique, été
South Thompson, Ocean, Summer population

Données démographiques

Durée d'une génération	3,8 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Non		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	+26 %	p > 30 %; déclin de 7 %	p > 50 %; déclin de 2 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	+64 %	p > 30 %; déclin de 0 %	p > 50 %; déclin de 0 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	1 125 km^2		
Nombre d'individus matures	116 888 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli. Cependant, il y a eu d'importantes altérations de l'habitat dans l'aire de cette UD, notamment à cause du dragage et de l'élimination du gravier des frayères (rivière Thompson).

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Non en péril	Sans objet.

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks de la rivière Thompson Sud connaît une hausse régulière, et le plus récent indice de population est le deuxième en importance jamais enregistré.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Ne correspond pas au critère. Le nombre d'individus matures a augmenté au cours des trois dernières générations.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère; le nombre d'individus matures dépasse les seuils.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère. Le nombre d'individus matures dépasse les seuils. Le critère de la catégorie « espèce menacée » D2 ne s'applique pas, car l'on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km².

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 14 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2
South Thompson, Stream, Summer 1.2 population

Données démographiques

Durée d'une génération	3 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-47 %	p > 30 %; déclin de 59 %	p > 50 %; déclin de 48 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-76 %	p > 30 %; déclin de 98 %	p > 50 %; déclin de 92 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	70 km^2		
Nombre d'individus matures	138 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont recommandé d'utiliser le calculateur des menaces de l'UD 15 pour cette UD, la principale différence étant que les juvéniles de l'UD 14 demeurent en eau douce pendant un an et utilisent des cours d'eau de plus petite taille. Ces caractéristiques rendent les individus de cette UD plus vulnérables que ceux de l'UD 15 aux problèmes de gestion de l'eau et au développement accru. Dans les rivières Bessette et Duteau, par exemple, les saumons chinooks doivent composer avec des épisodes d'assèchement, le ruissellement agricole et l'augmentation des températures. L'agriculture est bien présente dans l'aire de cette UD, l'élevage de bétail ayant une incidence négative sur la quantité et la qualité des milieux riverains. Des barrages dans les eaux d'amont de ce bassin détournent l'eau de ce dernier et influent sur le débit annuel moyen et le débit minimal saisonnier. Compte tenu des ces éléments et des résultats obtenus pour l'UD 15, les participants ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « élevé-moyen » (B/C) à l'impact global des menaces pesant sur l'UD 14, ce qui sous-entend un taux de déclin de la population allant jusqu'à 70 % sur 3 générations.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce en voie de disparition	A2bcd

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Sud a connu une diminution marquée, et elle est maintenant très faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.

Applicabilité des critères

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bcd, car l'indice du nombre d'individus a diminué de 76 % sur l'ensemble de la série chronologique en raison de la baisse de la qualité de l'habitat et de la récolte. Il convient d'utiliser la tendance démographique pour l'ensemble de la série chronologique, car il n'y a eu aucun renforcement artificiel.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 16 : population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps
North Thompson, Stream, Spring population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-91 %	p > 30 %; déclin de 100 %	p > 50 %; déclin de 100 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-88 %	p > 30 %; déclin de 100 %	p > 50 %; déclin de 100 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	291 km^2		
Nombre d'individus matures	181 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont recommandé d'utiliser le calculateur des menaces de l'UD 11 pour cette UD. Compte tenu des résultats obtenus pour l'UD 11, il faudrait attribuer la valeur « élevé-moyen » (B/C) à l'impact des menaces pesant sur l'UD 16.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce en voie de disparition	A2bcd+3c+4c

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Nord a connu une diminution marquée, et elle est maintenant faible. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population. Les changements prévus des systèmes météorologiques du Pacifique Nord qui influent sur la disponibilité des eaux souterraines auront des répercussions sur les frayères et la survie hivernale.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bcd. On a observé des taux de déclin de 91 et de 88 % pour les indices d'abondance calculés pour 3 générations de 2000 à 2015 et pour l'ensemble de la série chronologique, respectivement. Un déclin futur supérieur à 50 % est prévu.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 17 : population de la Thompson Nord, type fluvial, été
North Thompson, Stream, Summer population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Oui		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	-62 %	p > 30 %; déclin de 93 %	p > 50 %; déclin de 75 %
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	-64 %	p > 30 %; déclin de 98 %	p > 50 %; déclin de 86 %
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non		
Indice de zone d'occupation (IZO) *	714 km^2		
Nombre d'individus matures	3 027 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce en voie de disparition	A2bcd
Justification de la désignation L'abondance de cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans la rivière Thompson Nord connaît une diminution marquée. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce, et la récolte sont des menaces pour cette population.	

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Correspond aux critères de la catégorie « espèce en voie de disparition » A2bcd. On a observé des taux de déclin de 62 et de 64 % pour les indices d'abondance calculés pour 3 générations au moyen des données de 2000 à 2015 et pour l'ensemble de la série chronologique, respectivement, à cause de la baisse de la qualité de l'habitat et de la récolte.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne correspond pas au critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne correspond pas au critère. Le nombre d'individus matures dépasse de loin le seuil. Le critère de la catégorie « espèce menacée » D2 ne s'applique pas, car l'on ne connaît pas le nombre de localités et l'IZO dépasse le seuil de 20 km^2.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Unité désignable 19 : population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps
East Vancouver Island, Stream, Spring population

Données démographiques

Durée d'une génération	3,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Inconnu		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu		
Indice de zone d'occupation*	41 km^2		
Nombre d'individus matures	< 250 (un indice, pas un dénombrement)		

Menaces

Un calculateur des menaces n'a pas été rempli. L'habitat de cette UD est plus fortement modifié que la moyenne si l'on tient compte de toutes les UD évaluées dans ce rapport.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Espèce en voie de disparition	D1

Justification de la désignation
L'abondance de cette remonte printanière de saumons chinooks de la rivière Nanaimo est très faible depuis longtemps. La baisse de la qualité des milieux marins et d'eau douce est une menace pour cette population.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : Ne correspond pas au critère. L'IZO correspond au critère de la catégorie « espèce en voie de disparition », et la qualité des milieux marins et d'eau douce connaît un déclin, mais la population n'est pas gravement fragmentée, le nombre de localités est inconnu et il n'y a pas de fluctuations extrêmes.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Inconnu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Correspond au critère de la catégorie « en voie de disparition » D1, car le nombre d'individus matures est inférieur à 250.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Unité désignable 27 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été
Southern Mainland, Ocean, Summer population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Inconnu		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu		
Indice de zone d'occupation*	154 km^2		
Nombre d'individus matures	Inconnu.		

Menaces

Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « faible » (D) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. Certains risques découlent des modifications de l'écosystème en raison de la présence de producteurs d'électricité indépendants (minime) et des avalanches ou des glissements de terrain pouvant se produire à cause du relief escarpé qui caractérise ce bassin. Cependant, on dispose de données limitées pour cette UD. Les résultats du calculateur des menaces pour cette population sont fondés sur ceux obtenus pour l'UD 28. Bon nombre de questions ont besoin d'être étudiées de façon plus approfondie. La détermination de certaines des valeurs « Inconnu » figurant dans le calculateur des menaces pourrait changer la valeur de l'impact global des menaces.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Données insuffisantes	Sans objet.

Justification de la désignation
Cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans le bassin versant glaciaire éloigné de la rivière Homathko, dans le sud de la partie continentale, n'a pas fait l'objet de relevés suffisants pour évaluer la situation de la population.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

Unité désignable 28 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été
Southern Mainland, Stream, Summer population

Données démographiques

Durée d'une génération	4,5 ans		
Y a-t-il un déclin continu du nombre total d'individus matures?	Inconnu		
Changement du nombre d'individus matures compte tenu des observations effectuées pour les trois dernières générations	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Changement du nombre d'individus matures compte tenu de toutes les observations effectuées	Inconnu	Inconnu	Inconnu
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Inconnu		
Indice de zone d'occupation*	447 km^2		
Nombre d'individus matures	Inconnu		

Menaces

Un calculateur des menaces a été rempli. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « faible » (D) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. Certains risques découlent des modifications de l'écosystème en raison de la présence de producteurs d'électricité indépendants (minime) et des avalanches ou des glissements de terrain pouvant se produire à cause du relief escarpé qui caractérise ce bassin. Cependant, les données dont on dispose pour cette UD sont insuffisantes. Bon nombre de questions ont besoin d'être étudiées de façon plus approfondie. La détermination de certaines des valeurs « Inconnu » figurant dans le calculateur des menaces pourrait changer la valeur de l'impact global des menaces.

Statut et justification de la désignation

Statut	**Codes alphanumériques**
Données insuffisantes	Sans objet.

Justification de la désignation
Cette remonte estivale de saumons chinooks frayant dans le bassin versant glaciaire éloigné de la rivière Klinaklini, dans le sud de la partie continentale de la Colombie-Britannique, n'a pas fait l'objet de relevés suffisants pour évaluer la situation de la population.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère B (aire de répartition peu étendue et déclin ou fluctuation) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : On ne dispose pas de suffisamment de données pour pouvoir appliquer le critère.
Critère E (analyse quantitative) : Analyse non réalisée.

*Conformément aux méthodes utilisées pour le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du fleuve Fraser, la zone d'occupation de chaque UD est calculée comme étant deux fois la durée de la fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d'eau, puis à additionner la superficie des carrés pour obtenir la superficie totale.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsables des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2018)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement et Changement climatique Canada
Service canadien de la faune
Environment and Climate Change Canada
Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement et Changement climatique Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Saumon chinook
Oncorhynchus tshawytscha

Unités désignables du sud de la Colombie-Britannique
(Première partie – Unités désignables ayant fait l'objet d'un nombre très faible ou nul de lâchers d'écloseries ces 12 dernières années)

au Canada

2018

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 4
Structure spatiale et variabilité de la population 5
Délimitation des unités désignables 5
Méthodes 8
Caractère distinctif (écotype/zones adaptatives conjointes) 9
Importance au point de vue évolutif (variantes du type de cycle vital/périodes de fraye et de montaison) 19
Variantes du type de cycle vital 19
Période de fraye et de montaison 21
Résumé de l'approche globale 22
Résultats 23
Caractère distinctif – géographie (écotype) 23
Importance au point de vue évolutif – cycle vital 23
Importance au point de vue évolutif – période de fraye et de montaison 24
Comparaison avec la désignation des UC 24
Importance de l'espèce 28
répartition 30
Aire de répartition mondiale 30
Aire de répartition canadienne 31
Zone d'occurrence et zone d'occupation 33
HABITAT 34
Besoins en matière d'habitat 34
Tendances en matière d'habitat 37
BIOLOGIE 39
Cycle vital et reproduction 39
Physiologie et adaptabilité 43
Dispersion et migration 45
Relations interspécifiques 49
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 51
Mise en valeur 51
Production de poissons 57
Stratégies de lâcher 59
Évaluation et suivi 61

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 62
Récolte 62
Habitat d’eau douce 68
Habitat marin 69
Écloseries 82
Agents pathogènes et aquaculture 87
Changements climatiques planétaires 87
STRUCTURE DES CHAPITRES SUR LES UNITÉS DÉSIGNABLES 89
Nom, cycle vital, période de montaison et durée de génération 89
Zone d’occurrence et zone d’occupation 90
Tendances en matière d’habitat 92
Activités et méthodes d’échantillonnage 92
Mise en valeur 98
Lâchers d’écloseries 99
Fluctuations et tendances 102
Menaces et facteurs limitatifs 106
Unité désignable 1 : population du sud de la partie continentale (C.-B) – baie Boundary, type océanique, automne (pas encore évaluée) 111
Unité désignable 2 : population du bas Fraser, type océanique, automne (évaluée en novembre 2018) 112
Unité désignable 3 : population du bas Fraser, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018) 120
Unité désignable 4 : population du bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt (évaluée en novembre 2018) 125
Unité désignable 5 : population du bas Fraser, type fluvial, été (évaluée en novembre 2018) 131
Unité désignable 6 : population du bas Fraser, type océanique, été (pas encore évaluée) 138
Unité désignable 7 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr) (évaluée en novembre 2018) 139
Unité désignable 8 : population du moyen Fraser, type fluvial, automne (évaluée en novembre 2018) 142
Unité désignable 9 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr) (évaluée en novembre 2018) 148
Unité désignable 10 : population du moyen Fraser, type fluvial, été (évaluée en novembre 2018) 155
Unité désignable 11 : population du haut Fraser, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018) 161

Unité désignable 12 : population de la Thompson Sud, type océanique, été (évaluée en novembre 2018) 167
Unité désignable 13 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.3 (pas encore évaluée) 175
Unité désignable 14 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2 (évaluée en novembre 2018) 176
Unité désignable 15 : population de la Thompson inférieure, type fluvial, printemps (pas encore évaluée) 182
Unité désignable 16 : population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018) 183
Unité désignable 17 : population de la Thompson Nord, type fluvial, été (évaluée en novembre 2018) 189
Unité désignable 18 : population de la côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne (pas encore évaluée) 195
Unité désignable 19 : population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018) 196
Unité désignable 20 : population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, été (pas encore évaluée) 199
Unité désignable 21 : population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (pas encore évaluée) 200
Unité désignable 22 : population de la côte sud – fjords du sud, type océanique, automne (pas encore évaluée) 201
Unité désignable 23 : population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (EVI + SFj) (pas encore évaluée) 202
Unité désignable 24 : population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud) (pas encore évaluée) 203
Unité désignable 25 : population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot) (pas encore évaluée) 204
Unité désignable 26 : population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI + WQCI) (pas encore évaluée) 205
Unité désignable 27 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été (évaluée en novembre 2018) 206
Unité désignable 28 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été (évaluée en novembre 2018) 209
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 213
Statuts et protection juridiques 213
Statuts et classements non juridiques 213
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 213
SOURCES D'INFORMATION 214
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT 236

Liste des figures

Figure 1. Saumon chinook adulte arborant des taches distinctives sur la nageoire caudale. Image tirée de : http://endlessocean.wikia.com/wiki/Chinook Salmon_Salmon. Image téléversée par Mcqueen9000. 5

Figure 2. Méthode suivie pour définir les unités de conservation. Cette figure est une reproduction de la figure 1 dans Holtby et Ciruna, 2007. 8

Figure 3. Méthode suivie pour définir les unités désignables. Cette figure est une adaptation de la figure 1 dans Holtby et Ciruna, 2007. 9

Figure 4. Carte des zones adaptatives d'eau douce en Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 76 dans Holtby et Ciruna (2007). 13

Figure 5. Carte des zones adaptatives marines en Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 77 dans Holtby et Ciruna (2007). 14

Figure 6. Carte des zones adaptatives conjointes en Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 78 dans Holtby et Ciruna (2007). 15

Figure 7. Carte des sites du saumon chinook en Colombie-Britannique. Les zones de couleur représentent les ZAC. Cette figure est une reproduction de la figure 40 dans Holtby et Ciruna (2007). 16

Figure 8. Arbre de l'indice de fixation (F_{st}) du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique – mesure de la distance génétique (Candy, 2013). Cette figure est fournie à titre d'exemple seulement. 18

Figure 9. Arbre de consensus à partir de l'analyse *bootstrap* pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique au moyen du programme PHYLIP. La longueur des branches est une mesure du consensus pour les différents groupes de montaison (n = 1 000). Cette figure est fournie à titre d'exemple seulement. 19

Figure 10. Unités de conservation (UC) du saumon chinook dans le sud et le centre de la Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 58 dans Holtby et Ciruna (2007). 25

Figure 11. Carte de l'océan Pacifique Nord et de la mer de Béring montrant la répartition des populations reproductrices de saumons chinooks (en pointillé). Cette figure est une reproduction de la figure 3 dans Healey (1991). 31

Figure 12. Aire de répartition du saumon chinook en Colombie-Britannique, y compris les cours d'eau de fraye du saumon chinook connus, tirés du Fisheries Information Summary System (FISS). 32

Figure 13. Répartition du saumon chinook au Yukon d'après les observations de frayères au Yukon répertoriées dans le FISS (http://cmnmaps.ca/fiss_yukon/), consulté le 16 mai 2014. 33

Figure 14. Structure du cycle vital du saumon chinook montrant la division de l'espèce en deux types (océanique et fluvial) et l'échelle de variation pour chaque type, qui illustre le continuum entre les deux types et le fait qu'il ne s'agit pas d'une division purement dichotomique. Cette figure est une reproduction de la figure 1 de Healey (1991). 41

Figure 15. Répartition des lâchers de saumons chinooks d'écloserie du sud de la Colombie-Britannique selon le type de programme (production totale des écloseries ~40 millions de smolts et d'alevins nourris). Cette figure est une reproduction de la figure Hat-2 de Riddell *et al.* (2013). Les objectifs de production des écloseries sont décrits plus en détail dans la section Production de poissons ci-dessous. 55

Figure 16. Carte des principales écloseries du PMVS, des chenaux de ponte et des projets de développement économique. Cette figure est une reproduction de la figure 2 de Brown *et al.* (2013a). 56

Figure 17. Total de captures débarquées de saumons chinooks dans trois régions, par année de capture, quelle que soit l'origine géographique des individus. Ces captures englobent toutes les captures, qu'elles proviennent de la pêche commerciale, de la pêche récréative ou de la pêche tribale/des Premières Nations, en milieu marin ou d'eau douce, à l'intérieur des limites du Traité sur le saumon du Pacifique. Les données présentées dans cette figure proviennent de PSC-CTC (2017b). 63

Figure 18. Estimation des débarquements de saumons chinooks pêchés en mer pour l'ensemble de la côte (à l'exception des prises de la pêche terminale au filet dans le fleuve Fraser et le long de la côte ouest de l'île de Vancouver) provenant de cours d'eau du sud de la Colombie-Britannique seulement. La ligne continue englobe les captures de saumons chinooks par filets en mer (filets maillants, senne coulissante); la ligne pointillée exclut les captures par filets en mer. Selon la composition des stocks modélisée par le Comité technique sur le saumon chinook et les débarquements déclarés par des organismes (graphique créé par B. Riddell avec les données fournies à partir des dossiers sur les captures de CTC). Cette figure est une reproduction de la figure H-8 dans Riddell *et al*. (2013). 64

Figure 19. Total des captures débarquées de saumons chinooks pêchés en milieu marin dans le sud de la Colombie-Britannique. Selon les résumés de données accessibles dans les rapports sur les captures et les échappées de CTC. Cette figure est une reproduction de la figure H-5 dans Riddell *et al*. (2013). 65

Figure 20. Estimation des taux d'exploitation totaux moyens par année de ponte pour les stocks indicateurs à nageoire adipeuse coupée et portant des micromarques magnétiques codées (AD+MMC) qui présentent l'un des 3 types généraux de répartition océanique : migration plus au nord, réparti à l'échelle locale et au large des côtes. Cette figure est une reproduction de la figure H-13 dans Riddell *et al*. (2013). 66

Figure 21. Coefficients de corrélation de Pearson à deux variables pour les taux de survie en mer et la distance entre les points d'entrée en mer des stocks de saumons chinooks de la Colombie-Britannique. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-4 de Riddell *et al*. (2013). 74

Figure 22. Tendance temporelle commune du taux de survie en mer de la cohorte d'âge 2, dont les individus sont munis d'une micromarque magnétisée codée, pour les années d'entrée en mer de 1995 à 2009. La tendance est déterminée selon une analyse des facteurs dynamiques, qui est fondée sur des données provenant de l'Oregon, du fleuve Columbia, de l'État de Washington, de la Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska. Cette figure est une reproduction de la figure ST-11 de Riddell *et al*. (2013)..... 75

Figure 23. Indices climatiques reflétant les températures et les conditions océanographiques de l'océan Pacifique Nord. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-5 de Riddell *et al*. (2013). Il est à noter que la corrélation entre l'ODP et l'OTPN est de plus en plus forte à mesure que la série chronologique avance. Depuis 2018, ces anomalies climatiques ne sont plus indépendantes et ne devraient donc pas être utilisées dans la même analyse (P. Westley, comm. pers.). 76

Figure 24. Anomalies des taux de survie en mer des stocks indicateurs provenant d'écloseries pour les populations de saumons chinooks dans le détroit de Georgia à l'automne. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-1a de Riddell *et al*. (2013). 77

Figure 25. Anomalies des taux de survie en mer des stocks indicateurs provenant d'écloseries pour les populations de saumons chinooks dans le détroit de Georgia au printemps et à l'été (quatre graphiques du haut) et pour les populations de saumons chinooks de la côte extérieure de l'île de Vancouver à l'automne et à l'été (trois graphiques du bas). D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-1b de Riddell *et al*. (2013). 78

Figure 26. Modèle de simulation Ecopath des taux de mortalité de saumons chinooks adultes due à la prédation par les mammifères marins et à la pêche. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-10 de Riddell *et al*. (2013). 79

Figure 27. Taux de survie en mer du saumon chinook de la Colombie-Britannique par rapport aux efflorescences d'algues nuisibles. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-11 de Riddell *et al*. (2013). 80

Figure 28. Analyse des effets du saumon rose sur les taux de survie du saumon chinook de la Colombie-Britannique. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-12 de Riddell *et al*. 2013. 81

Figure 29. Taux de survie en mer des stocks de saumons chinooks de la côte est de l'île de Vancouver en fonction du nombre de poissons d'écloserie lâchés. D'après David Willis, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-13 de Riddell *et al*., (2013). 86

Figure 30. Répartition en eau douce de toutes les unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, d'après les délimitations des UC, qui sont mises à jour régulièrement par le MPO. Depuis 2012, les délimitations des UD sont à jour et exactes. Aucune mise à jour officielle n'a été publiée depuis cette date. 91
Figure 31. Exemple des graphiques et des tableaux sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries. 100
Figure 32. Exemple de graphiques sur les tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 104
Figure 33. Carte de l'UD 1 – Sud de la partie continentale (C.-B.) – baie Boundary, type océanique, automne. À paraître dans la partie 2..... 111
Figure 34. UD 1 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries (voir le tableau 13 pour l'interprétation des différents graphiques). 111
Figure 35. UD 1 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte; voir le tableau 16 pour l'interprétation des différents graphiques)..... 111
Figure 36. Carte de l'UD 2 – Bas Fraser, type océanique, automne. 112
Figure 37. UD 2 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 115
Figure 38. UD 2 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 117
Figure 39. Productivité des stocks calculée comme étant le nombre total d'adultes (R = individus reproducteurs d'origine naturelle et prises d'origine naturelle) produits par les individus reproducteurs d'une année de ponte (AP) divisé par le nombre d'individus reproducteurs pendant l'année de ponte. Cette figure est mise à jour jusqu'en 2015 à partir des données de Brown *et al.* (2013)..... 118
Figure 40. Carte de l'UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps..... 120
Figure 41. UD 3 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 122
Figure 42. UD 3 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 124
Figure 43. Carte de l'UD 4 – Bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt. 125
Figure 44. UD 4 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 127
Figure 45. UD 4 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 129
Figure 46. Carte de l'UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été..... 131
Figure 47. UD 5 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 134
Figure 48. UD 5 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 136
Figure 49. Carte de l'UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été. 138
Figure 50. UD 6 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 138

Figure 51. UD 6 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 138
Figure 52. Carte UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps. 139
Figure 53. Carte de l'UD 8 – Moyen Fraser, type fluvial, automne. 142
Figure 54. UD 8 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 144
Figure 55. UD 8 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 146
Figure 56. Carte de l'UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps. 148
Figure 57. UD 9 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 151
Figure 58. UD 9 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 153
Figure 59. Carte de l'UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été. 155
Figure 60. UD 10 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 157
Figure 61. UD 10 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 159
Figure 62. Carte de l'UD 11 – Haut Fraser, type fluvial, printemps. 161
Figure 63. UD 11 - Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 163
Figure 64. UD 11 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 165
Figure 65. Carte de l'UD 12 – Thompson Sud, type océanique, été. 167
Figure 66. UD 12 (CK-13) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 170
Figure 67. UD 12 (CK-15) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 171
Figure 68. UD 12 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 173
Figure 69. Carte de l'UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.3..... 175
Figure 70. UD 13 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 175
Figure 71. UD 13 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte). 175
Figure 72. Carte de l'UD 14 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.2..... 176
Figure 73. UD 14 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 178
Figure 74. UD 14 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 180
Figure 75. Carte de l'UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps. 182
Figure 76. UD 15 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 182
Figure 77. UD 15 – Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 182
Figure 78. Carte de l'UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps. 183
Figure 79. UD 16 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 185

Figure 80. UD 16 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt à l'âge adulte)..... 187
Figure 81. Carte de l'UD 17 – Thompson Nord, type fluvial, été. 189
Figure 83. UD 17 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 193
Figure 84. Carte de l'UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne. 195
Figure 85. UD 18 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 195
Figure 86. Carte de l'UD 19 – Est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps. 196
Figure 87. Carte de l'UD 20 – Est de l'île de Vancouver, type océanique, été. 199
Figure 88. UD 20 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 199
Figure 89. UD 20 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 199
Figure 90. Carte de l'UD 21 – Est de l'île de Vancouver, type océanique, automne. 200
Figure 91. UD 21 (CK-21) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 200
Figure 92. UD 21 (CK-22) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 200
Figure 93. UD 21 (CK-25) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 200
Figure 94. UD 21 (CK-27) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries..... 200
Figure 95. UD 21 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 200
Figure 96. UD 21 – Productivité des stocks calculée comme le nombre total d'adultes (individus reproducteurs et prises) produits par les individus reproducteurs d'une année de ponte (AP) divisé par le nombre d'individus reproducteurs pendant l'AP. Les données sur la productivité sont seulement accessibles pour la CK-22. Cette figure est mise à jour à partir des données de Brown *et al*. (2013)..... 200
Figure 97. Carte de l'UD 22 – Côte sud – fjords du sud, type océanique, automne. 201
Figure 98. UD 22 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 201
Figure 99. UD 22 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 201
Figure 100. Carte de l'UD 23 – Est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (EVI + SFj). 202
Figure 101. UD 23 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 202
Figure 102. UD 23 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 202
Figure 103. Carte de l'UD 24 – Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud)..... 203
Figure 104. UD 24 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 203
Figure 105. UD 24 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 203

Figure 106. UD 24 – Ventilation des taux d'exploitation de la pêche en milieu marin et de la pêche terminale de 1970 à 2015. 203
Figure 107. Carte de l'UD 25 – Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot). 204
Figure 108. UD 25 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 204
Figure 109. UD 25 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 204
Figure 110. Carte de l'UD 26 – Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI + WQCI). 205
Figure 111. UD 26 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 205
Figure 112. UD 26 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte)..... 205
Figure 113. Carte de l'UD 27 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été. 206
Figure 114. Carte de la zone de l'UD 28 à l'intérieur des terres – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été. 209
Figure 115. UD 28 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries. 211

Liste des tableaux

Tableau 1. Description des zones adaptatives conjointes, des zones adaptatives d'eau douce et des zones adaptatives marines. 10
Tableau 2. Légende des codes utilisés pour les zones adaptatives marines (ZAM) (Holtby et Ciruna, 2007). 11
Tableau 3. Légende des codes utilisés pour les zones adaptatives d'eau douce (ZAED) (Holtby et Ciruna, 2007). 11
Tableau 4. Définitions de la période de montaison des adultes, selon Waples *et al.* (2004). Ce tableau est une reproduction du tableau 1 dans Brown *et al.* (2013a). 22
Tableau 5. Désignation acceptée des UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, accompagnée de la justification. Les unités de conservation (UC) du saumon chinook d'après la Politique sur le saumon sauvage (PSS) sont également présentées aux fins de comparaison (VCV = variante du cycle vital; PM = période de montaison; JA = jour de l'année)..... 25
Tableau 6. Résumé des installations du Programme de mise en valeur des salmonidés dans le sud de la Colombie-Britannique. PDEC – Programme de développement économique communautaire; PPP – Projet de participation publique. Ce tableau est une adaptation du tableau 2 dans Brown *et al.* (2013a). 52

Tableau 7. Sommaire des frayères et du statut de mise en valeur pour les unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Ce tableau est une adaptation du tableau 3 de Brown *et al.* (2013a). Un tiret indique qu'il n'y a aucune preuve d'activité de mise en valeur dirigée pour la catégorie de mise en valeur dans la base de données EPAD (Enhancement Planning and Assessment Database). La mention « Inconnu/aucune mise en valeur » fait référence à des sites pour lesquels on ne dispose d'aucune donnée sur les lâchers, les pontes, mais pour lesquels des estimations de contribution de la mise en valeur sont disponibles pour la période 2000-2011 (sur une période d'environ trois générations). La mention « Mise en valeur faible à modérée » fait référence aux sites pour lesquels ces données n'ont été consignées qu'avant 2000 (faible) ou avec une couverture égale ou inférieure à 25 % pour la période 2000-2011 (modérée). La mention « Mise en valeur élevée » fait référence aux sites dont la couverture est supérieure à 25 % pour la période 2000-2011..... 53

Tableau 8. Sommaire du nombre annuel moyen de saumons chinooks lâchés par unité de conservation et unité désignable, selon la période de temps. Ce tableau est une adaptation du tableau 4 de Brown *et al.* (2013a) à partir des données mises à jour de Brown *et al.* (en préparation). 58

Tableau 9. Stratégies de lâcher de saumons chinooks d'écloserie, avec les avantages et les inconvénients. Ce tableau est une reproduction du tableau 5 dans Brown *et al.* (2013a). 60

Tableau 10. Taux d'exploitation total moyen par année de ponte par stock (CU) entre 1995 et 2008, paramètre « a » de productivité présumé du modèle de Ricker, E_{MSY} (taux d'exploitation total au MSY), paramètre « a » ajusté du modèle de Ricker, et E_{MSY} ajusté. Les caractères gras indiquent les stocks pour lesquels le taux d'exploitation total par année de ponte entre 1995 et 2008 est supérieur à l'E_{MSY} selon une hypothèse voulant que la productivité actuelle (paramètre « a » du modèle de Ricker) soit la moitié de celle qui a été présumée comme étant « moyenne » dans les évaluations de stocks. Ce tableau est une reproduction du tableau H-1 dans Riddell *et al.* (2013). 67

Tableau 11. Système de classification des estimations du NuSEDS. RICE = Registre d'inspection de cours d'eau; CRSE = Compte rendu sommaire de l'estimation. 93

Tableau 12. Résumé des données sur les lâchers d'individus munis d'une micromarque magnétisée codée pour les stocks indicateurs micromarqués de saumons chinooks de la Colombie-Britannique. Le résumé des données sur les lâchers d'individus micromarqués couvre les années de ponte de 2000 à 2009 et les données de récupération des micromarques magnétisées codées couvrent la période de 12 ans allant de 2000 à 2011. La taille des échantillons correspond aux données sous les colonnes « Pontes (n) » et « Années (n) ». Sous le titre « Données sur les lâchers », la colonne « Moyenne d'individus micromarqués » indique la moyenne de juvéniles munis d'une micromarque magnétisée codée lâchés par année de ponte et marqués par ablation de la nageoire adipeuse. Les valeurs de la colonne « Moyenne associée à des individus sans micromarque » correspondent au nombre moyen de poissons portant ni étiquette ni marque lâchés au cours de la même année de ponte et associé aux individus étiquetés et marqués lâchés. Le nombre d'années de ponte qui ont contribué aux données est inscrit dans la colonne « Pontes (n) ». Sous le titre « Données estimées à partir des micromarques magnétisées codées », la colonne « Moyenne de micromarques magnétisées codées » indique le nombre total estimé d'individus micromarqués dans les prises des pêches et les échappées d'individus reproducteurs d'après le nombre réel de micromarques magnétisées codées récupérées dans le cadre de programmes d'échantillonnage. Les pourcentages moyens inscrits dans les quatre colonnes de droite correspondent à l'occurrence proportionnelle du nombre d'individus micromarqués dans toutes les pêches de la Colombie-Britannique en mer (Océan-CA), dans toutes les pêches des États-Unis en mer (Océan-É.-U, qui comprend l'Alaska, l'État de Washington et l'Oregon), dans les pêches terminales en mer et en eau douce pour un stock donné (la zone terminale est propre au stock) et dans les échappées d'individus reproducteurs. La somme de ces quatre valeurs est de 100 %. Le nombre d'années de récupération de micromarques magnétisées codées (Années [n]) comprend uniquement les années au cours desquelles au moins deux classes d'âge d'individus micromarqués lâchés sont disponibles pour la capture. L'UC associée au stock indicateur de la rivière Chilliwack (CK-9008) ne fait pas partie des UD évaluées dans le cadre du présent rapport puisqu'elle est considérée comme un stock d'écloserie. Cette classification a exclu ce stock de l'évaluation de l'état de la Politique concernant le saumon sauvage. Ce tableau est inspiré du tableau 12 de Brown *et al.* (2013b)..... 97

Tableau 13. Interprétation des graphiques et des tableaux sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries..... 101

Tableau 14. Tableau récapitulatif de la section « Fluctuations et tendances » 102

Tableau 15. Descriptions des colonnes du tableau de la section « Fluctuations et tendances » 103

Tableau 16. Interprétation des graphiques sur les tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer. 105

Tableau 17. Unités désignables (UD) ayant des stocks indicateurs, et, le cas échéant, la première année où des poissons d'écloserie ont été lâchés dans l'UD, qu'ils viennent d'écloseries de l'intérieur ou de l'extérieur de l'UD. 107

Tableau 18. Résultats du calculateur de menaces pesant sur les unités désignables rempli au cours de l'atelier sur le calculateur de menaces de l'UICN en février 2017. A = très élevé; B = élevé; C = moyen; D = faible 109

Tableau 19. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 111

Tableau 20. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 116

Tableau 21. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 123

Tableau 22. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 128

Tableau 23. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 135

Tableau 24. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 138

Tableau 25. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 145

Tableau 26. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique ainsi que de toute la série chronologique. 152

Tableau 27. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique ainsi que de toute la série chronologique. 158

Tableau 28. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique ainsi que de toute la série chronologique. 164

Tableau 29. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 172

Tableau 30. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 175

Tableau 31. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 179

Tableau 32. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des 3 dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 182

Tableau 33. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des 3 dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 186

Tableau 34. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 192

Tableau 35. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 199

Tableau 36. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 200

Tableau 37. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 201

Tableau 38. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 202

Tableau 39. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 203

Tableau 40. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 204

Tableau 41. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique. 205

Tableau 42. Sommaire des statuts du saumon chinook figurant actuellement à l'*Endangered Species Act* (UEI = unité importante pour l'évolution)..... 213

Tableau 43. Sites d'échantillonnage des unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, avec les dates de début et de fin pour chaque méthode d'estimation. Prendre note que les chiffres déclarés dans les graphiques c et d des graphiques des figures « Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries » du chapitre sur chaque UD ne tiennent pas nécessairement compte de tous les sites. L'inclusion/exclusion de sites dépend des critères utilisés pour filtrer la qualité des données de NuSEDS et mis en œuvre par le MPO..... 267

Liste des annexes

ANNEXE 1. Tableaux du calculateur des menaces de l'UICN pour chaque unité désignable 237

ANNEXE 2. Sites d'échantillonnage des unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique..... 267

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Classe : Actinopterygii – Actinoptérygiens

Ordre : Salmoniformes

Famille : Salmonidae – Salmonidés

Binôme latin : *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum)

Unité désignable : Voir la section sur les UD

Noms communs de l'espèce :

Français : saumon chinook, saumon quinnat

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

Premières Nations : tyee, sac'up, kwexwe, k'utala, keke'su7, po:kw' (Ducommun, 2013); ntitiyix, sk'elwis (Vedan, 2002), t'kwinnat ou quinnat (Scott et Crossman, 1973)

Description morphologique

Le saumon chinook est le plus grand des saumons du Pacifique (Netboy, 1958), son poids pouvant atteindre plus de 55 kg (Bailey, comm. pers., 2018). En plus de se démarquer par sa taille, le saumon chinook adulte (figure 1) se distingue des autres espèces d'*Oncorhynchus* par : 1) la présence de petites taches noires sur les deux lobes de la nageoire caudale (également présentes chez le saumon coho [*O. kisutch*]); 2) des gencives noires à la base des dents de la mâchoire inférieure; 3) une mâchoire inférieure pointue; 4) un grand nombre de cæca pyloriques (> 100) (McPhail et Lindsey, 1970; McPhail et Carveth, 1994; Bailey, comm. pers., 2018); 5) de grands otolithes. Le saumon chinook diffère également de tous les saumons, sauf le saumon coho, par la couleur variable de sa chair, qui varie du blanc au rouge en passant par différentes nuances de rose (Healey, 1991; Lehnert *et al.*, 2016).

Figure 1. Saumon chinook adulte arborant des taches distinctives sur la nageoire caudale. Image tirée de : http://endlessocean.wikia.com/wiki/Chinook Salmon_Salmon. Image téléversée par Mcqueen9000.

Les alevins et les tacons du saumon chinook se distinguent par la présence de taches latérales (marques de tacon) qui descendent bien en dessous de la ligne latérale, la longueur des plus longues étant supérieure au diamètre vertical de l'œil (McPhail et Carveth, 1994). La nageoire adipeuse est normalement non pigmentée au centre, mais est bordée de noir (Dahlberg et Phinney, 1967). La nageoire anale n'est habituellement que légèrement falquée, et les rayons antérieurs ne dépassent pas l'insertion postérieure de la nageoire quand on les replie contre le corps. Le bord antérieur de la nageoire anale est blanc, mais la ligne sombre adjacente présente chez le saumon coho est absente. Cependant, comme les caractéristiques des juvéniles sont très variables, une identification exacte exige souvent la mesure des otolithes (M. Trudel, comm. pers.) ou le dénombrement des caractères méristiques et des cæca pyloriques (Healey, 1991).

Structure spatiale et variabilité de la population

L'information sur la structure spatiale et la variabilité de la population est traitée dans la section suivante portant sur les unités désignables.

Délimitation des unités désignables

Les unités désignables (UD) examinées dans le présent rapport ont été approuvées par le COSEPAC. Au moyen des méthodes fondées à la fois sur les lignes directrices du COSEPAC (*Annexe V : Lignes directrices pour reconnaître les unités désignables inférieures à l'espèce*) et les travaux de Pêches et Océans Canada (MPO) (*Conservation Units for Pacific Salmon under the Wild Salmon Policy* [Holtby et Ciruna, 2007] et *La Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique* [DFO, 2005a]), les populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique ont été séparées en 28 UD selon leur répartition géographique, les variantes de leur cycle vital et les données génétiques. La désignation des UD est décrite en détail dans le rapport du COSEPAC sur les UD proposées pour le saumon chinook dans le sud de la Colombie-Britannique, intitulé *COSEWIC Report on Proposed Designatable Units for Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytcsha) in Southern British Columbia* (COSEWIC, 2015).

Les unités de conservation (UC) d'après la Politique sur le saumon sauvage (PSS) et les UD du COSEPAC partagent la même approche fondamentale : elles visent toutes deux le maintien de la variabilité génétique au niveau de l'espèce sauvage. Par conséquent, l'isolement et le caractère distinctif des populations sont importants dans les deux cas. Compte tenu des ressemblances de la justification et du processus sous-jacents appliqués pour l'établissement des UC et des UD, les définitions des UC existantes ont été utilisées comme fondement pour les UD. Les ressemblances et les différences entre ces types de délimitation sont décrites ci-dessous.

L'objectif de la PSS est de préserver la capacité des poissons à s'adapter aux facteurs de stress locaux en maintenant des populations de reproducteurs génétiquement diversifiées. Par conséquent, la protection du « profil » (groupes de populations) ainsi que du « processus » (intégrité et connectivité de l'habitat pour ces populations) s'avère essentielle (Moritz, 2002). La définition et la documentation des UC sont utilisées pour assurer la protection du profil. On entend par « unité de conservation » (UC) un groupe de saumons sauvages suffisamment isolé des autres groupes (c.-à-d. de groupes *distincts*), qui, s'il venait à disparaître, aurait peu de chances d'être reconstitué de manière naturelle dans un délai acceptable (Holtby et Ciruna, 2007). La définition des UC est fondée sur l'étude de l'écologie, du cycle vital et de la génétique biochimique dans le but d'identifier des unités significatives du point de vue de l'évolution (populations isolées sur le plan de la reproduction et/ou présentant une variation adaptative par rapport aux populations plus grandes). L'objectif des UC est de maintenir (dans la mesure du possible) la diversité génétique en préservant une ou plusieurs sous-populations à l'intérieur de chaque population locale afin d'éviter que la population ne devienne une population fermée. Une différence clé entre les UC et les UD est l'ajout du terme « sauvage » à la définition des UC, car les UD du COSEPAC pourraient inclure les populations mises en valeur, pourvu que celles-ci aient un effet neutre ou positif sur la valeur adaptative (*fitness*) des populations sauvages. Il convient de noter qu'il existe de nombreuses preuves démontrant que les individus provenant d'écloseries ont un effet néfaste sur la valeur adaptative des populations sauvages de saumons chinooks (DFO, 2017, sous presse).

Les UD sont définies comme étant « *distinctes* et *importantes dans l'évolution taxinomique* d'une espèce ». Par « important », on entend une unité qui est significative pour l'héritage évolutif d'une espèce et dont la perte ne pourrait probablement pas être compensée par une dispersion naturelle. Cet énoncé est en harmonie avec la définition d'une UC (un groupe suffisamment isolé des autres groupes, qui, s'il venait à disparaître, aurait peu de chances d'être reconstitué de manière naturelle), sauf qu'aucun délai n'est prescrit pour la reconstitution ou le remplacement dans le cas des UD.

Les codes *D*1, *D*2 et *D*3 sont utilisés pour décrire les trois critères relatifs au caractère distinct.

Le caractère distinct peut être fondé sur un ou plusieurs des critères suivants :

1. les preuves de la distinction génétique, y compris les traits hérités (p. ex. le cycle vital ou le comportement) et/ou des marqueurs génétiques neutres (p. ex. microsatellites d'ADN);
2. les différences naturelles dans l'aire de répartition géographique (de sorte que l'adaptation locale est probable);
3. l'occupation de différentes régions écogéographiques qui reflètent une différence historique ou génétique.

Les codes *E*1, *E*2, *E*3 et *E*4 sont utilisés pour décrire les quatre critères relatifs à l'importance au point de vue évolutif.

L'importance au point de vue évolutif d'une population distincte est déterminée en fonction d'un ou de plusieurs des critères ci-dessous, chacun de ces critères pouvant être perçu comme une mesure de cette importance :

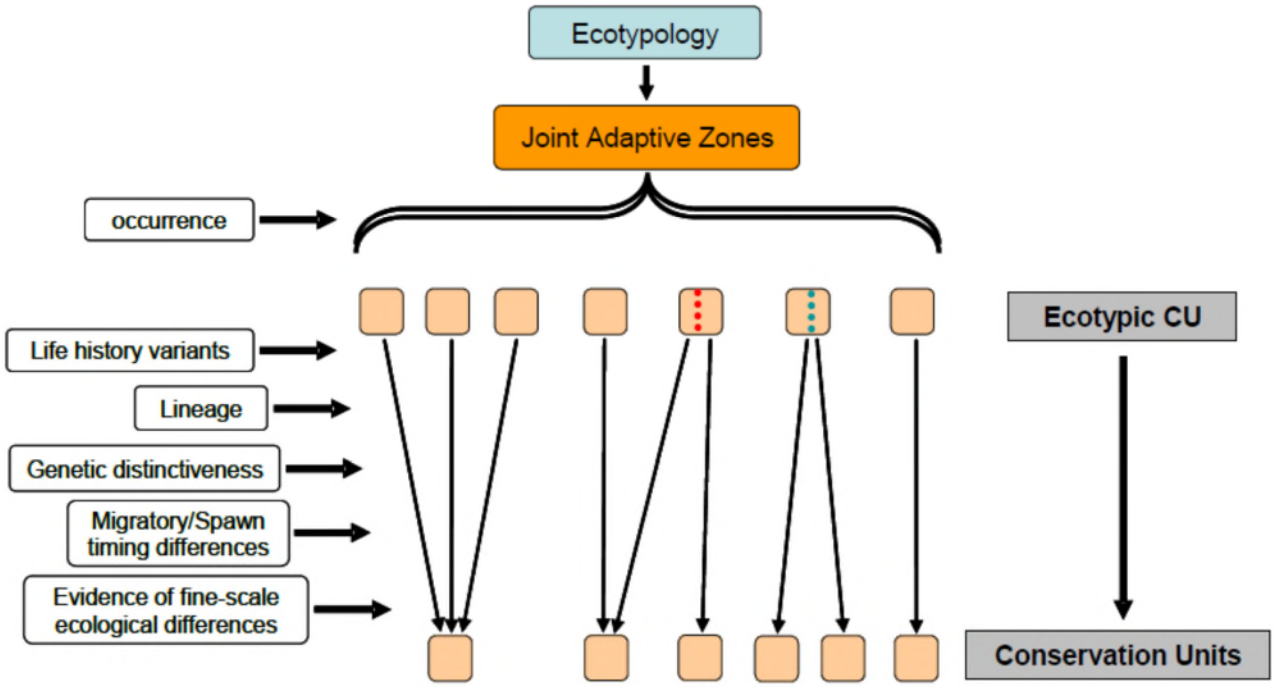
1. des preuves selon lesquelles la population distincte est différente de façon marquée sur le plan génétique;
2. la persistance de la population distincte dans un contexte écologique unique à l'espèce ayant probablement ou effectivement donné lieu à des adaptations locales;
3. des preuves que la population distincte représente la seule occurrence naturelle survivante d'une espèce qui se trouve ailleurs seulement sous la forme d'une espèce introduite;
4. des preuves que la perte d'une population distincte entraînerait une vaste disjonction dans l'aire de répartition de l'espèce au Canada.

En général, les critères utilisés pour définir les UC et les UD présentent suffisamment de ressemblances pour qu'il soit possible d'utiliser les travaux de Holtby et Ciruna (2007) pour définir les UD. Les différences entre les méthodes de désignation des UC et des UD signifient qu'il n'y a pas de correspondance directe entre les UC et les UD dans tous les cas, et que certaines UD contiennent plusieurs UC. En raison de ces différences, les méthodes (voir ci-dessous) de définition des UD sont légèrement différentes de celles précédemment documentées pour les UC.

Méthodes

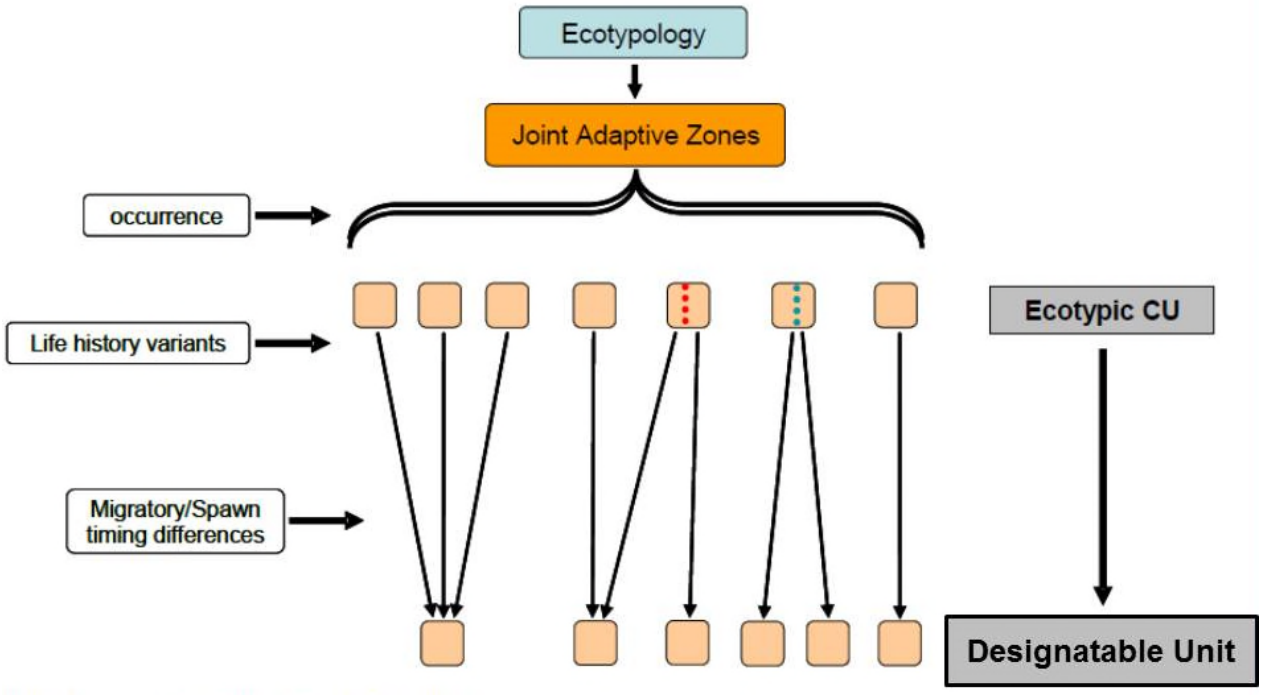
Les méthodes de désignation des UD sont adaptées à partir des méthodes de désignation des UC (Holtby et Ciruna, 2007) et consistent à séparer différentes populations de saumons chinooks en utilisant une hiérarchie de caractéristiques pour déterminer le caractère distinctif et l'importance au point de vue évolutif. Plus précisément, les différences géographiques sont appliquées pour démontrer le caractère distinctif, tandis que les caractéristiques du cycle vital sont appliquées pour démontrer l'importance au point de vue évolutif.

Aux fins de comparaison, la méthodologie de désignation des UC est illustrée à la figure 2, et la méthodologie de désignation des UD, à la figure 3.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Ecotypology= Écotypologie
Joint adaptive zones= Zones adaptatives conjointes
Occurrence= Occurrence
Life history variants= Variantes du cycle vital
Lineage= Lignée
Genetic distinctiveness= Distinction génétique
Migratory/spawn timing differences= Différences dans les périodes de migration/fraye
Evidence of fine-scale ecological differences= Preuves de différences écologiques de petite échelle
Ecotypic CU= UC écotypiques
Conservation units= Unités de conservation

Figure 2. Méthode suivie pour définir les unités de conservation. Cette figure est une reproduction de la figure 1 dans Holtby et Ciruna, 2007.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Ecotypology= Écotypologie
Joint adaptive zones= Zones adaptatives conjointes
Occurrence= Occurrence
Life history variants= Variantes du cycle vital
Migratory/spawn timing differences= Différences dans les périodes de migration/fraye
Ecotypic CU= UC écotypiques
Designatable Unit = Unité désignable

Figure 3. Méthode suivie pour définir les unités désignables. Cette figure est une adaptation de la figure 1 dans Holtby et Ciruna, 2007.

La méthode par étapes présentée à la figure 3 peut être résumée en trois étapes qui distinguent les populations en fonction :

- de l'écotypologie (région géographique avec données génétiques à l'appui);
- de la variante du type de cycle vital;
- des différences dans les périodes de migration/fraye.

Caractère distinctif (écotype/zones adaptatives conjointes)

La première division des UD est effectuée à l'échelle géographique en fonction de régions écotypiques appelées zones adaptatives conjointes (ZAC) qui répondent aux critères de caractère distinct des populations (*D2,* aire de répartition géographique; *D3*, régions écogéographiques). Les ZAC représentent des aires de répartition

géographiques distinctes qui sont décrites par l'intersection d'une zone adaptative d'eau douce (ZAED) (figure 4) et d'une zone adaptative marine (ZAM) (figure 5) où une adaptation locale est probable (tableau 1, figure 6). Les codes utilisés pour décrire les ZAED et les ZAM sont présentés dans le tableau 2 et le tableau 3, respectivement. Trente-neuf ZAC ont été définies en Colombie-Britannique, et 34 d'entre elles contiennent des saumons chinooks; 19 des ZAC contenant des saumons chinooks se trouvent dans le sud de la Colombie-Britannique (DFO, 2013a).

Tableau 1. Description des zones adaptatives conjointes, des zones adaptatives d'eau douce et des zones adaptatives marines.

Zones adaptatives conjointes (ZAC)	
• Les ZAC se trouvent à l'intersection de zones adaptatives d'eau douce (ZAED) et de zones adaptatives marines (ZAM). Elles sont considérées comme étant les endroits où se trouvent des populations qui se sont récemment adaptées et, par conséquent, chaque ZAC est considérée comme contenant au moins une UC. Il y a 34 ZAC contenant des saumons chinooks; 19 d'entre elles se trouvent dans le sud de la Colombie-Britannique.	
Zones adaptatives d'eau douce (ZAED)	**Zones adaptatives marines (ZAM)**
• D'après la classification écologique des écosystèmes d'eau douce selon l'évaluation environnementale effectuée en Colombie-Britannique (principalement des écorégions d'eau douce et des unités hydrographiques écologiques [UHE] dans les écorégions). • Les UHE sont des réseaux hydrographiques ayant une histoire zoogéographique commune qui représentent donc probablement des milieux distincts. • Chaque UHE contient une ou plusieurs espèces liées aux autres écorégions aquatiques, et au moins une espèce ne se trouve pas dans les UHE adjacentes; par conséquent, chaque UHE où l'on trouve des saumons devrait contenir au moins une UC. • Les UHE ont été davantage précisées en fonction du climat, de la densité de drainage, du gradient, de l'hydrologie et de la connectivité, qui sont pertinents pour les populations de saumons. • Trente-six UHE ont été définies; le saumon chinook n'est pas présent à l'intérieur de toutes ces unités; par conséquent, 31 ZAED ont été définies.	• Les écorégions hydrographiques/côtières abritant des saumons (écosystèmes présentant des caractéristiques physiques distinctes) précédemment définies ont été cartographiées à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) : • **Niveau 1** – Océan Arctique ou Pacifique et bassins versants d'eau douce connexes **Niveau 2** – Mers partiellement fermées et systèmes de circulation océanique et bassins versants connexes (2 Arctique et 16 Pacifique) **Niveau 3** – Discontinuités de plus petite échelle dans les mers (fjords, détroits, remontées et plongées d'eau) (3 Arctique et 36 Pacifique) **Niveau 4** – Principaux réseaux de bassins versants (définis comme > rivière Kanchalan) qui pénètrent chaque niveau 3 (14 Arctique et 52 Pacifique) • Le niveau 3 a été choisi comme niveau de désignation des ZAM. • Douze écorégions abritant des saumons identifiées précédemment en Colombie-Britannique. • Corrections apportées à l'écorégion du courant côtier de l'île de Vancouver sur l'avis des biologistes du MPO en fonction des profils de survie et de la période de montaison.

	• Création d'une nouvelle ZAM dans les bras de mer continentaux, y compris les détroits de Johnstone et de la Reine-Charlotte et les parties adjacentes de l'île de Vancouver. • L'écorégion du bassin de Georgia-Puget Sound, où le saumon chinook est présent, a été coupée en deux à la limite des détroits de Johnstone et de Georgia pour former la ZAM du détroit de la Reine-Charlotte – détroit de Johnstone – fjords du sud (sur l'île de Vancouver et le continent) au nord de la ZAM du détroit de Georgia. • Le résultat a donné 13 ZAM, chaque ZAM étant considérée comme contenant au moins une UD.

Tableau 2. Légende des codes utilisés pour les zones adaptatives marines (ZAM) (Holtby et Ciruna, 2007).

Code	Nom long
GStr	Détroit de Georgia
ORWA	Zone côtière de l'Oregon et de l'État de Washington
WVI	Courant côtier de l'île de Vancouver
SFj	Détroit de la Reine-Charlotte-Détroit de Johnstone-Fjords du sud
HStr	Détroit d'Hécate – bassin de la Reine-Charlotte
WQCI	Île (périphérique) Graham
NQCI	Nord de l'île Graham
NSKEst	Estuaire Nass-Skeena
TBFj	Fjords transfrontaliers
AKCst	Zone côtière de plongée d'eau de l'Alaska
Ber	Mer de Béring
AO	Océan Arctique

Tableau 3. Légende des codes utilisés pour les zones adaptatives d'eau douce (ZAED) (Holtby et Ciruna, 2007).

Code	Nom long
OK	Okanagan
BB	Baie Boundary
LFR	Bas Fraser
LILL	Lillooet
FRCany	Canyon du Fraser
MFR	Moyen Fraser

Code	Nom long
UFR	Haut Fraser
LTh	Basse Thompson
STh	Thompson Sud
NTh	Thompson Nord
SC	Cours d’eau côtiers sud
EVI	Est de l’île de Vancouver
WVI	Ouest de l’île de Vancouver
HK	Rivières Homathko – Klinaklini
RSI	Bras de mer Rivers-Smith
BCD	Rivières Bella Coola-Dean
QCI	Îles de la Reine-Charlotte
NC	Cours d’eau côtiers nord
HecLow	Basses-terres d’Hécate
LSK	Basse Skeena
MSK	Moyenne Skeena
USK	Haute Skeena
LNR-P	Basse Nass-bras de mer Portland
UNR	Haute Nass
UNUK	Rivière Unuk
LStk	Basse Stikine
Whtng	Rivière Whiting
Taku	Taku
Lynn	Canal Lynn
Alsek	Alsek
TesHW	Eaux d’amont de la rivière Teslin
Liard	Basse Liard

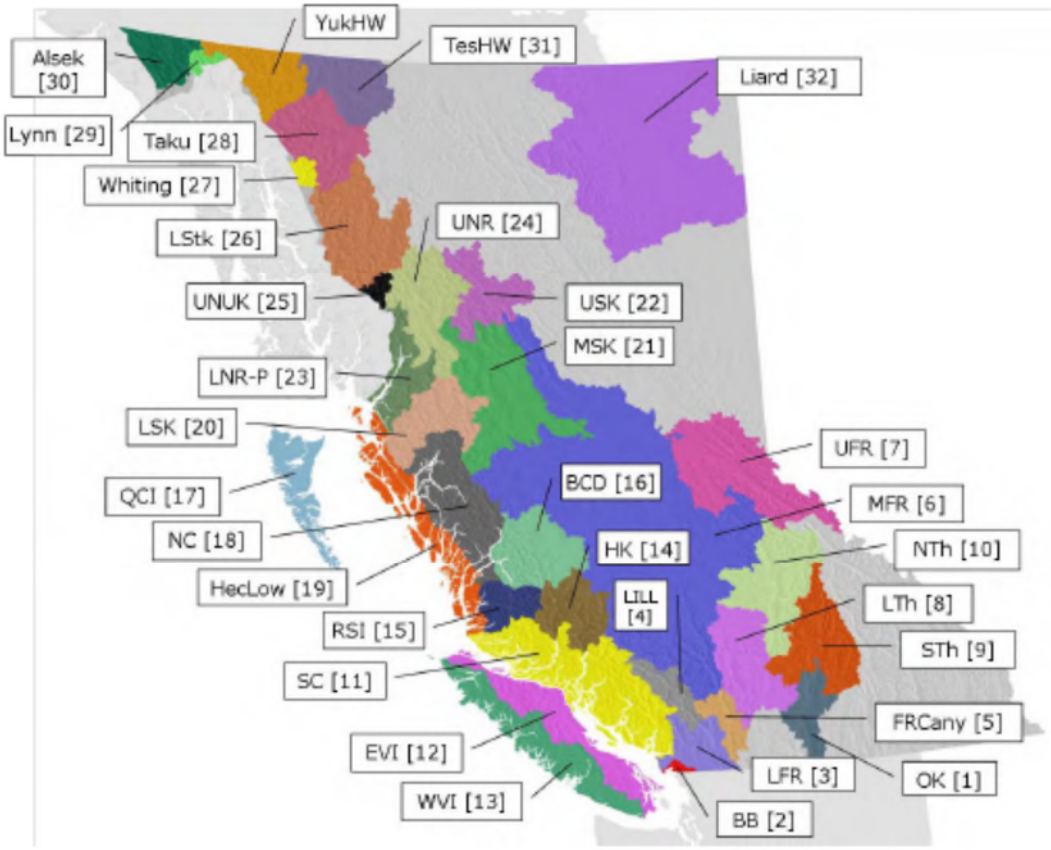


Figure 4. Carte des zones adaptatives d'eau douce en Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 76 dans Holtby et Ciruna (2007).

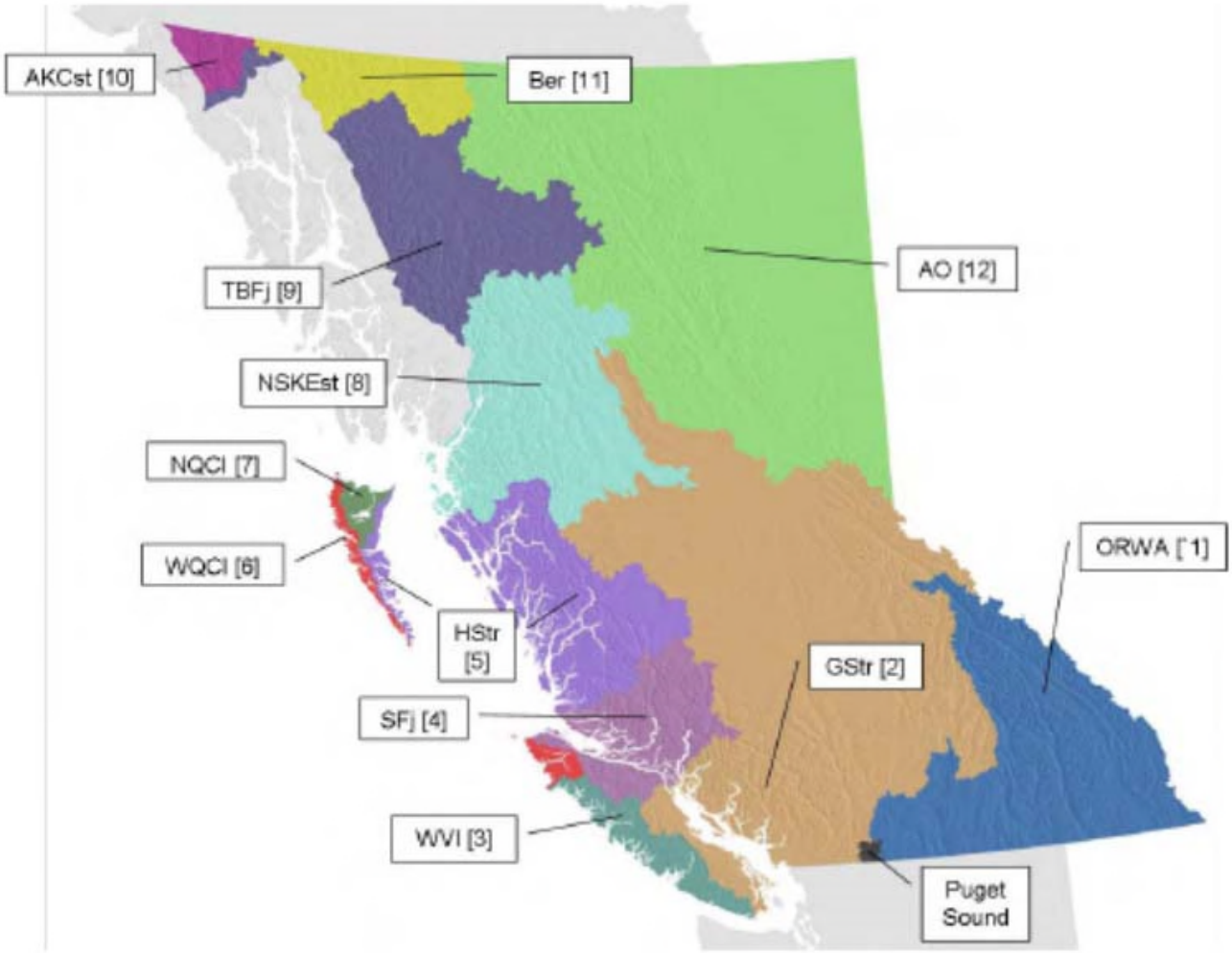


Figure 5. Carte des zones adaptatives marines en Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 77 dans Holtby et Ciruna (2007).

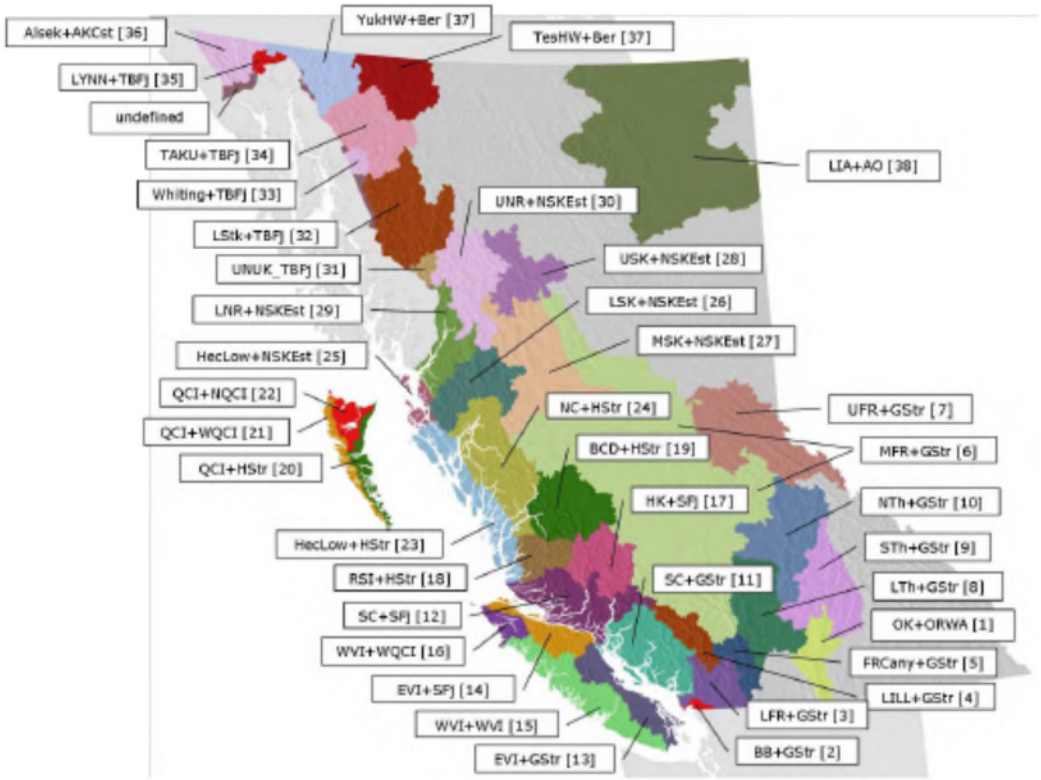
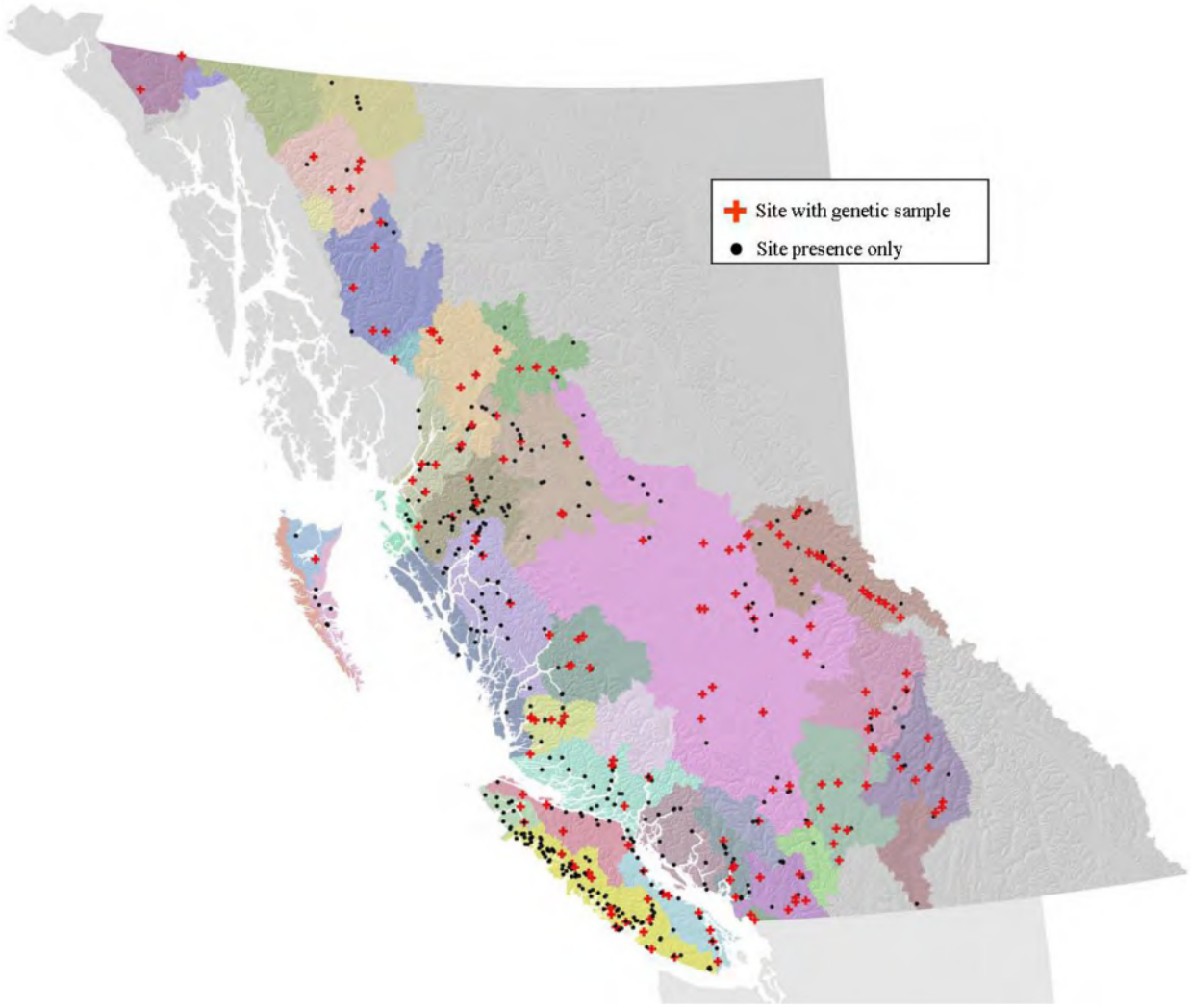


Figure 6. Carte des zones adaptatives conjointes en Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 78 dans Holtby et Ciruna (2007).

La présence d'une population de saumons dans une ZAC est fondée sur les critères définis dans Holtby et Ciruna (2007). Afin de déterminer quels sites dans chaque ZAC sont pertinents pour définir les UD du saumon chinook, une liste des plans d'eau d'échappée annuelle a été créée à l'aide des données du nouveau système sur les échappées de saumons (NuSEDS) du MPO. Les sites qui satisfont à un ou à plusieurs des critères suivants sont considérés comme contenant des saumons chinooks :

- le site comporte cinq entrées ou plus dans NuSEDS de 1950 à 2006;
- des échantillons génétiques de saumons chinooks ont été prélevés sur le site (des échantillons génétiques de saumons chinooks étaient disponibles pour 312 sites);
- des mentions pour la période de fraye du saumon chinook sont disponibles dans NuSEDS;
- les connaissances locales et/ou des consultations publiques dans la région ont confirmé la présence du saumon chinook.

Les sites dans NuSEDS ont été géoréférencés par rapport à la carte des ZAC. Les ZAC qui ne semblaient comprendre aucune partie de l'habitat du saumon chinook n'ont pas été prises en compte dans ce processus, d'après Holtby et Ciruna (2007) (figure 7).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Site with genetic sample = Site où un échantillon de matériel génétique a été prélevé
Site presence only = = Site où l'espèce est présente

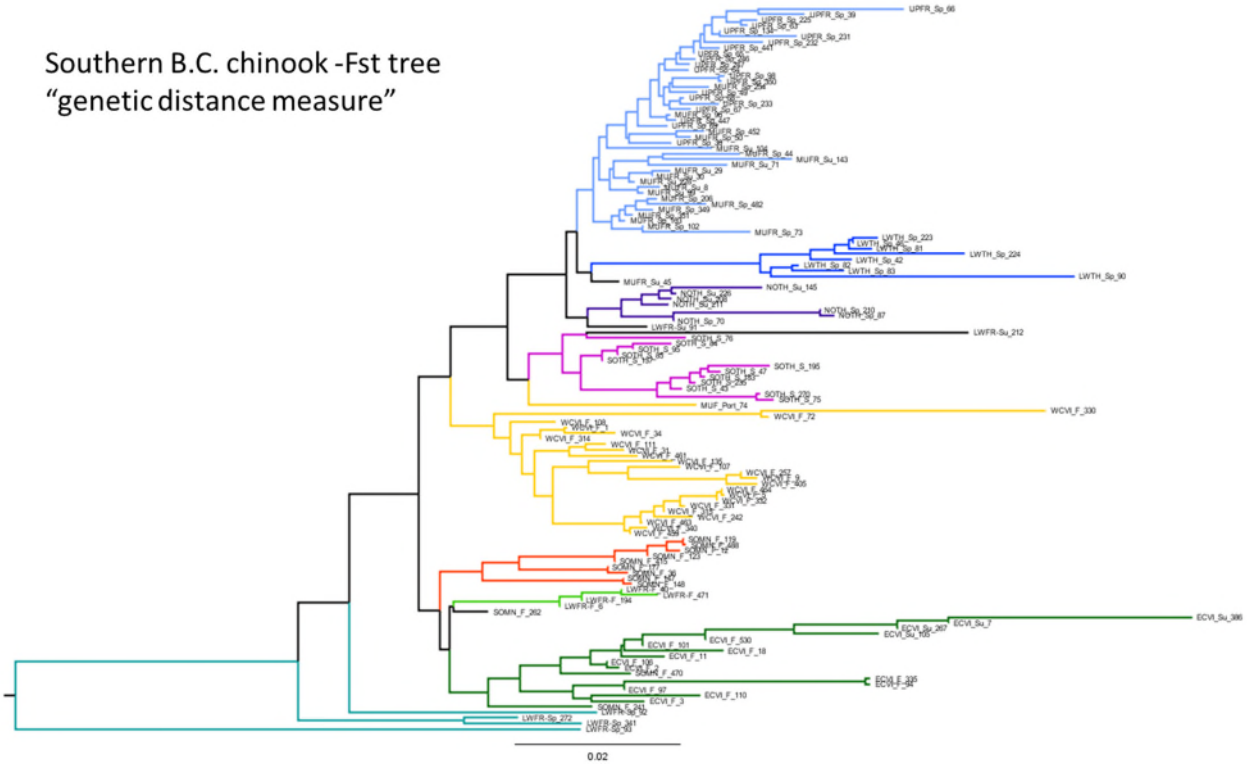
Figure 7. Carte des sites du saumon chinook en Colombie-Britannique. Les zones de couleur représentent les ZAC. Cette figure est une reproduction de la figure 40 dans Holtby et Ciruna (2007).

Les données génétiques appuient l'utilisation de ZAC pour caractériser les UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Premièrement, le saumon chinook affiche une fidélité extrême à ses frayères natales (Bentzen *et al.*, 2001). Deuxièmement, le saumon chinook d'une ZAC donnée présente généralement un degré élevé de parenté et d'isolement reproductif par rapport aux autres groupes.

La fidélité aux frayères est démontrée par des données provenant de l'échantillonnage des nids et d'un programme d'élevage en captivité. Les saumons chinooks provenant de nids d'un même tronçon de rivière étaient plus étroitement apparentés les uns aux autres qu'ils ne l'étaient aux saumons provenant de nids plus éloignés dans la rivière, ce qui signifie qu'il existe une sous-structure à l'intérieur des rivières et un comportement de retour à des lieux de fraye précis (*homing*) (Bentzen *et al.*, 2001). En raison de cette extrême fidélité, l'aire de répartition géographique peut être divisée sur une échelle plus fine que dans le cas d'espèces moins philopatriques que le saumon chinook (le saumon rouge [*O. nerka*] peut montrer des capacités de retour aux sources similaires).

Les différences génétiques détectées dans les données sur les microsatellites appuient l'utilisation des ZAC pour classer les UD. On a évalué les différences dans la structure génétique neutre pour tous les échantillons de matériel génétique en calculant les distances génétiques de Cavalli-Sforza et Edwards (CSE) (1967) au moyen d'au moins 10 locus microsatellites pour le saumon chinook et en utilisant l'arbre de l'indice de fixation (F_{st}) généré à l'aide d'un algorithme NJ (*neighbour-joining*) de regroupement non enraciné. Les dendrogrammes résultants (figure 8) ont été comparés avec les ZAC pour déterminer la probabilité que plus d'une sous-population distincte soit présente.

Des échantillons de matériel génétique étaient disponibles pour 312 sites au Canada. Dans la plupart des cas, d'après des valeurs de F_{st} très élevées, les cours d'eau à l'intérieur d'une ZAC donnée ont été regroupés. D'après des tests F_{st} exacts par paires de différenciation des populations (avec 8 128 comparaisons par paires), effectués à l'aide de GENEPOP (Raymond et Rousset, 1995), 99,8 % des distances par paires étaient statistiquement significatives avec $\alpha = 0,05$ (à noter que GENEPOP n'applique pas une correction de Bonferroni [Goudet *et al.*, 1996]). Cette différence génétique est davantage étayée par une analyse *bootstrap* utilisant le programme PHYLIP (Felsenstein, 2004) pour construire des arbres de consensus pour les locus afin d'évaluer dans quelle mesure une topologie de l'arbre fiable peut être produite à partir des données disponibles (figure 9). Ces ensembles de données d'après la méthode *bootstrap* ont été analysés de la même manière que l'ensemble de données unique, mais les données ont été rééchantillonnées 1 000 fois pour générer des ensembles de données aléatoires à partir de l'ensemble de données original.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Southern B.C. chinook –Fst tree = Arbre Fst du saumon chinook du sud de la C.-B.
Genetic distance measure = « Mesure de la distance génétique »

Figure 8. Arbre de l’indice de fixation (F_{st}) du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique – mesure de la distance génétique (Candy, 2013). Cette figure est fournie à titre d’exemple seulement.

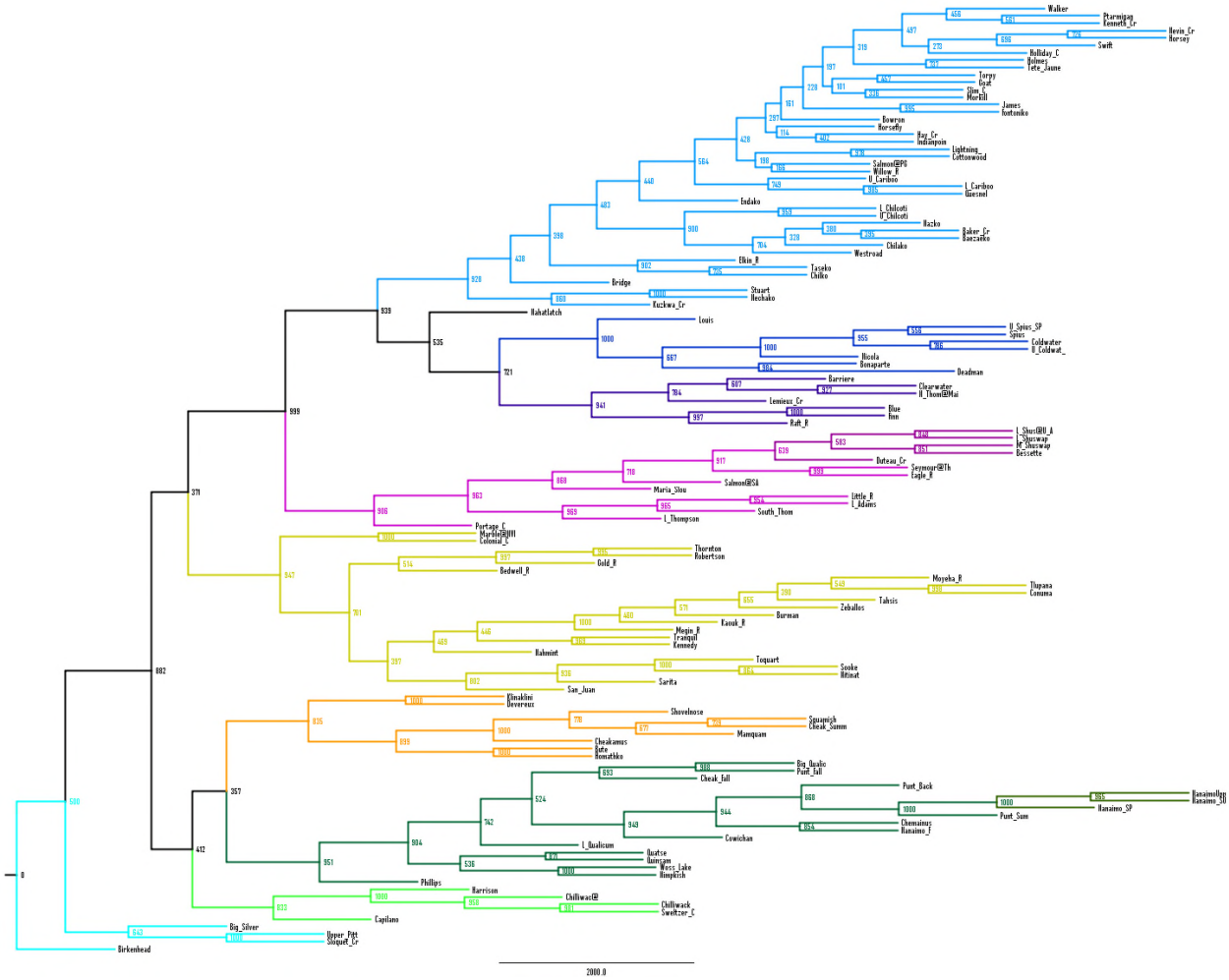


Figure 9. Arbre de consensus à partir de l'analyse *bootstrap* pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique au moyen du programme PHYLIP. La longueur des branches est une mesure du consensus pour les différents groupes de montaison (n = 1 000). Cette figure est fournie à titre d'exemple seulement.

Importance au point de vue évolutif (variantes du type de cycle vital/périodes de fraye et de montaison)

L'importance d'une population au point de vue évolutif est fondée sur les adaptations locales démontrées (*E2*) et sur la probabilité que la perte d'une population entraîne une discontinuité dans l'aire géographique (*E4*). Deux attributs du saumon chinook répondent à ces critères : 1) les variantes du type de cycle vital; 2) les différences dans les périodes de fraye/montaison.

Variantes du type de cycle vital

Le saumon chinook est unique parmi les espèces de saumons du Pacifique en raison des stratégies très variées qu'il présente à tous les stades du cycle vital, notamment la variation de l'âge auquel les juvéniles se dispersent à partir de leurs cours

d’eau natals; la durée de résidence en eaux douces, dans les estuaires et les océans; la répartition océanique; âge/période de montaison (Brown *et al.*, 2013a). Les différences dans le moment où le saumon chinook se rend en eau libre donnent lieu à des variantes du type de cycle vital, et le croisement n’a pas lieu facilement entre individus dont le cycle vital est décalé, même si la population de saumons chinooks dans une zone géographique donnée est souvent constituée d’un mélange de types (Healey, 1991, 2001). Initialement, le saumon chinook a été classé selon une structure de type de comportement dichotomique (type fluvial ou type océanique). Les saumons chinooks du type fluvial passeraient un an en eau douce avant de migrer vers l’océan et retourneraient hâtivement en eau douce pour frayer plus loin à l’intérieur des terres. Les saumons chinooks du type océanique, quant à eux, migreraient vers l’océan quelques semaines à quelques mois après avoir émergé dans les frayères de gravier et retourneraient tardivement pour frayer à une faible distance à l’intérieur des terres.

Depuis quelques décennies, on considère qu’il est plus exact de classer les stratégies du cycle vital du saumon chinook sur une échelle allant du type océanique au type fluvial. Des variations dans les formes comportementales du type océanique et du type fluvial ont été établies en fonction de l’origine géographique des poissons et des conditions résultantes auxquelles ils se sont adaptés (Brannon *et al.*, 2004). Les nombreuses adaptations locales ont donné lieu à des périodes de montaison et à des stratégies de croissance en eau douce atypiques (Healey, 1991; Waples *et al.*, 2004). Les saumons chinooks du type océanique peuvent croître en eau douce pendant une période allant jusqu’à six mois après l’émergence, alors que, dans certains bassins, les saumons chinooks du type fluvial ne restent parfois en eau douce que quelques semaines. Cette variation est cruciale pour la persistance du saumon chinook, car elle répartit les risques entre de nombreuses stratégies face aux conditions climatiques variables (Bradford et Taylor, 1997).

Les populations reproductrices de saumons chinooks se trouvant aux extrémités opposées de l’échelle des stratégies du cycle vital sont généralement très séparées sur le plan géographique (mais il y a des exceptions) (Bailey, comm. pers., 2018). Les individus de la variante océanique sont prédominants dans toutes les remontes au sud de la frontière de l’Alaska, sauf dans la rivière Yakoun, dans l’archipel Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte), le fleuve Fraser et le fleuve Columbia. Les individus de la variante fluviale contribuent de manière considérable aux remontes au sud de la frontière entre la Colombie-Britannique et l’Alaska et l’entrée Dixon. Lorsque des individus des deux extrémités de l’échelle sont sympatriques, on rencontre plus fréquemment les individus de la variante fluviale dans les frayères d’amont et les individus de la variante océanique dans les frayères d’aval (Rich, 1925; Hallock *et al.*, 1957; Healey et Jordan, 1982).

Des données probantes semblent indiquer que les variantes océanique et fluviale ont des origines raciales différentes (Healey, 1991; Waples *et al.*, 2004). Waples *et al.* (2004) font remarquer que, dans le fleuve Columbia, les deux lignées se comportent essentiellement comme deux espèces distinctes et qu’il existe peu de signes de flux génique, bien que les individus des deux lignées migrent ensemble dans de vastes zones de milieux fluviaux et océaniques et, dans certains cas, frayent dans des bassins

adjacents (d'autres interprétations suggèrent que les saumons chinooks du type océanique et ceux du type fluvial au sud du bassin du haut Columbia sont de la même lignée – voir Moran *et al.*, 2013). Des situations semblables existent également dans le bassin de la Thompson, qui se jette dans le Fraser (Fraser *et al.*, 1982; Candy *et al.*, 2002; Bailey, données inédites). Divers auteurs (voir p. ex. McPhail et Lindsey, 1986; Healey, 1991; Waples *et al.*, 2004) ont émis l'hypothèse selon laquelle les deux lignées pourraient provenir de refuges glaciaires différents (« Béringie » dans le nord et « Cascadia-Columbia » dans le sud) et se seraient adaptées localement depuis la dernière glaciation. Pour les UC du Fraser, on constate une grande diversité en ce qui concerne la croissance en eau douce, la répartition dans l'océan et la période de montaison. Les variantes fluviale et océanique sont toutes deux représentées, et l'on pense qu'un grand nombre des UC du Fraser intérieur proviennent de variantes du type fluvial d'origine béringienne. D'autres populations de la côte sud, à l'exception de certains groupes de stocks du Fraser, proviendraient du refuge glaciaire « Cascadia-Columbia » et semblent résider dans les eaux du plateau continental (Brown *et al.*, 2013a).

Chaque ZAC a été examinée afin d'obtenir de l'information sur la présence d'individus des différentes variantes du cycle vital. Lorsque les deux types étaient présents dans une ZAC, deux UD distinctes y ont été définies. Étant donné que l'on sait qu'il existe un certain degré d'« égarement » génétique (Waples *et al.*, 2004; Walter *et al.*, 2009), lorsque des données génétiques étaient disponibles, elles ont été utilisées pour confirmer l'absence de croisement entre les populations d'UD différentes.

Période de fraye et de montaison

La période de fraye est la période de l'année où les individus sexuellement matures, après avoir terminé leur migration, arrivent dans les frayères et se reproduisent. Le saumon chinook atteint la maturité sexuelle entre la première et la septième année de vie (Bailey, comm. pers., 2018). L'âge auquel la maturité est atteinte le plus couramment varie d'une population à l'autre, et les femelles atteignent généralement la maturité à un âge moyen plus élevé que les mâles (Quinn, 2005; données inédites du MPO). La période de fraye peut précéder de quelques semaines, voire de quelques mois, l'activité de fraye réelle chez certaines populations reproductrices. Des facteurs génétiques et environnementaux semblent être les principaux déterminants de ces caractéristiques pour chacune des populations (Quinn, 2005).

Beacham et Murray (1990) considèrent que la variabilité des périodes de fraye du saumon chinook et d'autres espèces de saumons est un signe d'adaptation locale, et l'on croit que le décalage des périodes de fraye limite la capacité de croisement (Waples *et al.*, 2004). En Colombie-Britannique, le pic d'abondance en période de montaison chez les populations de saumons chinooks du nord se produit généralement de juillet à septembre, et chez les populations du sud, d'avril à septembre (Bailey comm. pers., 2018). Dans un bassin hydrographique donné, plusieurs populations peuvent coexister, chacune ayant des périodes de fraye différentes et occupant des tronçons de rivière spécifiques (Parken *et al.*, 2008). La diversité des stratégies fondées sur la période de fraye démontre la spécificité des besoins thermiques

pour l'éclosion et l'émergence des alevins ainsi que la nécessité de synchroniser ces besoins avec d'autres facteurs environnementaux tels que la disponibilité de nourriture et les conditions hydrologiques.

Habituellement, la période de fraye est désignée par la période de montaison dans la littérature scientifique. Par exemple, Holtby et Ciruna (2007) utilisent un modèle de régression linéaire pour estimer la période de montaison à partir de la période de fraye.

JA moyen de la fraye = 161,4 + 0,482 (JA médian de la migration) Où JA = Jour de l'année	$r^2_{adj} = 0{,}595$ $SE_{est} = 20{,}75$ $F_{1,49} = 74{,}4$; $P < 0{,}0001$

La période de montaison correspond à la période pendant laquelle les saumons chinooks adultes amorcent la migration de retour vers leur cours d'eau natal. Waples *et al.* (2004) fournissent des définitions normalisées de la période de montaison (tableau 4), qui sont utilisées pour classer les populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique (Parken *et al.*, 2008).

Tableau 4. Définitions de la période de montaison des adultes, selon Waples *et al.* (2004). Ce tableau est une reproduction du tableau 1 dans Brown *et al.* (2013a).

Période de migration (mois)	Saison
Mars-mai	Printemps
Juin	Début de l'été
Juillet	Milieu de l'été
Août	Fin de l'été
Septembre-novembre	Automne
Décembre-février	Hiver

Le nouveau système de données sur les échappées de saumons (NuSEDS) permet d'enregistrer la période de montaison sous la forme de dates précises. Dans certaines ZAC, ces dates sont disponibles pour plusieurs sites. S'il y a suffisamment d'observations pour une population donnée dans plus d'une catégorie de période de montaison, on calcule le jour de l'année (JA) moyen des différents groupes de fraye, et on le compare pour déterminer sa signification statistique au moyen d'une analyse de variance. Si la différence est statistiquement significative, les groupes sont séparés en UD distinctes. Les UD ne contenant qu'un seul groupe de montaison sont simplement classées d'après le nom de la ZAC.

Résumé de l'approche globale

Dans cette analyse, les populations ont d'abord été distinguées par écotype (c.-à-d. la ZAC), puis, au besoin, elles ont été distinguées selon leur période de montaison. Pour chaque variante du cycle vital dans une ZAC donnée, l'information disponible a été

examinée pour déterminer les différences dans les périodes de fraye et de montaison. Dans une ZAC donnée, quand une variante du type de cycle vital était associée à plus d'un groupe de montaison, chacun des groupes était défini en tant qu'UD à part entière. Lorsqu'elles étaient disponibles, les données génétiques ont été comparées pour confirmer l'absence de croisement entre les saumons chinooks d'UD ayant des périodes de montaison différentes. Le flux génique n'est pas important entre les UD, mais il existe bel et bien (Waples *et al.*, 2004; Walter *et al.*, 2009).

Résultats

Les désignations d'UD établies à l'aide des méthodes décrites ci-dessus sont résumées ci-dessous et dans le tableau 5. Les désignations d'UC correspondantes sont également incluses dans le tableau 5 pour illustrer les principales ressemblances et différences entre les résultats obtenus avec chaque approche.

Caractère distinctif – géographie (écotype)

En fonction de l'écotype, sur les 19 ZAC identifiées dans le sud de la Colombie-Britannique, 7 contenaient une seule population discernable (baie Boundary-détroit de Georgia, canyon du Fraser-détroit de Georgia, haut Fraser, basse Thompson-détroit de Georgia, côte sud-détroit de Georgia, côte sud-fjords du sud, est de l'île de Vancouver-fjords du sud). Les 12 autres ZAC renfermaient des populations multiples, compte tenu de caractéristiques d'importance au plan évolutif (types de cycle vital, période de montaison et/ou groupes de fraye) et nécessitaient une analyse plus poussée.

Importance au point de vue évolutif – cycle vital

Dans 4 des 12 ZAC contenant de multiples groupes de populations, les 2 variantes, océanique et fluviale, étaient présentes. Deux de ces quatre ZAC, Thompson Sud-détroit de Georgia (STh-GStr) et Homathko-fjords du sud (HK-Sfj), contenaient chacune deux UD distinctes, une population de la variante fluviale et une population de la variante océanique. Les deux ZAC restantes ont besoin d'une analyse plus poussée. Dans la ZAC du bas Fraser-détroit de Georgia (LFR-GStr), les populations correspondant à chaque type de variante du cycle vital présentaient chacune d'autres divergences. Dans la ZAC de l'est de l'île de Vancouver-détroit de Georgia (EVI-GStr), la population du type fluvial s'est avérée être unique, tandis que la population du type océanique présentait d'autres différences.

Importance au point de vue évolutif – période de fraye et de montaison

Dans 4 des 12 ZAC contenant plusieurs groupes de populations, on retrouvait aussi plusieurs groupes de montaison. Dans la ZAC du bas Fraser-détroit de Georgia (LFR-GStr), les populations du type océanique ont des périodes de montaison à la fois en automne et en été, et les populations du type fluvial en ont à la fois au printemps et en été. Dans la ZAC du moyen Fraser-détroit de Georgia (MFR-GStr), il y avait seulement des individus de la variante fluviale, mais ceux-ci avaient des périodes de montaison au printemps, à l'été et à l'automne. De même, la ZAC de la Thompson Nord-détroit de Georgia (NTh-GStr) ne contenait que des individus de la variante fluviale, mais avec des périodes de montaison distinctes au printemps et en été. Dans la ZAC de l'est de l'île de Vancouver-détroit de Georgia (EVI-GStr), les individus de la variante océanique avaient des périodes de montaison à la fois en été et en automne.

Ces populations ont été séparées en UD distinctes en fonction de la période de montaison. Lorsqu'elles étaient disponibles, les données du jour de l'année (JA) de la fraye ont également été analysées pour déterminer si la montaison nécessitait une distinction supplémentaire. Cependant, seulement 12 populations contenaient plus d'une catégorie de période de fraye, et seulement 4 avaient un nombre suffisant d'observations dans plus d'une catégorie (Holtby et Ciruna, 2007.). L'évaluation a mené à la division supplémentaire de deux groupes en cinq UD distinctes : la remonte estivale du type fluvial dans la ZAC LFR-GStr, dont on a constaté qu'elle comportait deux groupes de fraye différents, et la remonte d'automne du type océanique dans l'est de l'île de Vancouver (EVI), dont on a constaté qu'elle comportait trois groupes de fraye différents.

Comparaison avec la désignation des UC

Bien que les UC désignées d'après la PSS diffèrent des UD désignées dans le présent rapport, elles présentent certaines ressemblances avec ces dernières. La plus grande importance accordée aux différences génétiques des locus neutres par la méthodologie des UC selon la PSS comparativement au processus de désignation des UD a entraîné un plus grand nombre d'UC (figure 10).

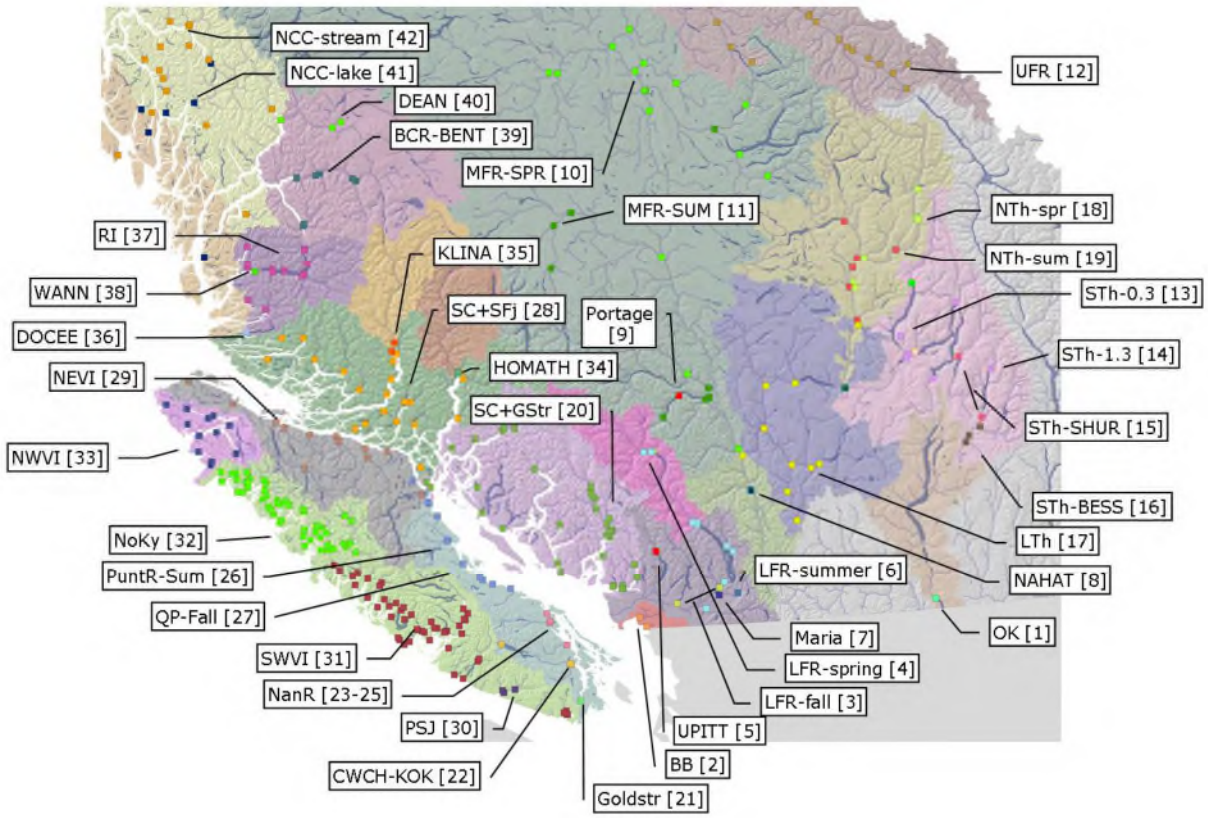


Figure 10. Unités de conservation (UC) du saumon chinook dans le sud et le centre de la Colombie-Britannique. Cette figure est une reproduction de la figure 58 dans Holtby et Ciruna (2007).

Tableau 5. Désignation acceptée des UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, accompagnée de la justification. Les unités de conservation (UC) du saumon chinook d'après la Politique sur le saumon sauvage (PSS) sont également présentées aux fins de comparaison (VCV = variante du cycle vital; PM = période de montaison; JA = jour de l'année).

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Nom abrégé de l'UD	ZAC	Cycle vital	Période de montaison	ID de l'UC	Nom de l'UC	Code de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UD	Justification
1	Population du sud de la partie continentale (C.-B.) – baie Boundary, type océanique, automne	BB+GStr/ océanique/ automne	BB+GStr	Océanique	Automne	CK-02	CK_Boundary Bay_FA_0.3	BB	Cycle vital, géographie	Géographie	Il y a un seul type de VCV avec une PM dans cette ZAC.
2	Population du bas Fraser, type océanique, automne	LFR+GStr/ océanique/ automne	LFR+GStr	Océanique (immédiat)	Automne	CK-03	CK_Lower Fraser River_FA_0.3	LFR-automne	Cycle vital et période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a cinq combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC. Un groupement génétique peut aussi être établi pour les sites de cette UD, qui se distinguent des sites des autres UD du bas Fraser.

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Nom abrégé de l'UD	ZAC	Cycle vital	Période de montaison	ID de l'UC	Nom de l'UC	Code de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UD	Justification
3	Population du bas Fraser, type fluvial, printemps	LFR+GStr/fluvial/ printemps	LFR+GStr	Fluvial	Printemps	CK-04	CK_Lower Fraser River_SP_1.3	LFR-printemps	Cycle vital et période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a cinq combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC. Un groupement génétique peut aussi être établi pour les sites de cette UD, qui se distinguent des sites des autres UD du bas Fraser.
4	Population du bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt)	LFR+GStr/fluvial/ été (haute Pitt)	LFR+GStr	Fluvial	Été	CK-05	CK_Lower Fraser River-Upper Pitt_SU_1.3	LFR-UPITT	Périodes de fraye et de montaison (analyse JA)	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a cinq combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC. Des différences dans les périodes de fraye de l'UD 4 et de l'UD 5 suffisent à démontrer l'importance au point de vue évolutif (analyse JA).
5	Population du bas Fraser, type fluvial, été	LFR+GStr/fluvial/ été	LFR+GStr	Fluvial	Été	CK-06	CK_Lower Fraser River_SU_1.3	LFR-été	Périodes de fraye et de montaison (analyse JA)	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a cinq combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC. Des différences dans les périodes de fraye de l'UD 4 et de l'UD 5 suffisent à démontrer l'importance au point de vue évolutif (analyse JA).
6	Population du bas Fraser, type océanique, été	LFR+GStr/ océanique/été	LFR+GStr	Océanique	Été	CK-07	CK_Maria Slough_SU_0.3	Maria	Géographie (autrement semblable à l'UC-13)	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a cinq combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC. Cette UD est liée génétiquement à l'UD 12, mais pas aux autres UD du bas Fraser.
7	Population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)	FRCany+GStr/ fluvial/printemps	FRCany+ GStr	Fluvial	Printemps	CK-08	CK_Middle Fraser-Fraser Canyon_SP_1.3	NAHAT	Génétique	Géographie	Il y a un seul type de VCV avec une PM dans cette ZAC.
8	Population du moyen Fraser, type fluvial, automne	MFR+GStr/fluvial /automne	MFR+ GStr	Fluvial	Automne	CK-09	CK_Middle Fraser River - Portage_FA_1.3	Portage	Période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a quatre PM distinctes dans cette ZAC. L'UD de ce site est aussi génétiquement distincte des autres UD du moyen Fraser.
9	Population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)	MFR+GStr/fluvial /printemps	MFR+ GStr	Fluvial	Printemps	CK-10	CK_Middle Fraser River_SP_1.3	MFR-printemps	Période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a quatre PM distinctes dans cette ZAC.
10	Population du moyen Fraser, type fluvial, été	MFR+GStr/fluvial /été	MFR+GSt r	Fluvial	Été	CK-11	CK_Middle Fraser River-SU_1.3	MFR-été	Période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a quatre PM distinctes dans cette ZAC.
11	Population du haut Fraser, type fluvial, printemps	UFR/fluvial/ printemps	UFR	Fluvial	Printemps	CK-12	CK_Upper Fraser River_SP_1.3	UFR-printemps	Période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a quatre PM distinctes dans cette ZAC. La période de montaison de l'UD du haut Fraser est différente de celle de l'UD 9.
12	Population de la Thompson Sud, type océanique, été	STh+GStr/ océanique/été	STh+GStr	Océanique	Été	CK-13	CK_South Thompson_SU_0.3	STh-0.3	Cycle vital, âge et lieu de fraye (échantillons génétiques semblables à ceux prélevés pour l'UC−07)	Géographie et cycle vital	Il y a deux types de VCV distincts dans cette ZAC. Les différences dans les périodes de fraye entre les différentes UC qui font partie de cette UD ne suffisent pas pour démontrer l'importance.
						CK-15	CK_Shuswap River_SU_0.3	STh-SHUR	Génétique (autrement semblable à l'UC-13)		

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Nom abrégé de l'UD	ZAC	Cycle vital	Période de montaison	ID de l'UC	Nom de l'UC	Code de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UD	Justification
13	Population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.3	STh+GStr/fluvial/été/1.3	STh+GStr	Fluvial	Été	CK-14	CK_South Thompson_SU_1.3	STh-1.3	Cycle vital, âge et génétique	Géographie et cycle vital	Il y a deux types de VCV distincts dans cette ZAC. Comme l'UD 14, cette UD est du type fluvial. Contrairement à l'UD 14, elle a une durée de génération moyenne de 4 ans, ce qui est normal pour le saumon chinook (selon NuSEDS, la durée de génération moyenne est de 4,5 ans en utilisant l'UD du ruisseau Dome, printemps, comme indicateur).
14	Population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2	STh+GStr/fluvial/été/1.2	STh+GStr	Fluvial	Été	CK-16	CK_South Thompson-Bessette Creek_SU_1.2	STh-BESS	Cycle vital, âge et génétique	Géographie et cycle vital	Il y a deux types de VCV distincts dans cette ZAC. Comme l'UD 13, cette UD est du type fluvial. Contrairement à l'UD 13, elle a une durée de génération moyenne de 3 ans, ce qui est atypique pour le saumon chinook (selon NuSEDS, la durée de génération moyenne est de 4,1 ans en utilisant l'UD de la rivière Nicola, printemps, comme indicateur).
15	Population de la basse Thompson, type fluvial, printemps	LTh+GStr/fluvial/printemps	LTh+GStr	Fluvial	Printemps	CK-17	CK_Lower Thompson_SP_1.2	LTh	Génétique, période de montaison et âge	Géographie	Il y a un seul type de VCV avec une PM dans cette ZAC. Un groupement génétique peut aussi être établi pour les sites de cette UD.
16	Population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps	NTh+GStr/fluvial/printemps	NTh+GStr	Fluvial	Printemps	CK-18	CK_North Thompson_SP_1.3	NTh-spr	Génétique, période de montaison et âge	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a deux PM distinctes dans cette ZAC.
17	Population de la Thompson Nord, type fluvial, été	NTh+GStr/fluvial/été	NTh+GStr	Fluvial	Été	CK-19	CK_North Thompson_SU_1.3	NTh-sum	Période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a deux PM distinctes dans cette ZAC.
18	Population de la côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne	SC+GStr/océanique/automne	SC+GStr	Océanique	Automne	CK-20	CK_Southern Mainland-Georgia Strait_FA_0.x	SC-GStr	Géographie (modélisation d'après la structure d'UC du saumon coho et du saumon kéta)	Géographie	Il y a un seul type de VCV avec une PM dans cette ZAC.
19	Population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps	EVI+GStr/fluvial/printemps	EVI+GStr	Fluvial	Printemps	CK-23	CK_East Vancouver Island-Nanaimo_SP_1.x	NanR-spr	Période de montaison et cycle vital	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a trois combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC.
20	Population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, été	EVI+GStr/océanique/été	EVI+GStr	Océanique	Été	CK-83	Vancouver Island-Georgia Strait_SU_0.3	EVIGStr-sum	Génétique, écotypologie et période de montaison	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a trois combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC.
21	Population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, automne	EVI+GStr/océanique/automne	EVI+GStr	Océanique	Automne	CK-21	CK_East Vancouver Island-Goldstream_FA_0.x	Goldstr	Génétique	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a trois combinaisons distinctes de type de VCV et de PM dans cette ZAC. Il n'y a pas de signes suffisants révélant des différences dans la période de fraye des UC faisant partie de cette UD pour démontrer l'importance (les données sont limitées).
						CK-22	CK_East Vancouver Island-Cowichan & Koksilah_FA_0.x	CWCH-KOK	Génétique et période de montaison		

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Nom abrégé de l'UD	ZAC	Cycle vital	Période de montaison	ID de l'UC	Nom de l'UC	Code de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UC	Fondement pour la désignation de l'UD	Justification
						CK-25	CK_East Vancouver Island-Nanaimo & Chemainus_FA_0.x	midEVI-fall	Génétique et période de montaison		
						CK-27	CK_East Vancouver Island-Qualicum & Puntledge_FA_0.x	EVI+GStr	Génétique et période de montaison		
22	Population de la côte sud – fjords du sud, type océanique, automne	SC+SFj/ océanique/ automne	SC+SFj	Océanique	Automne	CK-28	CK_Southern Mainland-Southern Fjords_FA_0.x	SC+SFj	Période de montaison et habitat	Géographie	Il y a une seule VCV avec une PM dans cette ZAC.
23	Population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (EVI+SFj)	EVI+SFj/ océanique/ automne	EVI+SFj	Océanique	Automne	CK-29	CK_East Vancouver Island-North_FA_0.x	NEVI	Période de montaison et habitat	Géographie	Il y a une seule VCV avec une PM dans cette ZAC.
24	Population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud)	WVI/océanique/ automne (sud)	WVI+WVI	Océanique	Automne	CK-31	CK_West Vancouver Island-South_FA_0.x	SWVI	Période de montaison (et habitat – en fonction de données de base sur l'UC).	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a deux PM distinctes dans cette ZAC. Les différences se retrouvent à l'intérieur du « groupe » de montaison automnale, mais elles suffisent pour démontrer l'importance.
25	Population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot)	WVI/océanique/ automne (Nootka et Kyuquot)	WVI+WVI	Océanique	Automne	CK-32	CK_West Vancouver Island-Nootka & Kyuquot_FA_0.x	NoKy	Période de montaison et de fraye	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a deux PM distinctes dans cette ZAC. Les différences se retrouvent à l'intérieur du « groupe » de montaison automnale, mais elles suffisent pour démontrer l'importance.
26	Population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI + WQCI)	WVI+WQCI/ océanique/ automne	WVI+WQCI	Océanique	Automne	CK-33	CK_West Vancouver Island-North_FA_0.x	NWVI	Classification de l'écotype	Géographie, cycle vital et période de montaison	Il y a un seul type de VCV avec une PM dans cette ZAC.
27	Population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été	HK+SFj/ océanique/été	HK+SFj	Océanique	Été	CK-34	CK_Homathko_SU_x.x	HOMATH	Génétique	Géographie et cycle vital	Il y a deux types de VCV distincts dans cette ZAC.
28	Population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été	HK+SFj/fluvial/ été	HK+SFj	Fluvial	Été	CK-35	CK_Klinakli ni_SU_1.3	KLINA	Génétique	Géographie et cycle vital	Il y a deux types de VCV distincts dans cette ZAC.

Importance de l'espèce

Le saumon chinook est l'une des cinq espèces anadromes sémelpares de saumons du Pacifique indigènes en Amérique du Nord (Healey, 1991). Le saumon chinook est une composante clé des écosystèmes naturels, car il constitue une importante source de nourriture pour d'autres poissons piscivores et pour certains mammifères marins. Par exemple, il est une proie très importante pour les épaulards (*Orcinus orca*) « résidents » qui se nourrissent de poissons dans le sud de la Colombie-Britannique et dont la survie a été liée à l'abondance du saumon chinook sur la côte ouest (Ford et Olesiuk, 2012).

Dans le détroit de Georgia, pendant les mois d'été, près de 80 % des séquences d'ADN détectées dans les échantillons de matières fécales d'épaulards proviennent du saumon chinook (Ford *et al.*, 2016). Ce dernier est aussi une espèce très importante pour les Premières Nations et les Métis de la Colombie-Britannique en tant que symbole culturel et source de nourriture (Brown *et al.*, 2013a; COSEWIC, 2014) et représente une espèce cible importante pour la pêche récréative et commerciale dans la province (Brown *et al.*, 2013a).

La répartition du saumon chinook dans les cours d'eau de l'île de Vancouver et de la Sunshine Coast ainsi que dans le Fraser chevauche le territoire et les intérêts traditionnels de plus de 170 Premières Nations et conseils tribaux (COSEWIC, 2014). Le saumon chinook est une espèce qui fait partie intégrante de la culture, et il est souvent le poisson le plus convoité par les Nations qui se trouvent dans son aire de répartition. Les saumons (y compris le saumon chinook) constituent un fondement important pour les cultures tribales, car ils ont une importance économique, nutritionnelle, culturelle et spirituelle. En plus d'être une source de nourriture très recherchée, le saumon chinook a été utilisé dans le passé pour la vente ou le commerce, pour diverses cérémonies et comme fondement de nombreuses histoires liées aux origines des Premières Nations (COSEWIC, 2014), et il continue de l'être.

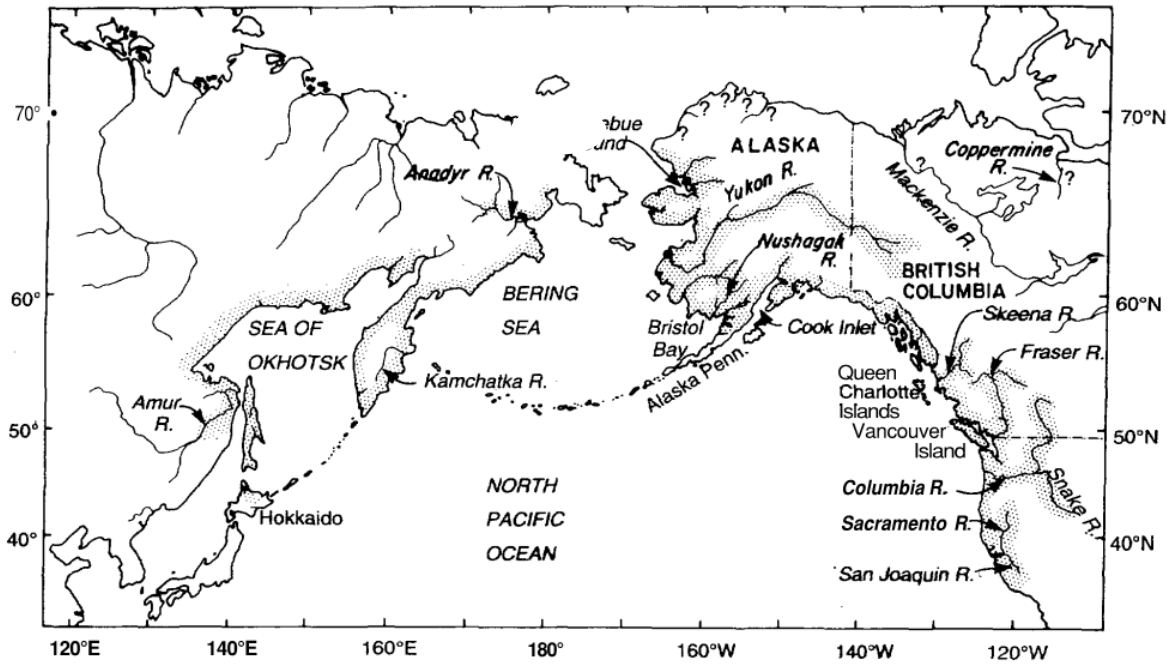
Le saumon chinook est également une espèce de grande valeur au point de vue économique et récréatif le long de toute la côte du Pacifique, depuis la Californie jusqu'à l'Alaska, ainsi qu'ailleurs dans le monde où il est présent naturellement ou a été naturalisé avec succès (Brown *et al.*, 2013a). Les interactions entre l'humain et le saumon chinook ont commencé il y a longtemps et elles sont nombreuses dans le Pacifique Ouest si bien que d'importantes activités de pêche ciblant cette espèce ont évolué dans toutes les régions, notamment des activités commerciales et récréatives réglementées dans les zones marines côtières et extracôtières ainsi que dans les portions tidales et non tidales de réseaux hydrographiques. Des engins variés sont utilisés pour les activités de pêche, principalement avec ligne et hameçon (pêche à la traîne et pêche récréative), senne et filet maillant. Dans les zones marines, le saumon chinook est également une prise accessoire de certains types de pêches, p. ex. la pêche à la goberge dans le golfe de l'Alaska. Dans certains écosystèmes d'eau douce, des méthodes traditionnelles de capture sont encore utilisées par les Premières Nations. Parmi les participants aux activités de pêche, on retrouve de nombreuses Premières Nations, des pêcheurs commerciaux titulaires d'un permis, d'origine autochtone ou non, et des membres du grand public (Britanno-Colombiens et touristes) qui pêchent à des fins récréatives ou comme guides de pêche dans le but de gagner leur vie (Brown *et al.*, 2013a).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Les populations reproductrices de saumons chinooks sont réparties du nord d'Hokkaido (Japon) au fleuve Anadyr (Russie) sur la côte asiatique et du centre de la Californie au fleuve MacKenzie (Territoires du Nord-Ouest, Canada) le long de la côte nord-américaine (McPhail et Lindsey, 1970; Major *et al.*, 1978; Bailey, comm. pers., 2018) (figure 11). L'espèce pourrait être en train d'établir de nouvelles populations à des latitudes plus élevées (p. ex. dans les régions arctiques de l'Alaska – voir Dunmall *et al.*, 2013), probablement en raison du réchauffement planétaire et d'autres changements climatiques (Heard *et al,*. 2007). On a constaté récemment des signes d'expansion de l'aire de répartition sous la forme de prises annuelles de saumons chinooks adultes par des pêches de subsistance près de la pointe Barrow, et de la capture, en 2004, de quatre saumons chinooks adultes dans la rivière Ublutuoch, un affluent près de l'embouchure de la rivière Coville en Alaska (Heard et al., 2007). Il existe des mentions occasionnelles de prises de saumons chinooks dans l'Arctique canadien, mais il n'y a aucune mention d'activité de fraye actuelle continue (McLeod et O'Neill, 1983; Stephenson, 2006; *Irvine et al.*, 2009; Dunmall *et al.*, 2013).

Le saumon chinook a également été introduit par l'humain dans des zones situées au-delà de son aire de répartition naturelle. Des individus transplantés avec succès ont établi des populations reproductrices de saumons chinooks en Nouvelle-Zélande (McDowall, 1994) et dans les Grands Lacs et leurs affluents (p. ex. aux lacs Michigan, Supérieur et Ontario) (Carl, 1982). Le saumon chinook a également été introduit au Chili et des populations confinées aux eaux intérieures se sont rapidement établies dans des cours d'eau chiliens et argentins (Becker *et al.*, 2007.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Anadyr R. = Fleuve Anadyr
BERING SEA = MER DE BÉRING
Kamchatka R. = Rivière Kamtchatka
Sea of Okhotsk = Mer d'Okhotsk
Amur R. = Fleuve Amour
Hokkaido = Hokkaido
North Pacific Ocean = Océan Pacifique Nord
Alaska Penn. = Péninsule de l'Alaska
Bristol Bay = Baie de Bristol
Cook Inlet = Golfe de Cook
Queen Charlotte Islands= Îles de la Reine-Charlotte
Vancouver Island= Île de Vancouver
Columbia R. = Fleuve Columbia
Sacramento R. = Fleuve Sacramento
San Joaquin R. = Fleuve San Joaquin
Snake R. = Rivière Snake
Fraser R. = Fleuve Fraser
Skeena R. = Rivière Skeena
BRITISH COLUMBIA= COLOMBIE-BRITANNIQUE
Mackenzie R. = Fleuve Mackenzie
Coppermine R. = Rivière Coppermine
Nushagak R. = Rivière Nushagak
Yukon R. = Rivière Yukon

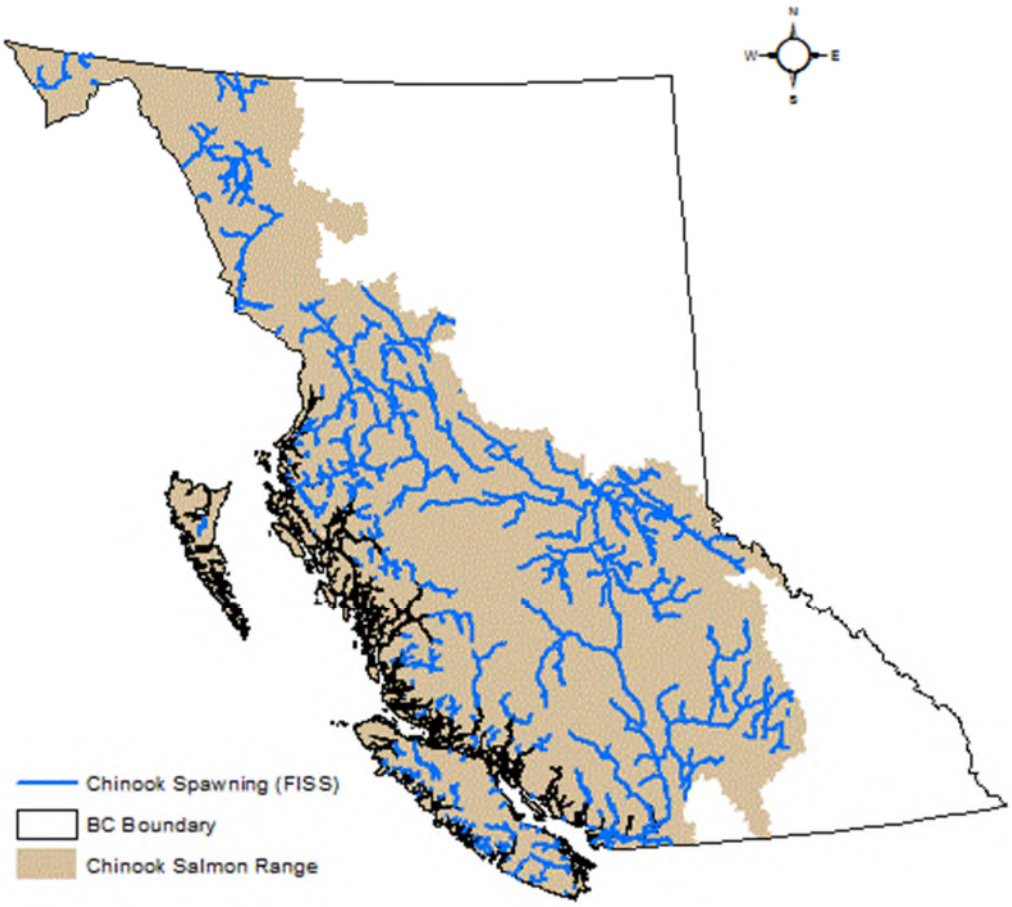
Figure 11. Carte de l'océan Pacifique Nord et de la mer de Béring montrant la répartition des populations reproductrices de saumons chinooks (en pointillé). Cette figure est une reproduction de la figure 3 dans Healey (1991).

Aire de répartition canadienne

Le saumon chinook est indigène dans les cours d'eau le long de toute la côte ouest du Canada et peut aussi être présent dans les rivières de la côte arctique canadienne (McLeod et O'Neill, 1983; Stephenson, 2006; Irvine *et al.*, 2009; Dunmall *et al.*, 2013) (figure 12, figure 13). McLeod et O'Neill (1983) rapportent avoir capturé un seul spécimen

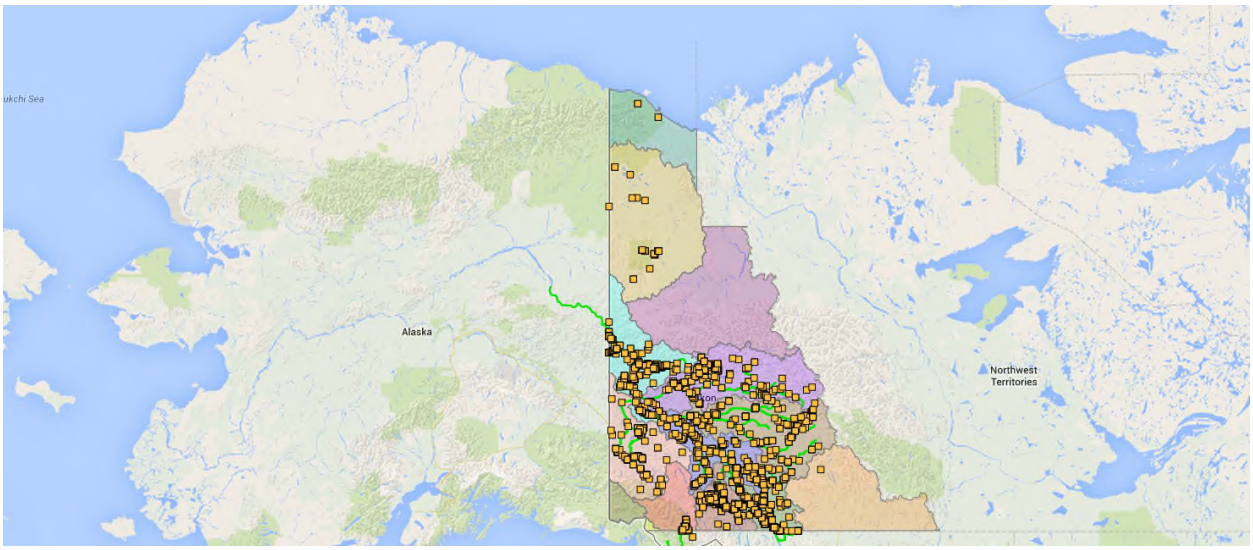
dans la rivière Liard, dans le bassin versant du haut Mackenzie, et Hart (1973) cite une mention non répertoriée de 13 spécimens dans la rivière Coppermine. Le saumon chinook est également présent dans la rivière Okanagan, entre le barrage McIntyre à l'exutoire du lac Vaseux (près d'Oliver, en Colombie-Britannique) et le bassin nord du lac Osoyoos près de la frontière avec l'État de Washington (COSEWIC, 2006).

Le saumon chinook se caractérise par sa forte plasticité et la grande variabilité de son cycle vital; il n'est donc pas surprenant que l'espèce réagisse au réchauffement du climat dans les milieux arctiques en étendant son aire de répartition à de nouvelles régions, particulièrement dans les bassins versants de la mer de Beaufort en Amérique du Nord (McLeod et O'Neill, 1983; Stephenson, 2006; Irvine *et al.*, 2009; Dunmall *et al.*, 2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Chinook spawning (FISS) = Cours d'eau de fraye du saumon chinook
BC boundary = Limites de la C.-B.
Chinook salmon range = Aire de répartition du saumon chinook

Figure 12. Aire de répartition du saumon chinook en Colombie-Britannique, y compris les cours d'eau de fraye du saumon chinook connus, tirés du Fisheries Information Summary System (FISS).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Northwest territories= Territoires du Nord-Ouest

Figure 13. Répartition du saumon chinook au Yukon d'après les observations de frayères au Yukon répertoriées dans le FISS (http://cmnmaps.ca/fiss_yukon/), consulté le 16 mai 2014.

Zone d'occurrence et zone d'occupation

Des renseignements sur la zone d'occurrence et la zone d'occupation du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont présentés pour chaque UD.

Il n'existe actuellement pas de source complète de données sur la répartition des populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique. Des mesures rigoureuses sur le plan quantitatif ont été définies et appliquées de façon étendue pour déterminer la répartition des populations de saumons rouges du Fraser (voir p. ex. de Mestral Bezanson *et al.*, 2012). Des méthodes similaires devraient en principe être élaborées et appliquées au saumon chinook dans la mesure du possible. Brown *et al.* (2013a) fournissent, comme paramètres de répartition provisoires, le nombre de bassins versants et leur superficie totale ainsi que la longueur de l'habitat de fraye connu du saumon chinook. Comme il a été mentionné, les limites des UC sont définies à l'aide du cycle vital (c.-à-d. la période de montaison) et des données génétiques et d'écotypologie, et elles ne sont déterminées que pour les systèmes d'eau douce canadiens (Holtby et Ciruna, 2007). Étant donné que chaque UD est fondée sur des paramètres adaptés des UC, les zones marines ne sont pas directement comprises dans la délimitation des UD. Cependant, les aires de répartition marines sont indirectement prises en compte par la composante écotypologique, selon laquelle chaque UC se voit attribuer une zone adaptative d'eau douce et une zone adaptative marine qui, combinées, forment une zone adaptative conjointe (ZAC = ZAED + ZAM). L'inclusion directe de zones marines donnerait de très grandes zones d'occurrence et zones d'occupation et empêcherait les comparaisons entre UD.

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

La zone de fraye du saumon chinook s'étend depuis les zones subissant les effets des marées jusqu'à une distance variant entre 1 000 km (type océanique) et 3 000 km (type fluvial) en amont, près des eaux d'amont des rivières (Diewart, 2007). Le saumon chinook a besoin en moyenne de 16 à 24 m^2 de gravier par couple reproducteur (Burner, 1951). La réussite de l'incubation exige des débits stables fournissant un apport suffisant en oxygène, mais pas élevés au point de provoquer le mouvement du gravier ou l'affouillement du lit du cours d'eau. Les particules de substrat doivent être assez petites pour permettre aux saumons de les déplacer pour la construction du nid et assez volumineuses pour assurer un écoulement suffisant pour les œufs en incubation et, plus tard, pour les alevins en croissance. Un bon écoulement sous le lit de gravier est un facteur clé dans le choix de l'emplacement des nids de tous les saumons chinooks, car la taille relativement grande et le faible rapport surface-volume des œufs du saumon chinook les rendent vulnérables aux teneurs réduites en oxygène. Pourvu que la condition d'un bon écoulement sous le lit de gravier soit satisfaite, la fraye du saumon chinook se déroule dans une large fourchette de profondeurs d'eau, de vitesses du courant et de substrats (Scott et Crossman, 1973; Healey, 1991; Diewart, 2007). Cette nécessité apparente d'un écoulement suffisant sous le lit de gravier peut signifier que l'habitat de fraye convenable du saumon chinook est plus limité dans la plupart des rivières que ce que les observations superficielles pourraient laisser croire (Healey, 1991). Pour ce qui est des conditions thermiques, le saumon chinook en période de fraye a besoin d'eaux plus fraîches que celles qu'il peut tolérer pendant la migration au stade adulte. La plage de températures optimales pour la survie des œufs et des nouveau-nés est de 5 à 15 °C (Leitritz et Lewis, 1976; Van Vleck *et al.*, 1988; McCullough, 1999; Diewart, 2007). Si elles demeurent constantes, les températures maximale et minimale associées à un taux de mortalité avant éclosion de 50 % pour le saumon chinook sont de 16 °C et de 2,5 à 3,0 °C, respectivement (Alderdice et Velsen, 1978). La température maximale létale pour les alevins du saumon chinook est de 25,1 °C (Scott et Crossman, 1973), bien que des données anecdotiques laissent croire que cette température pourrait être plus élevée, comme en témoignent des alevins du saumon chinook se nourrissant à 25 °C dans la rivière Coldwater en 2017 (Bailey, comm. pers., 2018). La tolérance thermique pourrait aussi varier d'un stock à l'autre (Perry *et al.*, 2013; Plumb et Moffitt, 2015).

La croissance du saumon chinook se déroule en eau douce (cours d'eau, lacs) et dans les estuaires et l'océan. En eau douce, l'abondance des juvéniles est généralement plus élevée dans les eaux peu profondes où la vitesse du courant est faible et les particules de substrat sont de petite taille. On peut cependant rencontrer des individus dans un large éventail de types de substrats, de profondeurs et de vitesses de courant (Chapman et Bjornn, 1969; Everest et Chapman, 1972). Les individus de grande taille, plus âgés, préfèrent en général les milieux profonds à vitesse du courant élevée. Le saumon chinook est rarement présent dans les eaux calmes ou dans les endroits où la

vitesse du courant est supérieure à 30 cm/s (Murphy *et al.*, 1989). Des températures de l'eau de 10 à 14 °C créent des conditions propices à la croissance (Scott et Crossman, 1973; Van Vleck *et al.*, 1988; McCullough, 1999). Des températures supérieures à 18 °C perturberont la migration des juvéniles vers la mer (Yates *et al.*, 2008).

En eau douce, les saumons chinooks juvéniles se nourrissent principalement d'invertébrés, notamment d'insectes adultes et de larves. Le substrat optimal pour assurer le maintien d'une population d'invertébrés diversifiée est constitué d'une combinaison de vase, de gravier et de gravats. Un rapport fosses-radiers d'environ 1:1 semble fournir un mélange optimal d'habitats d'alimentation et de croissance au saumon chinook dans les cours d'eau. Une végétation naturelle et saine en bordure des cours d'eau est importante pour le maintien des températures, le contrôle de l'érosion et de la sédimentation et l'approvisionnement en proies qui sont un élément important du régime alimentaire des saumons chinooks du type fluvial. De plus, l'habitat de croissance en eau douce doit avoir une eau de qualité, en quantité suffisante (Diewart, 2007). Un nombre grandissant de données probantes suggèrent que, en hiver comme en été, les eaux souterraines et hyporhéiques sont d'importants modérateurs de la température des cours d'eau et peuvent créer des refuges thermiques pour le saumon chinook du type fluvial (p. ex. protection contre la formation de glace de fond) (Bailey, comm. pers., 2018).

Les estuaires côtiers offrent une zone de transition, de nombreuses possibilités d'alimentation et de croissance ainsi qu'un refuge contre les prédateurs pour les saumons chinooks en croissance. En tant que zones de transition, les estuaires aux eaux saumâtres permettent aux saumons chinooks juvéniles de s'acclimater lors de leur passage de l'eau douce à l'eau salée et entre des eaux dont la température est différente. Ces milieux offrent des possibilités d'alimentation considérables et produisent généralement plus de proies que les zones océaniques ou d'eau douce adjacentes. Les estuaires pourraient donc favoriser la croissance des saumons chinooks et, par conséquent, les individus auraient une plus grande taille à leur entrée dans l'océan, ce qui pourrait signifier un taux plus élevé de survie en mer (Quinn, 2005). Les estuaires offrent également un refuge contre les prédateurs. La turbidité plus élevée souvent associée aux zones estuariennes limite la capacité des prédateurs visuels de repérer les saumons juvéniles. La végétation aquatique abondante associée aux estuaires offre également un abri structurel important (Diewart, 2007). Ces avantages sont probablement plus importants pour les saumons chinooks du type océanique, car les saumons chinooks du type fluvial ont une plus grande taille lorsqu'ils pénètrent dans l'océan et ne passent pas beaucoup de temps en milieu littoral.

Le saumon chinook aurait besoin de milieux marins littoraux productifs, car sa survie pendant la période de résidence précoce dans l'océan peut avoir une incidence sur la production totale (Brown *et al.*, 2013a). Le saumon chinook demeure généralement dans des milieux abrités près des côtes pendant des périodes de durée variable, selon des facteurs tels que la disponibilité de nourriture, la compétition, la prédation et les conditions environnementales. Les zones côtières constituent un habitat riche, recelant de nombreuses possibilités d'alimentation et de croissance. Tout au long de cette période, le varech ainsi que d'autres plantes du littoral offrent un refuge important contre les prédateurs ainsi qu'un milieu productif au plancton, élément important du régime alimentaire des saumons chinooks juvéniles (Williams, 1989; Healey, 1991; Diewart, 2007). Par conséquent, la santé des écosystèmes océaniques côtiers joue un rôle clé dans la production des stocks de saumons chinooks.

Au fur et à mesure qu'il grandit et parvient à maturité, le saumon chinook se disperse largement dans tout le Pacifique Nord où il se nourrit principalement de petits poissons (principalement le hareng et le lançon), les larves de crabe, les calmars et le zooplancton de grande taille contribuant également à son alimentation. Bien que les schémas de migration et d'autres aspects de l'écologie marine des saumons du Pacifique soient toujours peu connus, la période de résidence dans l'océan est reconnue comme un élément très important de leur cycle vital. Pendant leur séjour en mer, les saumons chinooks migrent sur des distances variables pendant qu'ils grandissent et emmagasinent les réserves d'énergie nécessaires à la reproduction. Bien que les tendances de répartition varient d'une année à l'autre et d'un stock à l'autre, tous les saumons chinooks du type fluvial utilisent les milieux côtiers et extracôtiers pendant une période de croissance rapide qui est essentielle au succès reproductif.

Les saumons chinooks adultes ont généralement besoin d'avoir accès à leurs frayères natales pour se reproduire avec succès et conserver une valeur adaptative suffisante. Les individus égarés peuvent se reproduire avec succès en dehors de leurs cours d'eau natals, mais leur valeur adaptative peut s'en trouver amoindrie. Les barrages construits par les humains, les barrages de castors, les chutes d'eau ou les éboulements/coulées de terre qui bloquent la migration en amont peuvent limiter l'accès aux frayères et avoir une incidence sur la production (Diewart, 2007; Bailey, comm. pers., 2018). Les conditions propices à la montaison/migration de retour des individus adultes sont limitées aux régions et aux saisons où la température de l'eau est généralement inférieure à 19 °C (Yates *et al.*, 2008). Le saumon chinook adulte interrompt sa migration et cherche des refuges lorsque la température de l'eau dépasse 22 °C (Alexander *et al.*, 1998). La survie des adultes et la viabilité des œufs non fécondés diminuent à des températures supérieures à 16 °C et inférieures à 3 °C (Van Vleck *et al.*, 1988). Si des conditions telles qu'une température de l'eau élevée ou des débits extrêmes (élevés ou faibles) se présentent lorsque les reproducteurs arrivent à leur rivière d'origine, ces derniers attendront à proximité de l'embouchure de la rivière que les conditions s'améliorent. Ce retard d'entrée dans la rivière peut nuire à la survie et au succès de la fraye, car les individus peuvent être exposés à la prédation par les mammifères marins (Diewart, 2007).

Tendances en matière d'habitat

Les tendances en matière d'habitat sont examinées en détail dans le chapitre de chaque UD. La présente section décrit les facteurs généraux qui ont une incidence sur l'habitat d'eau douce et l'habitat marin.

Habitat d'eau douce

L'état de tous les saumons du Pacifique est étroitement lié à la disponibilité de milieux d'eau douce productifs. Les impacts anthropiques ont considérablement réduit, voire éliminé, l'habitat accessible dans le passé et/ou ont entraîné la mortalité directe de salmonidés juvéniles. Les effets négatifs découlent des prélèvements d'eau, de la construction de barrages (pour la production d'électricité ou la déviation de cours d'eau), qui limitent le passage des poissons ou qui entraînent ou blessent les poissons migrateurs, ainsi que de la dégradation de l'habitat par les utilisations industrielle, agricole et urbaine (Raymond, 1988; Myers *et al.*, 1998). La pollution (p. ex. le ruissellement agricole, les produits chimiques de l'industrie), le déplacement modifié des sédiments des milieux terrestres vers les milieux aquatiques (p. ex. par la construction de routes pour l'exploitation forestière) et la canalisation/l'érosion entraînant la perte des refuges en eau profonde (Groot et Margolis, 1991; Bailey, comm. pers., 2018) ont une incidence négative sur la qualité de l'eau. De plus, la modification des régimes d'écoulement naturels a entraîné des effets néfastes variés, notamment une augmentation de la température de l'eau, des changements dans les structures des communautés de poissons et la réduction des débits d'eau en deçà des seuils nécessaires à la migration, à la fraye, à la croissance, au charriage des sédiments hors des frayères de gravier, à la formation d'amas de gravier et au transport des gros débris ligneux (NOAA Fisheries, 2014a). Les caractéristiques physiques des barrages, telles que les turbines et les vannes de vidange augmentent également la mortalité des salmonidés adultes et juvéniles. Les tentatives peu fréquentes dans le sud de la Colombie-Britannique visant à atténuer les effets néfastes de ces structures ont rarement réussi jusqu'à maintenant.

Habitat marin

Les scientifiques reconnaissent depuis longtemps l'importance de l'océan pour la dynamique des populations de saumons (voir p. ex. Pearcy, 1992; Beamish, 1993; Schindler *et al.*, 2013). Le saumon chinook passe la majeure partie de son cycle vital et prend plus de 95 % de son poids en mer. On croit que deux périodes sont particulièrement importantes : 1) les mois du printemps et de l'été qui suivent immédiatement la dévalaison des smolts; 2) le premier hiver en mer (Beamish et Mahnken, 2001). Pendant l'hiver, le saumon chinook passe par de longues périodes de rareté de nourriture et doit compter sur l'énergie accumulée pendant la saison de croissance pour survivre. Par conséquent, les conditions qui causent des changements dans la période de migration peuvent synchroniser ou désynchroniser la présence des saumons avec celle des proies et des prédateurs importants, ce qui se traduit ultimement par des possibilités de croissance variables et des taux de survie différents (voir p. ex. Scheuerell *et al.*, 2009; Holsman *et al.*, 2012).

Les changements naturels et anthropiques du milieu océanique physique (p. ex. changements de la température et du climat) peuvent affecter les saumons indirectement par l'intermédiaire de processus physiologiques, mais aussi indirectement par le biais de répercussions sur le milieu biologique environnant (p. ex. la chaîne alimentaire). Par exemple, les conditions océaniques favorables à l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) et à la lamproie à queue noire (*Lampetra ayresii*) dans le détroit de Georgia créent une pression de prédation accrue sur les jeunes saumons chinooks (Beamish et Neville, 2000). Les études des conditions océaniques ont porté principalement sur une fourchette d'échelles temporelles et spatiales, allant des phénomènes et indices à grande échelle, comme l'oscillation décennale du Pacifique (Mantua *et al.*, 1997; Hertz *et al.*, 2016b), l'indice de l'oscillation arctique, l'indice du Pacifique Nord, l'oscillation du tourbillon du Pacifique Nord et l'indice de pression sur la mer de Béring (Scheuerell, 2012; Hertz *et al.*, 2016b; Malick *et al.*, 2017), aux mesures directes des conditions physiques régionales comme la température de surface de la mer (Mueter *et al.* [2002] pour le saumon kéta [*Oncorhynchus keta*], le saumon rouge [*O. nerka*] et le saumon rose [*O. gorbuscha*]). Scheuerell (2012) a trouvé des signes indiquant que la pression au niveau de la mer et, dans une moindre mesure, la température de la mer peuvent contribuer à certaines des tendances temporelles observées dans le rapport recrues/reproducteur des stocks de saumons chinooks de l'Arctique-Yukon-Kuskokwim. Hertz *et al.* (2016b) ont constaté que la survie des smolts du saumon chinook au large de la côte ouest de l'île de Vancouver peut être liée à la variabilité climatique à grande échelle par l'écologie alimentaire. Bien que les associations entre le taux de survie et les indices climatiques à grande échelle ne fournissent pas d'explication mécaniste illustrant quels processus océaniques particuliers font varier le taux de survie, elles donnent à penser que les changements à grande échelle de l'environnement influent sur le caractère convenable des conditions océaniques que connaissent les saumons chinooks juvéniles pendant les premiers stades de leur cycle vital en mer (Schindler *et al.*, 2013).

Les impacts anthropiques sur les processus écologiques marins contribuent probablement aussi aux changements des conditions océaniques qui affectent la croissance et la survie du saumon chinook. Par exemple, l'effectif de plusieurs populations de saumons chinooks est augmenté (c.-à-d. que ces populations sont mises en valeur) par des lâchers d'écloseries, et il est démontré que la mise en valeur présente des risques pour les populations naturelles. Cependant, les effets de la mise en valeur varient d'une UD à l'autre, et ils sont mal compris en raison d'un manque de données. Dans la mer de Béring, la production en écloserie et la répartition des autres espèces de saumons (saumon rose, saumon kéta, saumon rouge) dans les aires d'alimentation du saumon chinook peuvent créer des conditions de compétition accrue pour la nourriture (Myers *et al.*, 2010; Ruggerone et Irvine, 2018). La compétition en mer peut entraîner une réduction de la croissance et de la survie et peut vraisemblablement réduire le potentiel de reproduction des survivants (Ruggerone et Nielson, 2009; Ruggerone et Agler, 2010; Schindler *et al.*, 2013). Les pêches marines à l'échelle industrielle peuvent à la fois jouer un rôle de compétiteur (p. ex. en réduisant la densité des principaux poissons-proies) et un rôle de prédateur (p. ex. par les prises accessoires de saumons), modifiant ainsi la productivité et la structure et la dynamique des communautés parce qu'elles enlèvent un

grand nombre d'espèces cibles (Schindler *et al.*, 2013). Enfin, les changements climatiques anthropiques sont un facteur important influant sur les régimes de température marins.

BIOLOGIE

La biologie générale du saumon chinook est bien documentée en Amérique du Nord. Les sections suivantes s'inspirent largement de Healey (1991) et de Myers *et al.* (1998).

Cycle vital et reproduction

Le cycle vital général du saumon du Pacifique comprend l'incubation, l'éclosion, l'émergence et la croissance en eau douce, la migration vers l'océan et le début subséquent de la maturation ainsi que le retour en eau douce pour achever la maturation et frayer (Myers *et al.*, 1998). La période de croissance des juvéniles en eau douce peut être de courte durée ou plus longue; certains saumons chinooks mâles atteignent la maturité en eau douce, sautant l'étape de la migration vers l'océan (p. ex. les « jimmies » ou jeunes saumons d'un an; Bailey, comm. pers., 2018; Johnson *et al.*, 2012). Les saumons chinooks atteignent la maturité entre la première et la septième année de vie, mais généralement vers l'âge de cinq ans (DFO, 2008). Comme de nombreuses espèces d'*Oncorhynchus*, le saumon chinook est sémelpare (c.-à-d. qu'il meurt après avoir frayé une fois) (Healey, 1991).

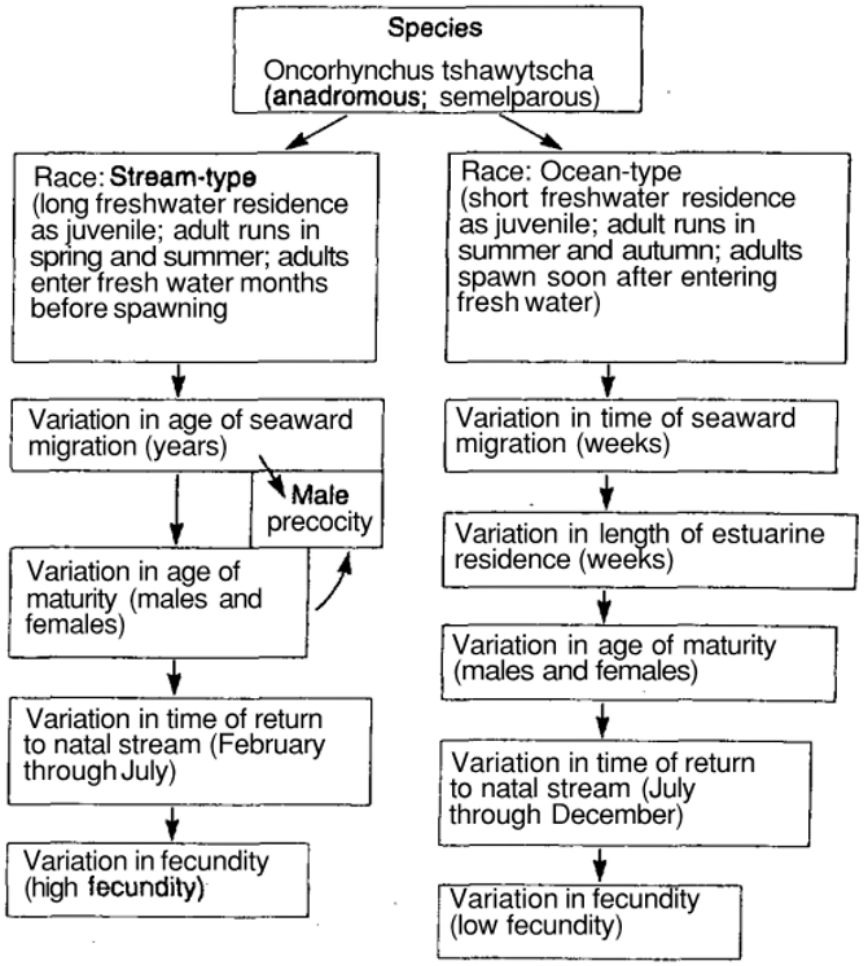
Cette stratégie générale du cycle vital comprend deux formes comportementales que l'on peut classer sur une échelle allant du type océanique au type fluvial. Les variantes du cycle vital se retrouvent quelque part le long de cette échelle et correspondent à l'expression d'une gamme de stratégies à la fois pour les phases en eau douce et en mer. La figure 14 (tirée de Healey, 1991) illustre la stratégie générale du cycle vital du saumon chinook et l'échelle de variation pour chaque type de comportement.

Il est important de noter que pour le saumon chinook qui tend vers l'une ou l'autre des extrémités de l'échelle des formes comportementales, il existe des opinions divergentes concernant le caractère distinctif des lignées génétiques (voir p. ex. Waples *et al.*, 2004; Beacham et Withler, 2010; Moran *et al.*, 2012; Braun *et al.*, 2015). L'étude de la lignée maternelle par l'ADN mitochondrial est un moyen potentiel de résoudre ces différences (Bailey, comm. pers., 2018).

En général, le saumon chinook du type fluvial passe une ou plusieurs années sous la forme d'alevin ou de tacon en eau douce avant de migrer vers la mer, entreprend d'importantes migrations océaniques au large et retourne dans son cours d'eau natal au printemps ou en été, plusieurs mois avant la fraye. Occasionnellement, les mâles du type fluvial atteignent la maturité « précocement » sans jamais aller en mer (Johnson *et al.*, 2012).

Le saumon chinook du type océanique migre vers la mer au cours de sa première année de vie, normalement dans les trois mois suivant son émergence dans les frayères de gravier, passe la majeure partie de sa vie océanique dans les eaux côtières et retourne dans son cours d'eau natal à l'automne, quelques jours ou semaines avant la fraye (Healey, 1991). Le moment de la migration n'est pas toujours corrélé au moment de la fraye, car ce dernier exige que le saumon chinook ait accès aux frayères, ce qui peut à son tour dépendre de la période de crue printanière et du caractère convenable de la température dans les cours d'eau.

On croit que ces variations du cycle vital représentent l'adaptation à l'incertitude entourant la survie des juvéniles et la productivité dans des aires de croissance particulières en eau douce et dans les estuaires. Il semble qu'une diversité de comportements ait évolué chez les saumons juvéniles et adultes, qui répartit le risque de mortalité entre les différents âges et milieux (voir p. ex. Stearns, 1976; Real, 1980). Une mortalité excessivement élevée pendant une année donnée ou dans un milieu particulier peut ainsi être compensée (Healey, 1991). Le risque est également atténué par le fait que les saumons chinooks atteignent la maturité à un âge variable, la fraye ayant lieu entre 2 et 5 ans chez les variantes océaniques et entre 3 et 7 ans chez les variantes fluviales (Bailey, comm. pers., 2018).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Species= Espèce
Oncorhynchus tshawytscha (**anadromous**; semelparous) = *Oncorhynchus tshawytscha* (**anadrome**; sémelpare)

Race=Race

Stream type=**Type fluvial**

long freshwater residence as juvenile= temps de séjour en eau douce des juvéniles long

adult runs in spring and summer= remontes d'individus adultes au printemps et en été

adults enter fresh water months before spawning= les individus adultes arrivent en eau douce des mois avant la fraye

Race=Race

Ocean-type= Type océanique

Short freshwater residence as juvenile= temps de séjour en eau douce des juvéniles court

adult runs in summer and autumn= remontes d'individus adultes en été et à l'automne

adults spawn soon after entering fresh water= la fraye a lieu peu de temps après l'arrivée des adultes en eau douce

Variation in age of seaward migration (years) = Variation de l'âge à la dévalaison (années)

Variation in time of seaward migration (weeks) = Variation de l'âge à la dévalaison (semaines)

Male precocity= Précocité des mâles

Variation in length of estuarine residence (weeks) = Variation du temps de séjour en eaux estuariennes (semaines)

Variation in age of maturity (males and females) = Variation de l'âge à maturité (mâles et femelles)

Variation in time of return to natal stream (February through July) = Variation de la période de montaison (retour vers le cours d'eau natal) (février à juillet)

Variation in time of return to natal stream (July through December) = Variation de la période de montaison (retour vers le cours d'eau natal) (juillet à décembre)

Variation in fecundity (high fecundity) = Variation de la fécondité (fécondité élevée)

Variation in fecundity (low fecundity) = Variation de la fécondité (fécondité faible)

Figure 14. Structure du cycle vital du saumon chinook montrant la division de l'espèce en deux types (océanique et fluvial) et l'échelle de variation pour chaque type, qui illustre le continuum entre les deux types et le fait qu'il ne s'agit pas d'une division purement dichotomique. Cette figure est une reproduction de la figure 1 de Healey (1991).

Pour se préparer à la fraye, la femelle du saumon chinook creuse une dépression dans le lit de gravier du cours d'eau en effectuant de vigoureux mouvements de côté près du fond. Le gravier et le sable projetés hors de la dépression s'accumulent en un monticule, formant une couverture de gravier, du côté aval de la dépression. Une fois qu'elle a terminé de creuser, la femelle dépose un groupe ou une « poche » d'œufs dans la dépression, qui sont fécondés par un ou plusieurs mâles; elle se déplace ensuite vers un endroit immédiatement en amont et répète le processus. Le matériau enlevé lorsqu'elle creuse le nouveau site recouvre les œufs fécondés dans la dépression en aval, les protégeant ainsi de la prédation et de l'action d'affouillement du lit du cours d'eau, qui pourrait les emporter (Diewart, 2007). Sur une période allant d'un à plusieurs jours, la femelle dépose de quatre à cinq poches d'œufs formant une ligne vers l'amont, élargissant au fur et à mesure les dépressions excavées. La superficie totale excavée, y compris la couverture de gravier, est appelée un « nid » (Healey, 1991). La taille (superficie) et la profondeur des nids varient selon la vitesse d'écoulement et la grossièreté du gravier des frayères (Vronskiy, 1972; Neilson et Banford, 1983; Healey, 1991). Le saumon chinook du type fluvial creuse habituellement des nids de plus petite taille dans des graviers plus grossiers que le saumon chinook du type océanique (Burner, 1951; Diewart, 2007).

Les femelles défendent leurs nids pendant des jours, voire des semaines, la durée moyenne de résidence diminuant tout au long de la période de fraye (Healey, 1991). Dans la rivière Morice (bassin versant de la haute Skeena), les femelles sont restées près des nids entre 4 et 18 jours (Neilson et Geen, 1981) et, dans la rivière Nechako, (bassin versant du haut Fraser), elles ont défendu les nids pendant 6 à 25 jours (Neilson et Banford, 1983). Les populations des rivières Morice et Nechako sont principalement constituées d'individus du type fluvial, bien que la présence de saumons chinooks du type océanique ait été établie par l'analyse des écailles.

La fécondité varie considérablement au sein d'une même population de saumons chinooks, d'une population à l'autre et d'une année à l'autre (McGregor, 1922, 1923; Healey et Heard, 1984; Myers *et al.*, 1998). Dans une étude portant sur 16 populations de saumons chinooks, la fécondité des femelles allait de moins de 2 000 œufs à plus de 17 000 œufs (Healey et Heard, 1984). La fécondité était significativement corrélée à la taille des femelles dans toutes les populations étudiées, sauf une, mais la taille n'expliquait que 50 % ou moins de la variation entre individus d'une même population, une grande partie de la variation entre individus demeurant inexpliquée. Healey et Heard (1984) ont émis l'hypothèse que cette forte variation pourrait refléter un compromis incertain entre la taille des œufs et leur quantité en lien avec la valeur adaptative globale des populations de saumons chinooks. Dans une population stable, la fécondité suffit ultimement à obtenir une production moyenne d'une femelle reproductrice pour chaque femelle reproductrice de la génération parentale (Healey, 1991).

La survie des œufs dans les nids naturels non perturbés semble être assez élevée. Vronskiy (1972) rapporte un taux de survie de 97 % à l'éclosion, et Briggs (1953) rapporte un taux de survie de 90 % au stade œillé et de 82 % à l'éclosion. Ni l'un ni l'autre des auteurs n'ont traité des pertes dues à l'affouillement ou à l'envasement (Healey, 1991).

La durée d'incubation des œufs dépend en partie de la température de l'eau; en général, plus la température de l'eau est basse, plus la période d'incubation est longue. Alderdice et Velsen (1978) ont déterminé que le délai pour atteindre un taux de 50 % d'éclosion était d'environ 159 jours à 3 °C et de 32 jours à 16 °C. Étant donné que l'incubation ne se déroule pas à une température constante pour les populations naturelles, il est plus utile de convertir ces valeurs en unités thermiques accumulées (ATU), et donc les ATU requises pour un taux de 50 % d'éclosion vont de 477 à 512 (159 × 3 = 477; 32 × 16 = 512). Au moment de l'éclosion, les alevins se déplacent sur des distances variables dans les espaces interstitiels du gravier selon la taille des particules qui le constituent (Diewart, 2007). Les poissons nouvellement éclos ont un sac vitellin (alevins vésiculés) qui leur fournit des réserves nutritives. Vers la fin de l'incubation au printemps, les alevins vésiculés remontent dans le gravier pour émerger en alevins. Ce processus se déroule pendant la nuit, ce qui aide à réduire la prédation et coïncide généralement avec la résorption complète du sac vitellin. La survie des œufs du saumon chinook, de la fraye à l'émergence, varie considérablement d'un bassin à l'autre et d'une année à l'autre, en plus de dépendre du débit des cours d'eau, de la température de l'eau, de la teneur en oxygène dissous, de la composition du gravier, de la période de fraye et de la densité des individus reproducteurs. Selon des études, la survie jusqu'à l'émergence serait en moyenne d'environ 30 % (Healey, 1991).

Physiologie et adaptabilité

La dévalaison est considérée comme l'une des phases les plus exigeantes et les plus difficiles sur le plan physiologique du cycle vital du saumon et représente une interaction complexe entre la physiologie et le comportement des individus (Miller *et al.*, 2009). Après leur émergence en eau douce, les alevins du saumon chinook se nourrissent et grandissent pendant une période allant de quelques mois à deux ans avant de migrer vers l'océan sous la forme de smolts. Au cours de la migration, le saumon chinook traverse des milieux extrêmement différents (en termes p. ex. de salinité, de température, de signaux olfactifs, de débit). Les smolts subissent de profonds changements physiologiques au cours de leur transition de l'eau douce vers l'eau salée. Ils passent ensuite entre une et sept années à grandir et à atteindre la maturité en mer (les petits mâles précoces [*mini-jacks*] et les tacons matures sont des exceptions qui ne passent pas une année entière en mer). Les individus adultes retournent à leur cours d'eau natal pour terminer leur maturation sexuelle et frayer (National Wildlife Federation, 2002; NOAA Fisheries, 2014b). Les saumons chinooks adultes en montaison doivent maintenir un équilibre ionique, sans se nourrir, dans un milieu d'eau douce rigoureux sur le plan osmotique pendant plusieurs mois avant de frayer (Healey, 1991).

Avant d'entreprendre la montaison, le saumon chinook subit de nouveau d'importants changements physiologiques. Les poissons nagent en contractant leurs muscles rouges longitudinaux ainsi que leurs muscles blancs orientés obliquement. Les muscles rouges sont utilisés pour une activité soutenue, comme les migrations océaniques. Les muscles blancs sont utilisés pour les contractions rapides, comme les pointes de vitesse soudaines ou les sauts (Kapoor et Khanna, 2004). Lorsqu'il entre dans l'estuaire de sa rivière natale, le saumon chinook est confronté à deux grands défis

métaboliques : 1) produire l'énergie nécessaire pour nager dans les rapides; 2) assurer la maturation du sperme et des œufs nécessaire à l'effort de reproduction à venir. L'estuaire reçoit l'eau douce provenant du cours d'eau natal. Par rapport aux eaux marines, les eaux estuariennes ont une charge chimique élevée due au ruissellement. Miller *et al.* (2009) ont constaté que, à mesure que les saumons pénètrent dans les eaux moins salées et que leur odorat est stimulé, deux changements métaboliques clés sont déclenchés : le passage de l'utilisation des muscles rouges pour nager à l'utilisation des muscles blancs, et l'augmentation de la charge en sperme et d'œufs. Les phéromones dans les frayères déclenchent un deuxième changement qui accroît davantage la charge reproductive (Miller *et al.*, 2009).

Les œufs du saumon chinook sont les plus gros de tous les saumons du Pacifique (Diewart, 2007). Des facteurs physiologiques et écologiques pourraient limiter la taille minimale et maximale potentielle des œufs, soit 0,12 et 0,47 g, respectivement (Quinn et Bloomberg, 1992). Une étude récente d'Einum *et al.* (2002) porte à croire que la consommation d'oxygène des œufs de salmonidés n'augmente pas plus rapidement avec l'augmentation de la masse des œufs et de leur surface disponible pour la diffusion d'oxygène.

La percolation de l'eau dans le gravier des frayères est essentielle à la survie des œufs et des alevins, ce besoin pouvant être gravement compromis par l'envasement des frayères (Healey, 1991). Shelton (1955) a conclu que le taux de survie à l'éclosion était supérieur à 97 % à des taux de percolation d'au moins 0,03 cm/s, mais que le taux d'émergence était égal ou inférieur à13 % dans les frayères au gravier fin, lorsque le taux de percolation était inférieur à 0,06 cm/s. Des taux d'émergence beaucoup plus élevés (87 %) ont été enregistrés pour le saumon chinook dans les frayères à gros gravier où l'écoulement sous le lit de gravier est adéquat.

Le saumon chinook présente un degré élevé de variation du cycle vital, comme en témoigne la variabilité de la durée des stades de croissance en eau douce et en eau salée, de l'âge à la maturité et des besoins en matière d'habitat de fraye et d'habitat de croissance. Ce degré élevé de variation du cycle vital laisse supposer que l'espèce possède une grande adaptabilité (Healey, 1991). Cependant, la question de savoir dans quelle mesure cette variabilité découle d'une adaptation locale ou de la plasticité générale du génome des salmonidés suscite beaucoup de discussions (Ricker, 1972; Healey, 1991; Taylor, 1991.

Le taux de réussite obtenu avec les lâchers d'individus d'écloserie porte aussi à croire à l'adaptabilité de l'espèce. Le saumon chinook est produit dans des écloseries en Amérique du Nord depuis plus d'un siècle, et les individus d'écloserie ont été introduits dans de nombreuses rivières abritant ou non des populations de saumons chinooks indigènes (Myers *et al.*, 1998). L'espèce a également été introduite avec succès dans des milieux très improbables, y compris le réseau des Grands Lacs canadiens et des rivières de Nouvelle-Zélande. Cependant, on s'inquiète beaucoup de la faible valeur adaptative apparente de nombreux individus d'écloserie et des répercussions que cela pourrait avoir sur les populations se reproduisant naturellement (Berejikian et Ford, 2003).

Dispersion et migration

Après leur émergence des frayères de gravier, les alevins du saumon chinook nagent et/ou se laissent passivement porter en aval par le courant (Healey, 1991). Un important mouvement vers l'aval immédiatement après l'émergence est caractéristique chez la plupart des populations (voir p. ex. Lister et Walker, 1966; Bjornn, 1971; Reimers, 1971; Healey, 1980b; Kjelson *et al.*, 1982) et est probablement un mécanisme de dispersion qui contribue à répartir les alevins entre les habitats de croissance convenables (Healey, 1991; Myers *et al.*, 1998). Par conséquent, les alevins du saumon chinook croissent souvent dans des cours d'eau autres que leur cours d'eau natal, ce qui souligne l'importance de ces cours d'eau comme habitat, même s'ils ne sont pas des cours d'eau de fraye (Scrivener *et al.*, 1994). Dans les grandes rivières, les alevins du saumon chinook migrent près des berges plutôt que dans les eaux où le courant est fort près du centre du chenal et, lorsque la profondeur dépasse 3 m environ, ils préfèrent rester près de la surface (Mains et Smith, 1964; Healey et Jordan, 1982). Ces observations appuient l'hypothèse selon laquelle le mouvement des alevins vers l'aval n'est pas un déplacement entièrement passif, contrôlé par le courant, mais qu'un comportement actif des alevins dirige leur migration (Healey, 1991). La distance de dévalaison, la stabilité des cours d'eau, les régimes de débit et de température des cours d'eau, la productivité des cours d'eau et des estuaires, et les régimes météorologiques généraux ont également joué un rôle dans l'évolution de la période de migration de l'espèce (Myers *et al.*, 1998).

Dans le cas des populations qui frayent près des eaux tidales, la dispersion en aval transporte les alevins vers les aires de croissance estuariennes; dans d'autres cas, elle sert principalement à répartir les alevins entre les aires de croissance convenables en eau douce (Healey, 1991). La dispersion en aval a principalement lieu pendant la nuit, généralement aux alentours de minuit, bien qu'un petit nombre d'alevins puissent se déplacer le jour (Healey, 1991). La dispersion des alevins est normalement plus intense entre février et mai, et elle a lieu plus tôt chez les populations se trouvant plus au sud. Les saumons chinooks de la Thompson Sud semblent se disperser plus tard au cours de l'été (juillet-août) (Beamish *et al.*, 2010). Le moment du pic de dispersion peut varier considérablement d'une année à l'autre dans le même bassin, et l'abondance varie aussi énormément d'une journée à l'autre. Les causes de ces variations annuelles et quotidiennes de la dispersion en aval ne sont pas bien comprises (Healey, 1991), mais elles pourraient être liées au moment où surviennent les épisodes de fort débit (Mains et Smith, 1964; Healey, 1980b; Kjelson *et al.*, 1981; Irvine, 1986).

Outre le débit des cours d'eau, les relations intraspécifiques et interspécifiques peuvent stimuler la dispersion en aval des jeunes saumons chinooks. Reimers (1968) a observé des juvéniles d'automne adoptant une posture de menace latérale, et il les a aussi observé se livrant des combats, s'élançant à la poursuite d'autres individus, prenant la fuite et arborant des comportements de soumission dans les réservoirs et dans des cours d'eau (populations naturelles), le comportement agonistique d'un ou de quelques individus dominants stimulant apparemment le mouvement vers l'aval d'individus

subordonnés. Taylor (1988) a également observé un comportement agressif chez les alevins du saumon chinook et entre alevins du saumon chinook et du saumon coho; les saumons chinooks du type fluvial étaient plus agressifs que les saumons chinooks du type océanique. Dans le cas du saumon chinook du type fluvial, la dispersion et la dévalaison peuvent être liées à la répartition des ressources et à la dispersion vers l'habitat d'hivernage, mais ces déplacements font partie du cycle vital naturel (Myers *et al.*, 1998). Les tendances varient considérablement selon les lieux de croissance (Bradford et Taylor, 1997). Si un habitat d'hivernage convenable, comme un lit de gros galets, n'est pas disponible, les individus se déplaceront généralement vers l'aval (Bjornn, 1971; Hillman *et al.*, 1987). De plus, Stein *et al.* (1972) ont observé que les saumons chinooks juvéniles grandissent plus lentement en présence de saumons cohos juvéniles qu'en leur absence, et ils ont émis l'hypothèse que l'interaction avec le saumon coho peut influer sur le mouvement vers l'aval du saumon chinook.

Dans la moitié sud de l'aire de répartition du saumon chinook, suivant de près la dévalaison des alevins, de nombreux alevins de moins d'un an migrent vers la mer entre avril et juin de leur première année (Healey, 1980b, 1982; Kjelson *et al*. 1981, 1982). Dans le cas des individus de la variante océanique, cette migration peut avoir lieu n'importe quand entre l'émergence et environ 150 jours après celle-ci; cependant, la majorité des individus migrent vers la mer après 60 à 90 jours (c'est pourquoi on les appelle « alevins de moins d'un an »). Les individus de certains stocks doivent traverser de grands lacs pour se rendre à la mer (p. ex. les lacs Mabel, Mara, Shuswap, Little Shuswap et Kamloops). Les alevins de moins d'un an migrent vers l'aval tout au long de la journée, mais la plupart le font la nuit (Mains et Smith, 1964; Lister *et al.*, 1971). On sait aussi que le saumon chinook du type océanique utilise les lacs pendant sa croissance (Brown et Winchell, 2004; Roseneau, 2014) et qu'il utilise abondamment les estuaires avant la dévalaison.

Les individus de la variante fluviale retardent généralement la migration jusqu'au printemps suivant leur émergence (on les appelle « jeunes d'un an ») et attendent parfois une année supplémentaire (Healey, 1983). Les smolts d'un an migrent normalement vers la mer au début du printemps (d'avril à juillet), parfois avant les principales migrations d'alevins et d'alevins de moins d'un an et parfois entremêlés avec les individus de ces groupes (Healey, 1991). Les migrateurs d'un an semblent être moins nocturnes que ceux de moins d'un an, bien que, en moyenne, un plus grand nombre de smolts se déplacent la nuit (Meehan et Siniff, 1962; Major et Mighell, 1969).

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

On dispose de peu de données sur la migration océanique des individus sauvages de la variante fluviale; ils se déplacent apparemment rapidement vers le large des côtes et le centre du Pacifique Nord, où ils représentent un pourcentage disproportionnellement élevé des prises commerciales par rapport aux individus de la variante océanique (Healey, 1983; Myers *et al.*, 1987; Trudel *et al.*, 2011; Trudel et Hertz, 2013). Les retours d'individus portant une micromarque magnétisée codée ont révélé que les saumons chinooks de la Colombie-Britannique, de l'État de Washington et de l'Oregon migrent aussi loin à l'ouest que 160°-175° de longitude ouest (Dahlberg, 1982; Wertheimer et Dahlberg, 1983; Dahlberg et Fowler, 1985; Dahlberg *et al.*, 1986). Les individus de la variante fluviale effectuent d'importantes migrations océaniques avant de retourner à leur cours d'eau natal au printemps ou à l'été, plusieurs mois avant la fraye. Les individus de la variante océanique migrent vers la mer au cours de leur première année de vie, mais passent la majeure partie de leur vie océanique dans les eaux côtières avant de retourner à leur cours d'eau natal à l'automne (Healey, 1991). La période de migration n'est pas toujours corrélée avec la période de fraye, car cette dernière nécessite que les saumons chinooks aient accès aux frayères, ce qui peut dépendre du moment de la crue et du caractère convenable de la température des cours d'eau (Bailey, comm. pers., 2018).

Des études sur la transplantation et la récupération d'individus d'écloserie marqués dans les pêcheries océaniques fournissent des preuves d'un fondement génétique de la répartition océanique. Les stocks de saumons chinooks suivent des schémas de migration océanique prévisibles, basés sur des voies d'alimentation « ancestrales » (Brannon et Setter, 1987). La productivité de diverses régions océaniques (p. ex. l'ouest de l'île de Vancouver) a été corrélée avec le degré de remontée d'eau due au vent (Bakun, 1973, 1975). La remontée d'eau amène à la surface des eaux froides, riches en nutriments, ce qui entraîne une augmentation de la production de plancton et, ultimement, de la production de saumons (Beamish et Bouillon, 1993). Les schémas de migration océanique illustrent une forme importante de partage des ressources et sont importants au succès de l'espèce au plan évolutif (Myers *et al.*, 1998).

Le fait qu'on ait pu récupérer des individus portant une micromarque codée au cours des dernières années a permis d'obtenir des données propres aux stocks, plus détaillées, sur la répartition marine du saumon chinook (Beamish *et al.*, 2011a,b; Trudel *et al.*, 2009; Tucker *et al.*, 2011, 2012; Weitkamp, 2010). Des saumons chinooks juvéniles sont présents dans tout le détroit de Georgia, de la surface jusqu'à 60 m de profondeur, de juin à novembre. Les smolts de la variante fluviale sont généralement les premiers à arriver dans l'océan (mars-mai) (Trudel *et al.*, 2007). Les saumons chinooks de la variante océanique de la région de la Thompson Sud du fleuve Fraser entrent dans l'océan plus tard, en juillet et en août (Barraclough et Phillips, 1978; Healey, 1980a, 1991; Healey et Groot, 1987; Beamish *et al.*, 2003). Les smolts de la variante fluviale entrent dans l'océan en avril et en mai. Ces smolts ne restent pas près des côtes, mais se déplacent vers les zones plus profondes du détroit (Healey, 1980a, 1991). Beamish *et al.* (2011a) ont constaté qu'un certain pourcentage des individus des variantes fluviale et océanique passent environ 3 à 5 mois dans le détroit de Georgia, mais que tous les individus ne quittent pas nécessairement le détroit. Par exemple, certains saumons chinooks du type océanique hivernent dans le détroit, comme en témoignent des individus capturés (prises

de la pêche récréative) au cours de leur deuxième année de résidence dans le détroit de Georgia (Brown *et al.*, 2013a).

La baisse de l'abondance des individus des variantes océanique et fluviale observée dans le détroit de Georgia en juin et en juillet est probablement due à la mortalité dans le détroit et à la migration hors du détroit. Le taux de mortalité du saumon chinook dans le détroit de Georgia serait assez élevé, allant de 70 à 92 % pour les individus sauvages (Beamish *et al.*, 2011). Il semble également que la répartition de certains stocks de saumons chinooks du détroit de Georgia soit spécifique au début de leur période de séjour en mer. Par exemple, les saumons chinooks de la rivière Thompson Sud sont présents sur la côte ouest de l'île de Vancouver à l'automne et demeurent dans la région pendant les mois d'hiver (Tucker *et al.*, 2011). Ces individus se dispersent plus loin au nord à mesure qu'ils vieillissent (Tucker *et al.*, 2011; PSC-CTC, 2012a). Les saumons chinooks du type océanique du bas Fraser semblent migrer au large de la côte ouest de l'île de Vancouver plus tard que les saumons chinooks de la rivière Thompson Sud, et ils sont rarement présents au nord de l'île de Vancouver (Tucker *et al.*, 2011; PSC-CTC, 2012a). En revanche, les saumons chinooks de la rivière Cowichan grandissent principalement dans les eaux côtières alentour des îles du sud (les « îles Gulf ») du détroit de Georgia (qui fait partie de la zone désignée « mer des Salish ») (Beamish *et al.*, 2011a, 2011b). Les prises d'individus appartenant à ce stock restent élevées dans la région de mai à septembre. Ce stock est rarement identifié (d'après des analyses de l'ADN) parmi les prises effectuées dans d'autres zones du détroit de Georgia (Brown *et al.*, 2013a).

Sur la côte ouest de l'île de Vancouver, les saumons chinooks migrent vers la mer sous forme de smolts de la variante océanique en mai et en juin (Healey, 1991) et demeurent sur la côte ouest de l'île de Vancouver pendant près d'un an avant de migrer vers le nord le long du plateau continental (Trudel *et al.*, 2009; Tucker *et al.*, 2011). Ces individus sont présents principalement dans les cours d'eau du plateau et dans les bras de mer à l'intérieur de l'isobathe de 200 m. À l'automne et à l'hiver de leur première année en mer, la plupart des stocks se trouvent entre leur point d'entrée dans l'océan et la baie Quatsino, à l'extrémité nord de l'île de Vancouver. Par exemple, les saumons chinooks du ruisseau Robertson sont présents depuis la baie Barkley jusqu'à la baie Quatsino, tandis que les saumons chinooks de la rivière Marble sont présents exclusivement dans la baie Quatsino durant leur première année en mer (Trudel *et al.*, 2012a). Les taux de mortalité n'ont pas été quantifiés pour le début de la période de séjour en en mer au large de la côte ouest de l'île de Vancouver, bien que le taux de survie marin global des saumons chinooks du ruisseau Robertson semble être lié à la disponibilité de proies riches en énergie (Trudel *et al.*, 2012b; Hertz *et al.*, 2016a). Pendant l'hiver, les taux de mortalité des saumons chinooks de la rivière Marble varient de 60 à 90 %, selon l'année (Trudel *et al.*, 2012a). Les facteurs contribuant à ce taux de mortalité sont actuellement inconnus, mais ne semblent pas être liés à la taille des individus, à leur croissance ou à l'énergie accumulée (Middleton, 2011; Trudel *et al.*, 2012a).

Tout le long de la côte, le saumon chinook reste en mer d'un à six ans (de deux à quatre ans le plus souvent) (Myers *et al.*, 1998). Des individus adultes et subadultes du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont présents aussi loin au nord que

le golfe de Cook, en Alaska, des individus ayant surtout été récupérés dans le sud-est de l'Alaska et sur la côte ouest de l'île de Vancouver (Weitkamp, 2010; PSC-CTC, 2012a). De façon générale, les saumons chinooks adultes peuvent entreprendre la montaison vers l'embouchure de leur cours d'eau natal presque n'importe quel mois de l'année (Snyder, 1931; Rich, 1942; Hallock *et al.*, 1957) (le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique fait exception à la règle). Cependant, on compte habituellement un à trois pics d'activité migratoire, et le moment et le nombre de ces pics varient d'un réseau hydrographique à l'autre. Pour les réseaux hydrographiques nordiques, un seul pic d'activité migratoire en juin semble typique, bien que des pics puissent se produire d'avril à septembre (Bailey, pers. comm., 2018; Brady, 1983; Vronskiy, 1972; Yancey et Thorsteinson, 1963). Plus au sud, le nombre de remontes peut atteindre un sommet n'importe quand entre les mois d'avril et de septembre (Bailey, comm. pers., 2018). Le retour au cours d'eau natal constitue un mécanisme d'adaptation locale et d'isolement reproductif (Myers *et al.*, 1998).

La montaison des saumons chinooks adultes a lieu principalement pendant le jour, du moins pour les individus de la variante océanique (Neave, 1943). Cependant, quelques individus migrent en amont la nuit (Healey, 1991).

Relations interspécifiques

Les saumons chinooks en croissance en eau douce se nourrissent d'insectes terrestres, de crustacés, de chironomidés, de corixidés, de phryganes, d'acariens, d'araignées, d'aphidés, de larves de *Corethra* et de fourmis (Scott et Crossman, 1973; Healey, 1991). Les insectes prédominent dans le régime alimentaire des saumons chinooks durant cette phase, constituant jusqu'à 95 % du régime alimentaire en eau douce en toutes saisons, les chironomidés adultes représentant 58 à 63 % des proies consommées (Becker, 1973). Le régime alimentaire de base du saumon chinook est semblable à celui du saumon coho (*O. kisutch*), de la truite arc-en-ciel anadrome (*O. mykiss*) et d'autres salmonidés vivant dans les cours d'eau (Mundie, 1969; Chapman et Bjornn, 1969).

Les habitudes alimentaires du saumon chinook varient considérablement d'un estuaire à l'autre et d'un endroit à l'autre dans un estuaire donné (Healey, 1991). Des larves et nymphes de chironomidés, des larves de crabe, des copépodes harpacticoïdes ainsi que des *Daphnia*, *Eogammarus*, *Corophium* et *Neomysis* (Dunford, 1975; Northcote *et al.*, 1979; Levy *et al.*, 1979; Levy et Northcote, 1981) comptent parmi les proies consommées. À mesure que le saumon chinook grandit, les petits poissons (p. ex. harengs juvéniles (*Clupea pallasii*), épinoches (p. ex. *Gasterosteus aculeatus*) et alevins du saumon kéta (*O. keta*)) deviennent également importants dans son régime alimentaire (Goodman, 1975; Healey, 1980b; Levings, 1982).

Les jeunes saumons chinooks en milieu marin se nourrissent principalement de poissons, particulièrement le hareng, le reste de leur régime étant composé d'invertébrés comme des amphipodes pélagiques, des calmars, des crevettes, des euphausiacés, des larves de crabe et des insectes (Scott et Crossman, 1973; Healey, 1980a;

Hertz *et al.*, 2016b). Les saumons chinooks subadultes (d'une longueur variant entre 27 et 72 cm) dans la région de la rivière Qualicum du détroit de Georgia se nourriraient d'alevins du saumon kéta, de larves de hareng et de harengs adultes, de lançons gourdeaux (*Ammodytes hexapterus*) et d'euphausiacés (Robinson *et al.*, 1982). Les poissons dominent dans le régime alimentaire des saumons chinooks adultes, en particulier le hareng (Reid, 1961; Prakash, 1962); parmi les autres poissons-proies, on retrouve le lançon, les sardines et les épinoches (Pritchard et Tester, 1944). Les taxons invertébrés forment une composante relativement petite du régime alimentaire des individus adultes dans l'océan, bien qu'il existe des variations régionales (et saisonnières) considérables dans la composition du régime alimentaire (Healey, 1991). Des données sur l'ensemble de la côte semblent indiquer que l'importance du hareng et du lançon dans l'alimentation des adultes augmente du sud au nord, tandis que l'importance des sébastes (*Sebastes* sp.) et de l'anchois du Pacifique (*Engraulis mordax*) diminue (Healey, 1991).

Le saumon chinook et le saumon coho sont des espèces sympatriques dans de nombreux cours d'eau tributaires de l'océan Pacifique Nord (Taylor, 1991). Certaines données indiquent que des comportements agonistiques se produisent entre alevins du saumon chinook et alevins du saumon coho (Taylor, 1988) et que ces espèces sont en compétition pour les ressources (Stein *et al.*, 1972). Dans un milieu contrôlé, Stein *et al.* (1972) ont observé que des saumons cohos juvéniles dominaient apparemment les saumons chinooks et qu'ils grandissaient plus rapidement dans les groupes sympatriques dans les fosses des cours d'eau. Cependant, lorsqu'ils étaient seuls dans les fosses, les saumons chinooks ont grandi aussi rapidement que les saumons cohos. Également dans un milieu contrôlé, Taylor (1991) a observé que les saumons cohos dominaient les saumons chinooks sur le plan comportemental et qu'ils étaient plus nombreux que ces derniers dans les chenaux en amont, là où de la nourriture avait été introduite. Toutefois, dans les cours d'eau naturels, là où le saumon chinook et le saumon coho étaient sympatriques, les deux espèces utilisaient des milieux différents – le saumon coho préférait les fosses profondes où le débit est lent, tandis que le saumon chinook préférait les radiers peu profonds au débit plus rapide. Le saumon chinook utilisait plus abondamment les fosses. Bien que le saumon coho puisse dominer socialement le saumon chinook dans les fosses, les différences en matière de préférences d'habitat entre les espèces, qui se sont développées dans le cadre d'une évolution sympatrique, réduisent probablement l'influence du saumon coho sur la durée de séjour en eau douce du saumon chinook (Taylor, 1991).

L'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) et la lamproie à queue noire (*Lampetra ayresii*) ont été identifiés comme d'importants prédateurs des saumons chinooks juvéniles dans le détroit de Georgia (Beamish et Neville, 2000). Les épaulards résidents du sud ont également un fort penchant pour le saumon chinook pendant la majeure partie de l'année, surtout dans la partie inférieure du détroit de Georgia (Ford et Ellis, 2005). Le merlu du Pacifique (*Merluccius productus*), le maquereau blanc (*Scomber japanicus*), des otaries (*Zalophus californianus*, *Eumetopias jubatus*), le phoque commun (*Phoca vitulina*), le dauphin à flancs blancs du Pacifique (*Lagenorhynchus obliquidens*), le rorqual à bosse (*Megaptera novaeangliae*) sont aussi des prédateurs connus des saumons en milieu marin (Riddell *et al.*, 2013).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Les données sur la taille et les tendances des populations sont présentées pour chaque UD séparément dans une série de chapitres propres aux UD qui portent sur la zone d'occurrence et la zone d'occupation, les tendances en matière d'habitat, les activités et méthodes d'échantillonnage (pour l'abondance, la mise en valeur, les lâchers d'écloseries), les fluctuations et les tendances, les menaces et les facteurs limitatifs.

Une introduction aux chapitres propres aux UD décrit le type de données fournies dans chaque chapitre, explique comment ces données sont recueillies et/ou calculées et révèle les constatations générales effectuées pour toutes les UD.

Mise en valeur

En Colombie-Britannique (et ailleurs), des programmes de mise en valeur ont été élaborés pour soutenir les populations de saumons chinooks (Brown *et al.*, 2013a) au moyen de lâchers d'écloseries (Mackinlay *et al.*, 2004). Ces lâchers d'écloseries se poursuivent en Colombie-Britannique depuis 1967 et visent principalement à accroître ou à maintenir les possibilités de pêche (c.-à-d. à augmenter la récolte). Quelques-uns des programmes seulement ont un objectif purement de conservation (figure 15).

Le Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) du MPO est responsable des activités de production de poissons, de remise en état de l'habitat et d'intendance communautaire visant à soutenir les stocks de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique. Lancé en 1977, le PMVS comprend actuellement 13 installations exploitées par le MPO, 11 écloseries du Programme de développement économique communautaire (PDEC) et 25 projets de participation publique soutenus par des bénévoles (tableau 6, figure 16). La plupart de ces sites sont situés là où se trouvent les UD de l'île de Vancouver et du sud de la partie continentale de la Colombie-Britannique, les autres sites étant situés dans le bassin versant du Fraser. Le tableau 7 présente un résumé des sites du NuSEDS en fonction du niveau de mise en valeur pour chaque unité désignable. Un « site » est défini dans le NuSEDS comme un emplacement d'eau douce où l'on a observé des saumons chinooks reproducteurs. La base de données contient un registre distinct pour chaque site, et plusieurs sites peuvent se trouver sur un même cours d'eau. Dans le cas des mentions de fraye comportant une estimation numérique de la population, les données à l'échelle du site représentent le plus souvent la population frayant dans un réseau hydrographique particulier ou un affluent d'un réseau hydrographique plus vaste.

Tableau 6. Résumé des installations du Programme de mise en valeur des salmonidés dans le sud de la Colombie-Britannique. PDEC – Programme de développement économique communautaire; PPP – Projet de participation publique. Ce tableau est une adaptation du tableau 2 dans Brown *et al.* (2013a).

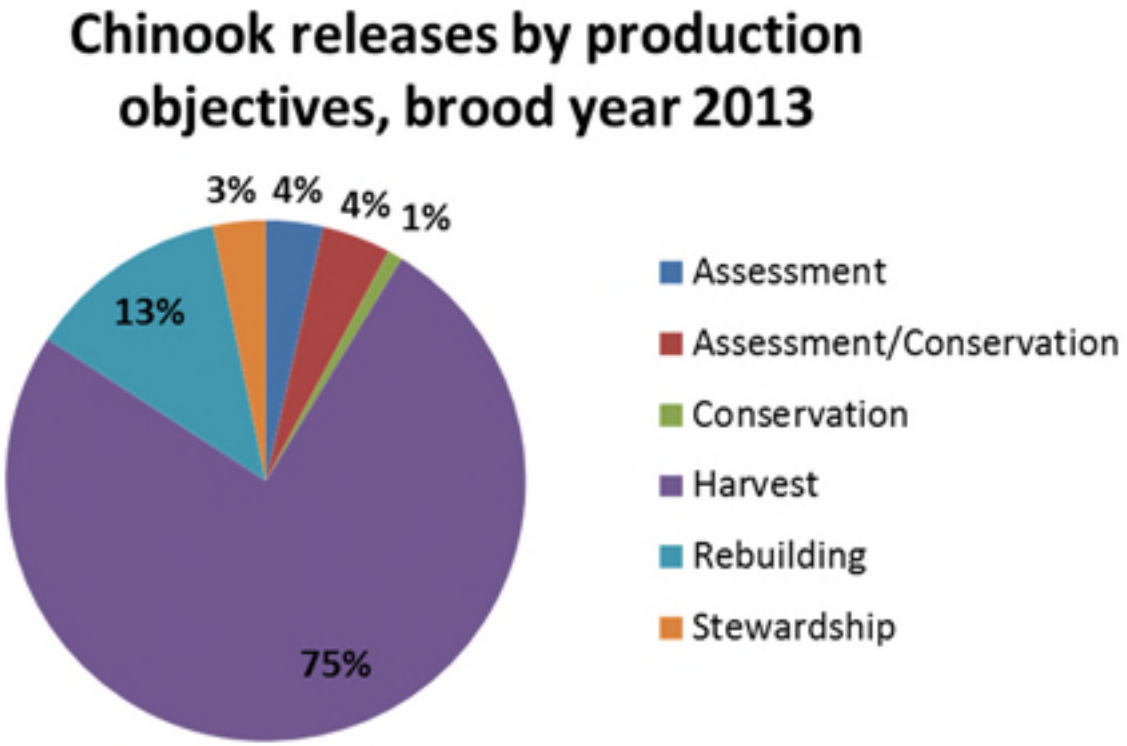
Groupes d'UD	Écloseries du MPO	Écloseries du PDEC	Écloseries visées par des PPP
Baie Boundary (UD 1)			Rivière Campbell, cours inférieur Rivière Nicomekl Rivière Serpentine
Bas Fraser (UD 2, UD 3, UD 4, UD 5, UD 6)	Rivière Chehalis		Rivière Alouette
(Printemps/été) (UD 3, UD 4, UD 5, UD 6)	Rivière Chilliwack Ruisseau Inch		Écloserie Poco
Thompson Sud, océanique, été (UD 12)	Rivière Shuswap		Ruisseau Kingfisher
Basse Thompson, printemps (UD 15)	Ruisseau Spius		
Côte sud – détroit de Georgia (UD 18)	Rivière Capilano Ruisseau Tenderfoot	Rivière Powell Bande Sechelt Rivière Seymour Rivière Sliammon	Ruisseau Chapman Point Reed/Ioco Terminal Westridge
Est de l'île de Vancouver – Goldstream (UD 21)			Rivière Goldstream
Est de l'île de Vancouver – Cowichan-Koksilah (UD 21)		Rivière Cowichan	
Est de l'île de Vancouver – détroit de Georgia (été/automne) (UD 20, UD 21)	Rivière Puntledge	Rivière Nanaimo	
Est de l'île de Vancouver – Qual/Punt (UD 21)	Rivière Big Qualicum Rivière Qualicum, cours inférieur		Projet de mise en valeur Englishman Rivière Oyster
Fjords du sud (UD 22)			Passage Gillard
Nord-est de l'île de Vancouver (UD 23)	Rivière Quinsam	Gwa'ni Port Hardy/Quatse	Rivière Kokish Assoc. de chasse et de pêche Sayward Fish and Game Woss Comm H
Sud-ouest de l'île de Vancouver (UD 24)	Rivière Nitinat Ruisseau Robertson	Clayoquot Rivière San Juan Ruisseau Thornton	Havre Esquimalt Rivière Sooke Tofino
Ouest de l'île de Vancouver, océanique, automne, Nootka et Kyuquot (UD 25)	Rivière Conuma		Nootka Sound Watershed Society Rivière Tahsis Rivière Zeballos
Nord-ouest de l'île de Vancouver (UD 26)			Bras Holberg Port Hardy/Marble

Tableau 7. Sommaire des frayères et du statut de mise en valeur pour les unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Ce tableau est une adaptation du tableau 3 de Brown *et al.* (2013a). Un tiret indique qu'il n'y a aucune preuve d'activité de mise en valeur dirigée pour la catégorie de mise en valeur dans la base de données EPAD (Enhancement Planning and Assessment Database). La mention « Inconnu/aucune mise en valeur » fait référence à des sites pour lesquels on ne dispose d'aucune donnée sur les lâchers, les pontes, mais pour lesquels des estimations de contribution de la mise en valeur sont disponibles pour la période 2000-2011 (sur une période d'environ trois générations). La mention « Mise en valeur faible à modérée » fait référence aux sites pour lesquels ces données n'ont été consignées qu'avant 2000 (faible) ou avec une couverture égale ou inférieure à 25 % pour la période 2000-2011 (modérée). La mention « Mise en valeur élevée » fait référence aux sites dont la couverture est supérieure à 25 % pour la période 2000-2011.

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Inconnu/aucune mise en valeur	Mise en valeur faible à modéré	Mise en valeur élevée	N^{bre} de sites mis en valeur	N^{bre} total de sites
1	Population du sud de la partie continentale (C.−B.) – baie Boundary, type océanique, automne	2	-	1	1	3
2	Population du bas Fraser, type océanique, automne	-	1	-	1	1
3	Population du bas Fraser, type fluvial, printemps	6	1	-	1	7
4	Population du bas Fraser, type fluvial, été (haute Pitt)	2	-	-	-	2
5	Population du bas Fraser, type fluvial, été	6	-	1	1	7
6	Population du bas Fraser, type océanique, été	6	-	1	1	1
7	Population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)	1	-	-	-	1
8	Population du moyen Fraser, type fluvial, automne	1	-	-	-	1
9	Population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)	21	2	-	2	23
10	Population du moyen Fraser, type fluvial, été	20	-	1	1	21
11	Population du haut Fraser, type fluvial, printemps	22	2	-	2	24
12	Population de la Thompson Sud, type océanique, été	6	1	1	2	8

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Inconnu/aucune mise en valeur	Mise en valeur faible à modéré	Mise en valeur élevée	N^{bre} de sites mis en valeur	N^{bre} total de sites
13 et 14	Population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.3 et 1.2	7	-	1	1	8
15	Population de la basse Thompson, type fluvial, printemps	4	2	2	4	8
16	Population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps	10	-	-	-	10
17	Population de la Thompson Nord, type fluvial, été	7	-	-	-	7
18	Population de la côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne	5	2	7	9	14
19	Population de l'est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps	1	-	-	-	1
20	Population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, été	1	-	2	2	3
21	Population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, automne	2	1	9	10	12
22	Population de la côte sud – fjords du sud, type océanique, automne	10	1	1	2	12
23	Population de l'est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (EVI+SFj)	4	2	4	6	10
24	Population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud)	16	3	12	15	31
25	Population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot)	29	1	8	9	38
26	Population de l'ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI+WQCI)	5	-	3	3	8
27	Population du sud de la partie continentale (C.−B.), type océanique, été	1	-	-	-	1

Numéro d'UD	Nom de l'UD	Inconnu/aucune mise en valeur	Mise en valeur faible à modéré	Mise en valeur élevée	N^{bre} de sites mis en valeur	N^{bre} total de sites
28	Population du sud de la partie continentale (C.−B.), type fluvial, été	1	-	-	-	1



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Chinook releases by production objectives, brood year 2013 = Lâchers de saumons chinooks selon les objectifs de production, année de ponte 2013

Assessment= Évaluation

Assessment/conservation = Évaluation/conservation

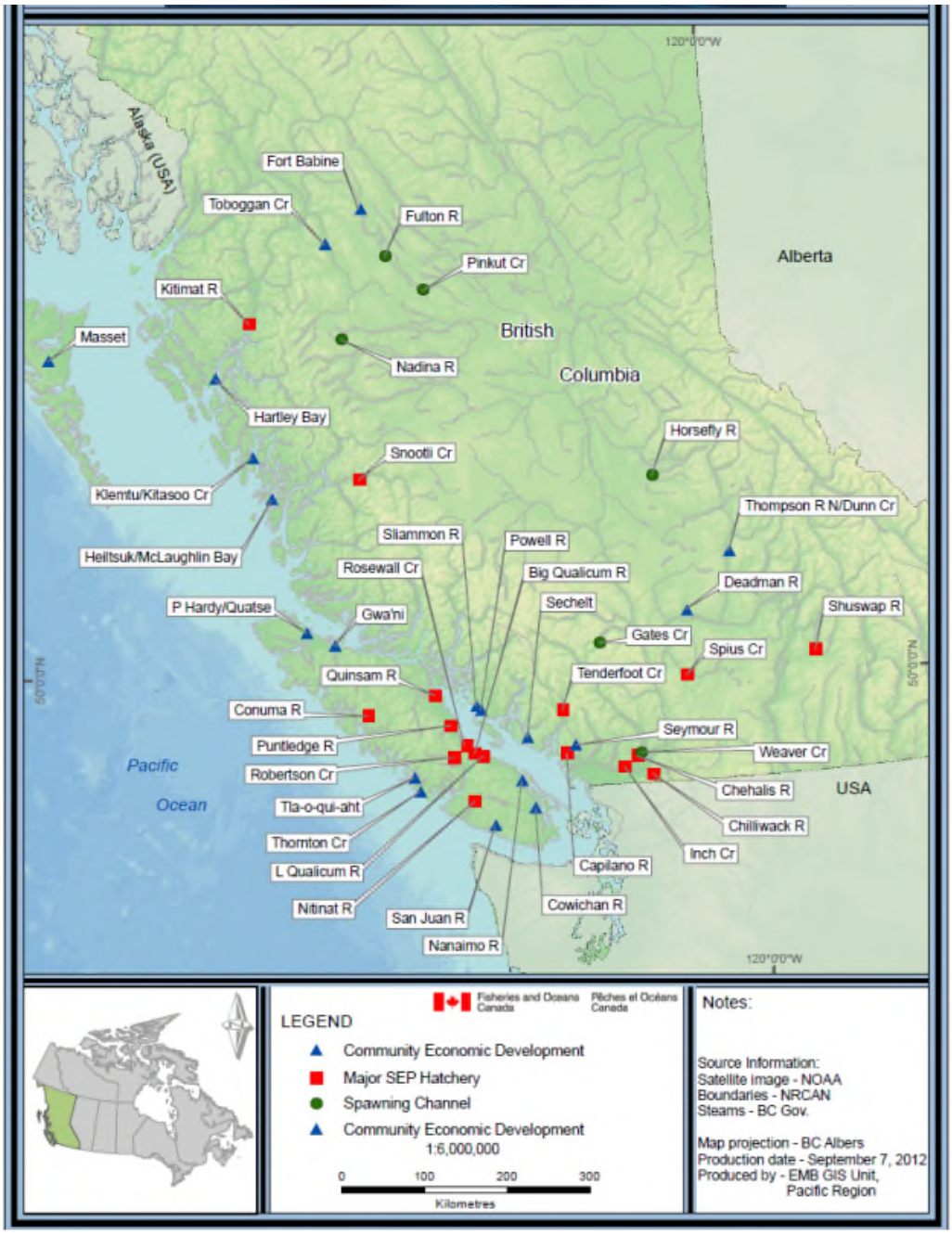
Conservation = Conservation

Harvest = Récolte

Rebuilding = Reconstitution

Stewardship = Intendance

Figure 15. Répartition des lâchers de saumons chinooks d'écloserie du sud de la Colombie-Britannique selon le type de programme (production totale des écloseries ~40 millions de smolts et d'alevins nourris). Cette figure est une reproduction de la figure Hat-2 de Riddell *et al.* (2013). Les objectifs de production des écloseries sont décrits plus en détail dans la section Production de poissons ci-dessous.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Alaska (USA) = Alaska (États-Unis)
British Columbia = Colombie-Britannique
Fort Babine = Fort Babine
Toboggan Cr = Ruisseau Toboggan
Kitimat R = Rivière Kitimat
Hartley Bay = Baie Hartley
Klemtu/Kitasoo Cr = Klemtu/Ruisseau Kitasoo
Heiltsuk/McLaughlin Bay = Heiltsuk/baie McLaughlin
P hardy/Quatse = Port Hardy/Quatse
Quinsam R = Rivière Quinsam
Rosewall Cr = Ruisseau Rosewall
Sliammon R = Rivière Sliammon
Powell R = Rivière Powell
Big Qualicum R = Rivière Big Qualicum
Gates Cr = Ruisseau Gates
Tenderfoot Cr = Ruisseau Tenderfoot
Spius Cr = Ruisseau Spius
Seymour R = Rivière Seymour
Weaver Cr = Ruisseau Weaver
Chehalis R = Rivière Chehalis
Chilliwack R = Rivière Chilliwack
Inch Cr = Ruisseau Inch
Capilano R = Rivière Capilano
Cowichan R = Rivière Cowichan
Nanaimo R = Rivière Nanaimo
San Juan R = Rivière San Juan
Nitinat R = Rivière Nitinat
L Qualicum R = Basse Qualicum
Thornton Cr = Ruisseau Thornton
Tla-o-qui-aht = Tla-o-qui-aht
Robertson Cr = Ruisseau Robertson
Puntledge R = Rivière Puntledge
Conuma R = Rivière Conuma
Shuswap R = Rivière Shuswap
Deadman R = Rivière Deadman
Thompson R N/Dunn Cr = Thompson Nord/Ruisseau Dunn
Horsefly R = Rivière Horsefly
Snootli Cr = Ruisseau Snootli
Nadina R = Rivière Nadina
Pinkut Cr = Ruisseau Pinkut
Fulton R = Rivière Fulton
Legend = Légende
Community Economic development = Projet de développement économique communautaire
Major SEP Hatchery = Importante écloserie du PMVS
Spawning Channel = Chenal de ponte
Kilometres = kilomètres
Notes: = Remarques :
Source information= Sources d'information
Satellite image – NOAA= Image satellite – NOAA
Boundaries – NRCAN = Frontières – RNCan
Streams – BC Gov. = Cours d'eau – Gouv. de la C.-B.
Map projection – BC Albers = Projection cartographique – Albers (C.-B.)
Production date – September 7, 2012 = Date de production – 7 septembre 2012
Produced by – EMB GIS Unit, Pacific Region= Produite par – Unité SIG, DG de la gestion des écosystèmes, Région du Pacifique

Figure 16. Carte des principales écloseries du PMVS, des chenaux de ponte et des projets de développement économique. Cette figure est une reproduction de la figure 2 de Brown *et al.* (2013a).

Production de poissons

La production de saumons chinooks aux installations du PMVS appuie directement la réalisation de plusieurs priorités ministérielles, notamment :

- la récolte – la mise en valeur pour les pêches qui dépendent de la production en écloserie et qui disparaîtraient ou deviendraient gravement limitées en l'absence d'une mise en valeur. Cela comprend les possibilités de récolte pour les pêches des Premières Nations et les pêches récréatives et commerciales. Lorsque l'objectif est d'offrir une possibilité de pêche ciblée, des cibles de production peuvent être établies qui tiennent compte à la fois des besoins en matière de fraye naturelle et des besoins en matière de récolte;
- l'évaluation – les poissons produits pour l'analyse des données de marquage-recapture lorsque l'information sur l'évaluation des stocks contribue aux priorités d'évaluation de la région du Pacifique, telles que le Traité sur le saumon du Pacifique. Cette information peut également contribuer à l'évaluation telle que définie dans le cadre régional d'évaluation des stocks, les priorités régionales d'évaluation des stocks et les priorités régionales d'évaluation du PMVS, c.-à-d. les poissons produits pour mesurer le rendement des programmes. Les poissons produits à des fins d'évaluation répondent généralement à d'autres objectifs également, mais, dans quelques cas, les poissons sont produits uniquement pour le marquage aux fins d'évaluation;
- la conservation – la mise en valeur d'un stock très susceptible de disparaître ou d'un stock vulnérable qui a été identifié comme une priorité régionale (p. ex. les populations visées par une stratégie de conservation/un programme de rétablissement approuvés). Cela comprend le rétablissement de populations disparues localement selon les lignes directrices en matière de transplantation (Fedorenko et Shepherd, 1986) et la reconstitution de populations très susceptibles de disparaître;
- la reconstitution – la mise en valeur d'un stock dont l'effectif est en deçà de la capacité de charge apparente. Cela comprend la reconstitution de populations décimées et l'atténuation de la perte d'habitat;
- l'intendance et l'éducation – des poissons peu nombreux produits pour offrir une occasion d'intendance ou d'éducation. La production à ces fins est évaluée en fonction de la contribution aux objectifs en matière d'intendance et d'éducation et non en fonction des niveaux de production ou de la contribution à la récolte ou aux échappées.

La planification de la production a lieu annuellement dans le cadre du processus de planification de la gestion intégrée des pêches. Les priorités internes de tous les secteurs du MPO, y compris la gestion des pêches, l'évaluation scientifique des stocks et le PMVS, sont mises de l'avant et intégrées aux priorités des partenaires et des intervenants dans l'élaboration d'un plan de production complet. Le plan de production annuel du PMVS

définit les cibles de production par espèce, stock, site de lâcher et stratégie de lâcher afin d'atteindre des objectifs de production précis. Les cibles de production sont calculées à l'aide des taux de survie conformes aux normes biologiques actuelles par espèce et par stade au lâcher, et sont fixés à un niveau visant à produire un nombre de saumons adultes qui retourneront dans leur cours d'eau natal suffisant pour permettre l'atteinte des objectifs de récolte, de conservation ou d'évaluation.

En 2012, le plan de production du PMVS pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique prévoyait une cible de production totale de près de 40 millions de saumons chinooks juvéniles. La production totale de saumons chinooks en 2011 était d'environ 34 millions de juvéniles (Brown *et al.*, 2013a).

Depuis 1995, 19 des 28 UD du sud de la Colombie-Britannique ont fait l'objet de mise en valeur active, mais cela n'a pas été le cas pour les 8 autres UD. Au cours de cette période, la production annuelle moyenne a été de 49,3 millions de saumons chinooks juvéniles, bien qu'elle ait diminué au cours de la dernière génération (2007-2011), pour s'établir à 39,7 millions par année (Brown *et al.*, 2013a). Il est impossible de calculer des estimations directes de la production en écloserie sous forme de pourcentage de la production totale des UD; le tableau 8 résume l'échelle relative de la mise en valeur en fonction des UD au cours des trois dernières générations.

Tableau 8. Sommaire du nombre annuel moyen de saumons chinooks lâchés par unité de conservation et unité désignable, selon la période de temps. Ce tableau est une adaptation du tableau 4 de Brown *et al.* (2013a) à partir des données mises à jour de Brown *et al.* (en préparation).

Unité de conservation	Numéro d'UD	N^{bre} moyen de saumons chinooks juvéniles lâchés, en millions (moyenne pour 1995-2015)	N^{bre} moyen de saumons chinooks juvéniles lâchés, en millions (moyenne pour 2011-2015)
Baie Boundary	UD 1	0,1	0,2
Bas Fraser – automne	UD 2	1,2	0,3
Bas Fraser – printemps	UD 3	0,1	0,0
Bas Fraser – été	UD 5	0,4	0,5
Bas Fraser-marécage Maria	UD 6	< 0,1	0,0
Moyen Fraser – printemps – âge 1.3	UD 9	< 0,1	0,0
Moyen Fraser – été – âge 1.3	UD 10	0,1	0,0
Haut Fraser – printemps	UD 11	0,1	0,0
Thompson Sud-rivière Shuswap	UD 12	0,9	0,7
Thompson Sud – été – âge 1.3	UD 13	0,1	0,1
Basse Thompson – printemps – âge 1.2	UD 15	0,4	0,3
Côte sud-détroit de Georgia – automne	UD 18	1,0	0,6
Est de l'île de Vancouver-Qualicum/Puntledge	UD 21	8,4	6,8
Cowichan-Koksilah	UD 21	1,6	0,8

Unité de conservation	Numéro d'UD	N^{bre} moyen de saumons chinooks juvéniles lâchés, en millions (moyenne pour 1995-2015)	N^{bre} moyen de saumons chinooks juvéniles lâchés, en millions (moyenne pour 2011-2015)
Est de l'île de Vancouver-Nanaimo – automne	UD 21	0,5	0,4
Est de l'île de Vancouver-Goldstream	UD 21	0,1	0,0
Côte sud-fjords du sud	UD 22	0,1	0,2
Nord-est de l'île de Vancouver	UD 23	3,4	3,3
Sud-ouest de l'île de Vancouver	UD 24	13,5	13,0
Nootka-Kyoquot	UD 25	3,1	3,4
Nord-ouest de l'île de Vancouver	UD 26	0,5	0,6

Stratégies de lâcher

Les saumons chinooks juvéniles lâchés par des écloseries peuvent être des alevins non nourris, des alevins nourris, des smolts ou des « super smolts ». Dans la plupart des cas, les lâchers tentent d'imiter les caractéristiques des stocks indicateurs (p. ex. taille et moment choisi). Cependant, les super smolts sont des individus pour lesquels le lâcher est reporté de deux à trois mois, ce qui est également susceptible d'altérer les cycles vitaux en eau douce, d'accroître l'errance et de diminuer le nombre d'années que les individus passent en mer (Clarke *et al.*, 2016; Westley *et al.*, 2013). Ces individus croissent à un rythme rapide pour atteindre une taille inhabituellement grande pour leur âge réel au lâcher. La plupart des lâchers ont lieu vers le moment où les juvéniles sauvages migrent vers l'océan et subissent le processus de smoltification (ce qui n'est pas le cas pour les alevins non nourris et nourris). Le moment du lâcher dépend donc du type et des variations du cycle vital suivants : les juvéniles qui présentent les variantes du type océanique sont généralement lâchés au printemps en tant que smolts 0+ (c.-à-d. de moins d'un an), tandis que ceux qui présentent les variantes du type fluvial sont lâchés au printemps en tant que smolts 1+ (c.-à-d. d'un an et plus).

Le PMVS a élaboré plusieurs options pour lâcher la progéniture de saumons chinooks d'écloserie dans l'environnement naturel. Chaque stratégie présente des avantages et des inconvénients et est choisie de manière à mieux atteindre l'objectif en matière de mise en valeur selon le cadre de planification de la production. Les stratégies de lâcher sont présentées au tableau 9, du stade du cycle vital le plus jeune au plus âgé. Les renseignements présentés dans le tableau ont été adaptés de HSRG (2004) et de California HSRG (2012).

Tableau 9. Stratégies de lâcher de saumons chinooks d'écloserie, avec les avantages et les inconvénients. Ce tableau est une reproduction du tableau 5 dans Brown *et al.* (2013a).

Stratégie de lâcher	Avantages	Inconvénients
Usines à œufs	• Utilisée lorsque des surplus sont pris, dans les cas où de l'habitat de croissance est disponible • Faibles coûts	• Taux de survie plus faible que les smolts ou alevins nourris • Vulnérabilité aux températures extrêmes
Alevins non nourris (en incubateurs)	• Croissance hâtive plus lente qui pourrait donner lieu à une meilleure structure des classes d'âge naturelle • Moins de domestication • Moins d'exposition à la compétition et à la prédation pour permettre la sélection naturelle • Faibles coûts	• Taux de survie plus faible que les smolts ou alevins nourris • Vulnérabilité aux températures extrêmes
Alevins nourris	• Croissance hâtive plus lente qui pourrait donner lieu à une meilleure structure des classes d'âge naturelle • Moins de domestication • Plus d'exposition à la compétition et à la prédation pour permettre la sélection naturelle • Faibles coûts • Stratégie pouvant faciliter la fidélité au site	• Taux de survie plus faible que chez les smolts • Lâcher forcé • Pourrait déplacer ou supplanter les alevins sauvages • Plus d'exposition à la compétition et à la prédation • Nécessite de l'habitat de croissance disponible • Les alevins nourris devraient être de la même taille que les alevins sauvages au lâcher
Smolts 0+	• Taux de survie plus élevé pour la production de saumons chinooks du type océanique • Smolts 0+ souvent utilisés pour l'évaluation en tant qu'indicateurs de la production sauvage (doivent peser plus de 2 g, poids corporel, pour être étiquetés et marqués) • Souvent un lâcher volontaire • Stratégie la plus rentable • Stratégie pouvant être accélérée pour produire un smolt de plus grande taille ayant un meilleur taux de survie	• Une grande taille au lâcher pourrait produire une plus grande proportion de mâles précoces

Stratégie de lâcher	Avantages	Inconvénients
Smolts 1+	• Les smolts 1+ sont utilisés pour les saumons chinooks du type fluvial à l'intérieur de la Colombie-Britannique, où il s'agit d'un stade vital naturel, pour améliorer le taux de survie et réduire les répercussions sur les individus sauvages • Utilisés pour l'évaluation en tant qu'indicateurs de la production sauvage de stocks du type fluvial • Meilleur taux de survie pour les saumons chinooks du type océanique si l'état des stocks est excessivement mauvais	• Coût plus élevé • Risque accru de mortalité non naturelle dans l'écloserie • Domestication accrue • Risque accru de maladies liées au stress • Adultes immatures revenant frayer
Alevins élevés en cages	• Réduit au minimum la compétition avec les smolts sauvages dans l'estuaire • Prolonge le temps d'acclimatation avant le lâcher • Taux de survie plus élevé • Pourrait contribuer davantage à la récolte que les lâchers en rivière • Pourrait permettre d'éviter les prédateurs, comme les oiseaux et les mammifères marins, au lâcher • Offre des possibilités d'intendance aux partenaires externes	• Coûts plus élevés • Vaccination requise, car les smolts sont élevés dans de l'eau de mer et exposés à des agents pathogènes, comme celui responsable de la vibriose • Infrastructure et ressources nécessaires pour l'élevage au site • Le site des alevins élevés en cage influe sur le comportement de retour au site des adultes • Lâcher forcé • Taux élevés d'errance souvent observés
Lâcher à l'automne, tardif ou reporté	• Une plus grande taille avant le lâcher pourrait améliorer le taux de survie • Interaction réduite avec les stocks sauvages	• Coûts plus élevés • Risque accru de mortalité non naturelle dans l'écloserie • Domestication accrue • Risque accru de maladies liées au stress • Adultes immatures revenant frayer • Les individus pourraient devenir résiduels • Les individus pourraient rater les proliférations de plancton marin au printemps

Évaluation et suivi

Dans le cadre des processus d'élaboration et de suivi continus de programmes, le PMVS utilise de nombreux outils au niveau des programmes et des projets pour orienter les activités et la planification. Au niveau des programmes, plusieurs outils de planification intégrée orientent la gestion et la prise de décisions. Ces outils englobent le cadre « SEP Production Planning: A Framework » (DFO, 2012), le cadre « Biological Risk

Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region » (DFO, 2013b) ainsi qu'une stratégie en matière d'infrastructure. Ces outils seront intégrés à un processus de planification à long terme qui sera axé sur la gestion stratégique au niveau des programmes et l'orientation de la planification annuelle des programmes et des projets. Cette intégration garantira l'atteinte des objectifs du MPO et des intervenants en matière de production de saumons mis en valeur.

Au niveau opérationnel, des plans de gestion de la santé des poissons (PGSP) ont été mis en œuvre dans toutes les écloseries exploitées par le MPO. Ces plans ont été résumés par Stephen *et al.* (2011), dans le *Rapport technique 1A de la Commission Cohen*. En plus des PGSP, le PMVS met en œuvre les *Lignes directrices pour les programmes de mise en valeur du saumon* (DFO, 2005c), qui fournissent une orientation au niveau opérationnel afin de garantir que tous les risques génétiques, écologiques et pathologiques liés à la mise en valeur sont gérés de manière appropriée. L'évaluation des activités des écloseries constitue un élément des processus d'examen périodique des programmes, comme l'examen des activités des installations du PMVS de 2004-2005 (DFO, 2005b).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

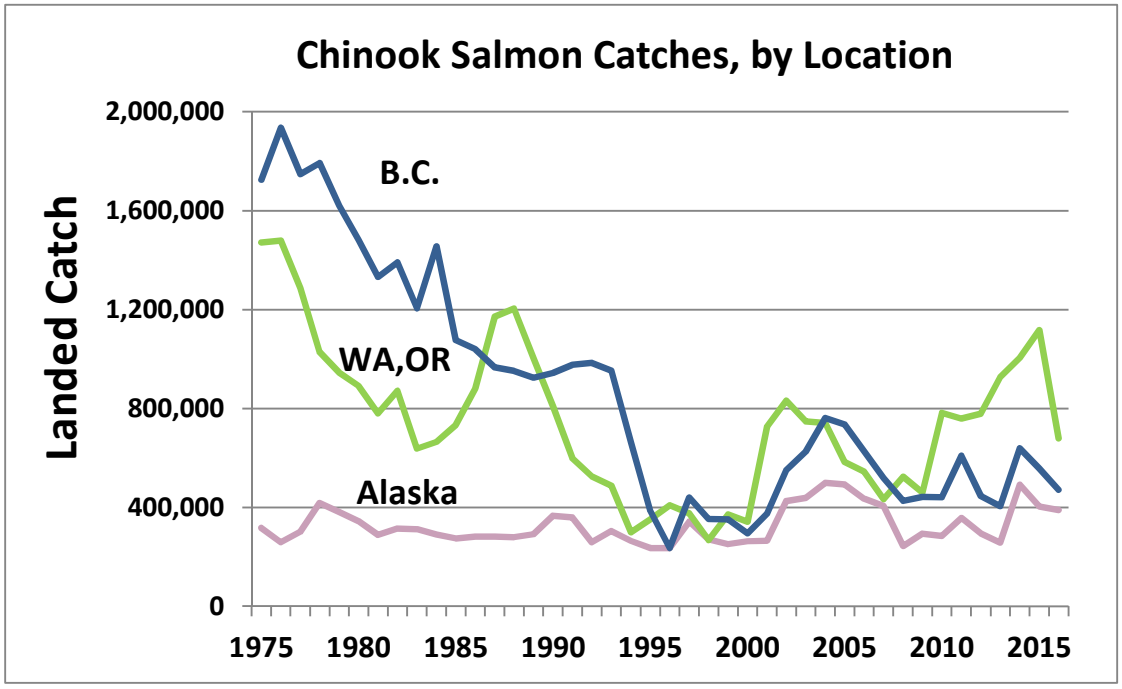
Chaque couple reproducteur de saumons chinooks a un potentiel de reproduction de 2 000 à 17 000 descendants, qui dépend principalement de la taille de la femelle (McPhail, 2007). Dans le cas des populations qui connaissent un déclin, moins de deux descendants survivent jusqu'au stade adulte. Le nombre réel de descendants qui survivent suffisamment longtemps pour produire la prochaine génération dépend des menaces (interactions anthropiques directes) et des facteurs limitatifs (comme les fluctuations naturelles dans l'environnement) que les saumons chinooks rencontrent à chaque stade de leur cycle vital. Ces menaces peuvent être d'origine naturelle, comme la prédation ou les restrictions alimentaires, découler de l'interaction directe avec l'humain, comme la pêche, ou résulter de pressions sur l'habitat exacerbées par les activités humaines, comme la pollution, la foresterie ou l'urbanisation (Brown *et al.*, 2013a).

Les principales menaces qui pèsent sur le saumon chinook englobent la récolte, les changements de l'habitat d'eau douce ou marin, les écloseries, les agents pathogènes/l'aquaculture et les changements climatiques.

Récolte

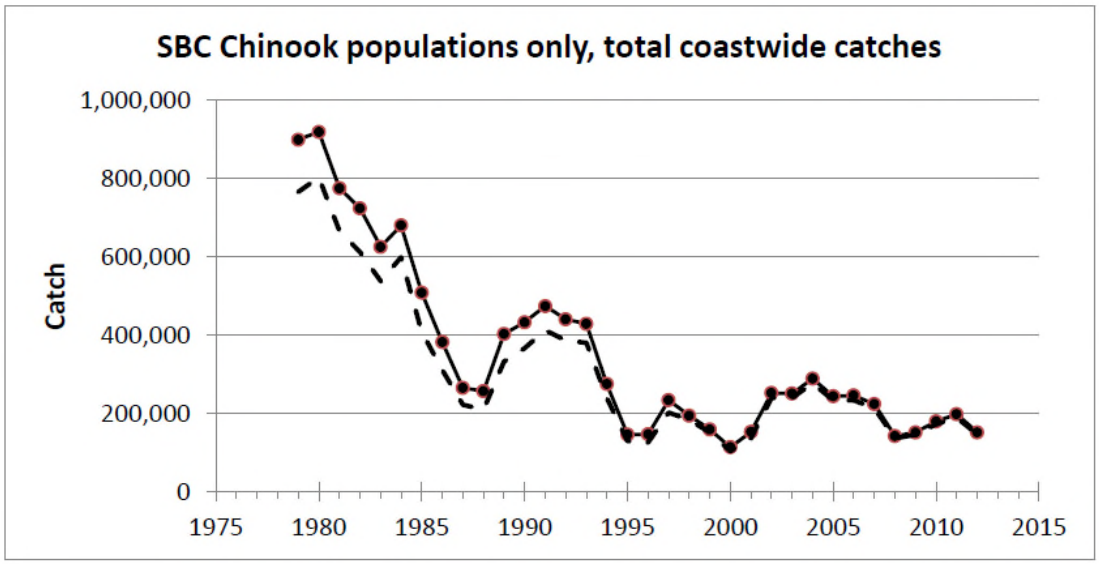
La menace que représente la récolte pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique devrait être prise en considération selon l'UD. Les répercussions totales de la pêche varient selon les régions géographiques où les pêcheurs interceptent les saumons chinooks pendant leur migration vers l'océan. Ces répercussions varient également pour chacun des indicateurs du sud de la Colombie-Britannique, selon le type de pêche, par exemple la pêche à la traîne, la pêche au filet et la pêche récréative (Brown *et al.*, 2013a).

Le total de captures débarquées de saumons chinooks en Colombie-Britannique a connu un déclin considérable depuis le milieu des années 1970 (figure 17). Les récoltes de saumons chinooks originaires des cours d'eau du sud de la Colombie-Britannique ont chuté (figure 18), la diminution des débarquements commerciaux causant la majorité de ce déclin (figure 19). Une part de cette réduction est, du moins, partiellement attribuable aux changements de l'environnement marin suscités par des oscillations climatiques à grande échelle (p. ex. l'oscillation du tourbillon du Pacifique Nord et l'oscillation décennale du Pacifique) (Braun *et al*., 2015; Dorner, 2017).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Chinook salmon catches, by location= Captures de saumons chinooks, par lieu
Landed catch= Captures débarquées
B.C.= C.-B.
WA, OR= Wash., Oregon

Figure 17. Total de captures débarquées de saumons chinooks dans trois régions, par année de capture, quelle que soit l'origine géographique des individus. Ces captures englobent toutes les captures, qu'elles proviennent de la pêche commerciale, de la pêche récréative ou de la pêche tribale/des Premières Nations, en milieu marin ou d'eau douce, à l'intérieur des limites du Traité sur le saumon du Pacifique. Les données présentées dans cette figure proviennent de PSC-CTC (2017b).

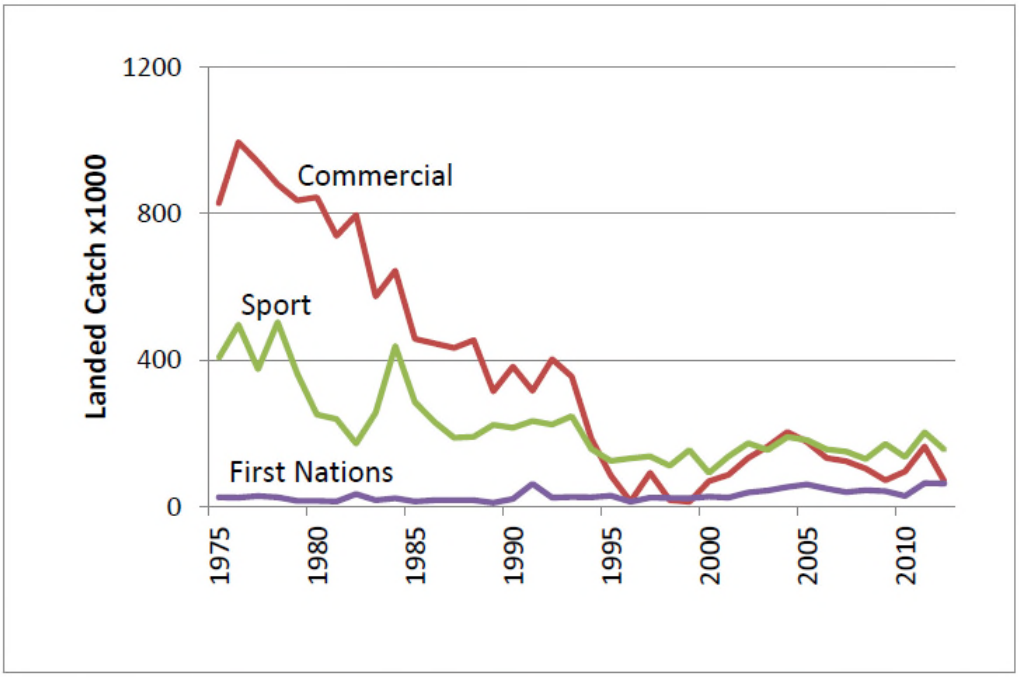


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

SBC Chinook populations only, total coastwide catches= Populations de saumons chinooks du sud de la C.-B. seulement, total des captures pour l'ensemble de la côte

Catch= Captures

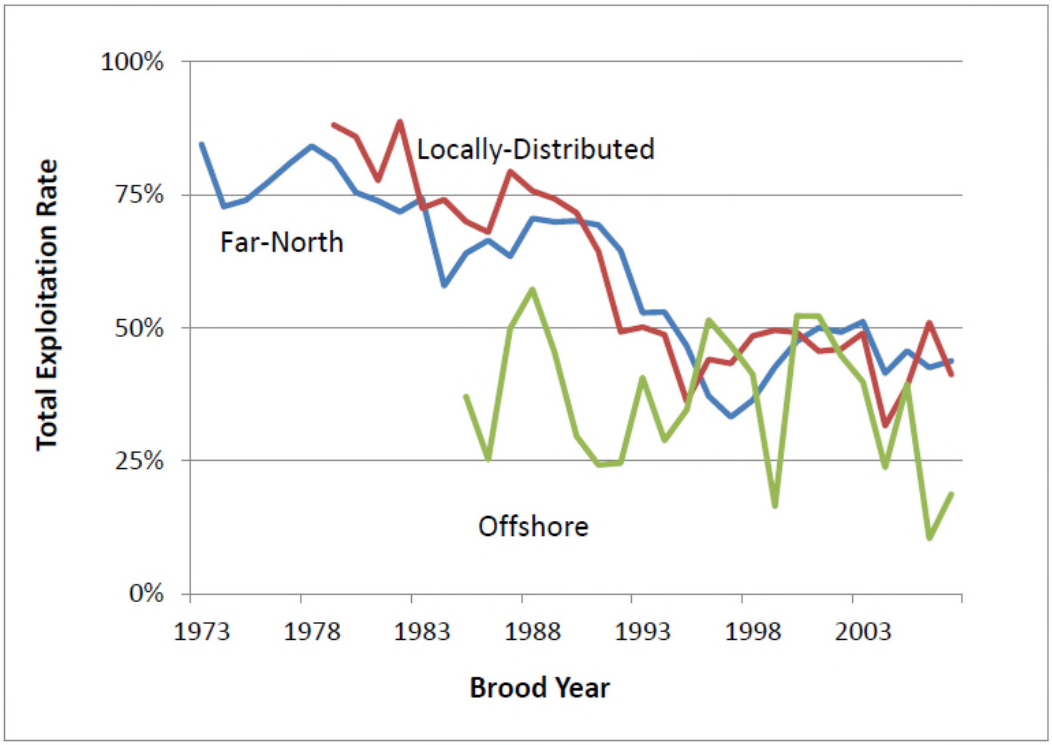
Figure 18. Estimation des débarquements de saumons chinooks pêchés en mer pour l'ensemble de la côte (à l'exception des prises de la pêche terminale au filet dans le fleuve Fraser et le long de la côte ouest de l'île de Vancouver) provenant de cours d'eau du sud de la Colombie-Britannique seulement. La ligne continue englobe les captures de saumons chinooks par filets en mer (filets maillants, senne coulissante); la ligne pointillée exclut les captures par filets en mer. Selon la composition des stocks modélisée par le Comité technique sur le saumon chinook et les débarquements déclarés par des organismes (graphique créé par B. Riddell avec les données fournies à partir des dossiers sur les captures de CTC). Cette figure est une reproduction de la figure H-8 dans Riddell *et al*. (2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Landed catch x1000= Captures débarquées × 1 000
Commercial= Commerciale
Sport= Récréative
First nations= Premières Nations

Figure 19. Total des captures débarquées de saumons chinooks pêchés en milieu marin dans le sud de la Colombie-Britannique. Selon les résumés de données accessibles dans les rapports sur les captures et les échappées de CTC. Cette figure est une reproduction de la figure H-5 dans Riddell *et al*. (2013).

Les taux d'exploitation totaux, exprimés en pourcentages d'adultes pêchés pendant toute la durée d'une année de ponte, sont calculés à partir des données sur les stocks indicateurs tirées des micromarques magnétisées codées (MMC) récupérées (figure 20). Les taux d'exploitation totaux ont considérablement décliné pendant les années de ponte 1973 à 1993 pour les types de stocks qui migrent plus au nord et ceux qui sont répartis à l'échelle locale, passant d'une moyenne d'environ 75 % à une moyenne d'environ 45 %. Un taux se situant entre 70 et 80 % est probablement bien supérieur à ce qui est nécessaire pour le rendement maximal soutenu (MSY) pendant les périodes d'activités moyennes (PSC-CTC, 2017a). Les taux d'exploitation totaux pour les 3 types de répartition océanique étaient semblables depuis l'année de ponte 1993 et ont varié d'environ 25 à 50 %. Malgré ces réductions dramatiques des taux d'exploitation totaux et des débarquements de poissons pêchés en mer, de nombreux stocks ont connu des baisses de taux d'échappée de reproducteurs au cours des trois dernières générations.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Total exploitation rate= Taux d'exploitation total
Locally-distributed= Réparti à l'échelle locale
Far-north= Plus au nord
Offshore= Au large des côtes
Brood year= Année de ponte

Figure 20. Estimation des taux d'exploitation totaux moyens par année de ponte pour les stocks indicateurs à nageoire adipeuse coupée et portant des micromarques magnétiques codées (AD+MMC) qui présentent l'un des 3 types généraux de répartition océanique : migration plus au nord, réparti à l'échelle locale et au large des côtes. Cette figure est une reproduction de la figure H-13 dans Riddell *et al*. (2013).

En cas de faible productivité, la récolte constitue une menace importante pour bon nombre d'UD. Riddell *et al.* (2013) soulignent que, même si le taux d'exploitation total a considérablement diminué depuis l'année de ponte 1993, un déclin connexe de la productivité par stock pourrait réduire le MSY de manière importante. Cette diminution de la productivité par stock pourrait être attribuable à un faible taux de survie en mer, et porte à croire que même des taux d'exploitation plus bas pourraient être trop élevés. Les taux d'exploitation réels peuvent être comparés aux taux d'exploitation totaux approximatifs au MSY (E_{MSY}) afin de déterminer si la pêche a été un facteur de stress important pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (tableau 10). Selon des estimations existantes de la productivité, seuls les individus du ruisseau Dome (UD 11) font l'objet d'un taux d'exploitation qui pourrait être jugé « stressant ». Cependant, des éléments de preuve relativement solides provenant de l'habitat marin portent à croire que la productivité a diminué sur l'ensemble de la côte depuis le début des années 1990 (Kilduff *et al*., 2014; Dorner *et al*., 2018) et que les E_{MSY} constituent donc des surestimations. De

récents éléments de preuve laissent entendre que le changement de calendrier de maturation, la diminution de la taille selon l'âge et la diminution de la fécondité selon l'âge sont tous des facteurs qui ont contribué à la diminution de la productivité (Bailey, comm. pers., 2018). Lorsque l'E_{MSY} a été ajusté de manière à tenir compte d'une plus faible productivité, 6 des 12 stocks indicateurs présentaient un taux d'exploitation total supérieur à la valeur de l'E_{MSY}. Il est donc possible que de nombreux stocks soient surexploités, car leur productivité chute (Bailey, comm. pers., 2018).

Tableau 10. Taux d'exploitation total moyen par année de ponte par stock (CU) entre 1995 et 2008, paramètre « a » de productivité présumé du modèle de Ricker, E_{MSY} (taux d'exploitation total au MSY), paramètre « a » ajusté du modèle de Ricker, et E_{MSY} ajusté. Les caractères gras indiquent les stocks pour lesquels le taux d'exploitation total par année de ponte entre 1995 et 2008 est supérieur à l'E_{MSY} selon une hypothèse voulant que la productivité actuelle (paramètre « a » du modèle de Ricker) soit la moitié de celle qui a été présumée comme étant « moyenne » dans les évaluations de stocks. Ce tableau est une reproduction du tableau H-1 dans Riddell *et al.* (2013).

UC	Stock indicateur	Taux d'exploitation moyen par année de ponte 1995-2008	Paramètre « a » de Ricker présumé	E_{MSY}	Paramètre « a » de Ricker ajusté	E_{MSY} ajusté
MIGRANTS PLUS VERS LE NORD						
SWVI	Robertson	**0,578***	2,03	0,73	1,015	**0,44**
NEVI	Quinsam	0,405	2,03	0,73	1,015	0,44
Qual-Punt Falls	Big Qualicum	0,415	2,03	0,73	1,015	0,44
Mid ECVI, été	Puntledge	0,302	2,03	0,73	1,015	0,44
Shuswap, été 0.3	Basse Shuswap	**0,486**	2,07	0,74	1,035	**0,44**
Thompson, été 0.3	Basse Shuswap	**0,486**	1,59	0,62	0,80	0,35
RÉPARTIS À L'ÉCHELLE LOCALE						
Nanaimo-Chemainus	Nanaimo	**0,507**	2,34	0,79	1,17	**0,49**
Cowichan	Cowichan	**0,644**	1,87	0,69	0,99	**0,43**
Bas Fraser, automne	Harrison (Chehalis)	0,355	1,67	0,64	1,34	0,54
Bas Fraser, automne	Chilliwack	0,301	1,67	0,64	1,34	0,54
AU LARGE DES CÔTES						
Basse Thompson, printemps (1.2)	Nicola	0,238	1,51	0,60	0,75	0,34
Haut Fraser, printemps	Dome	**0,698**	1,65	0,63	0,82	**0,36**

* Le taux d'exploitation total du stock du ruisseau Robertson est probablement inhabituellement élevé en raison de la pêche terminale intensive ciblant ces individus originaires d'écloseries.

Habitat d’eau douce

La modification et la dégradation de l’habitat peuvent causer une baisse de l’abondance des saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique : 1) directement par la détérioration continue de l’habitat d’eau douce; 2) indirectement par les interactions entre les déclins anthropiques de la qualité de l’habitat et d’autres facteurs de stress où les populations d’habitat d’eau douce de moins bonne qualité sont plus vulnérables aux autres facteurs de stress (Riddell *et al.*, 2013). Des éléments de preuve semblent indiquer que le cycle vital en eau douce du saumon chinook est plastique, les juvéniles subissant diverses stratégies de migration et de croissance pendant leur première année (Bradford et Taylor, 1997) en réaction aux variations environnementales. Cette diversité du cycle vital réduit la probabilité qu’un seul agent de forçage environnemental ou biologique soit en mesure de produire des tendances cohérentes en matière de survie en eau douce à grande échelle spatiale.

Les barrages peuvent également altérer les débits, empêcher l’accès à de l’habitat de fraye et de croissance, nuire à la qualité et à la quantité de ces habitats, et constituer une source de stress pour les saumons chinooks en migration. Les barrages relevés qui affectent le saumon chinook englobent les installations hydroélectriques dans les rivières Puntledge, Bridge, Seton, Nechako, Shuswap (cours moyen), Alouette, Stave, Cheakamus, Cheekeye, Nanaimo, Quinsam, Campbell, Salmon, Theodosia, Capilano, Seymour, Coquitlam, Cowichan et Big Qualicum.

Avec la mise en garde précisant que leur étude ne tenait pas compte des changements des niveaux historiques (p. ex. dans la partie canadienne du fleuve Columbia), Riddell *et al.* (2013) ont conclu qu’il n’y avait pas de facteurs environnementaux en eau douce évidents qui pourraient expliquer les récentes tendances en matière d’abondance des saumons chinooks reproducteurs du sud de la Colombie-Britannique. Aucune corrélation n’a été constatée entre les tendances récentes des changements anthropiques et les échappées caractérisées par un ensemble d’indicateurs de pression (voir Stahlberg *et al.*, 2009). Les changements anthropiques dans les bassins versants qui ont été pris en considération englobent l’urbanisation, la foresterie, le dendroctone du pin ponderosa *(Dendroctonus ponderosae),* les changements de la couverture terrestre, l’exploitation minière (Kjelson *et al.*, 1981, 1982), le développement agricole/rural, la construction de routes (Bradford et Irvine, 2000), la densité des traverses de cours d’eau, la perturbation des zones riveraines, le déversement autorisé d’eaux usées et la répartition de l’eau (Kjelson *et al.*, 1981, 1982). Au cours des dernières années, les répercussions liées au climat observées dans l’habitat d’eau douce sont notamment l’augmentation des températures des cours d’eau et les crues nivales plus hâtives (DFO, 2017), qui peuvent influer sur les conditions de migration en amont, les températures des frayères et les conditions de dévalaison des smolts.

Malgré les constats de Riddell *et al.*, les changements des bassins versants ont été quantifiés pour le présent rapport en fonction des données accessibles de Porter *et al.* (2013) et ont été inclus dans l'évaluation du calculateur de menaces de l'UICN (voir la section **Structure des chapitres sur les unités désignables** ci-dessous).

Habitat marin

Même si les habitudes migratoires et d'autres aspects de l'écologie marine continuent d'être étudiés, le temps passé en mer constitue un élément très important du cycle vital de tous les saumons du Pacifique (Brown *et al.*, 2013a). Riddell *et al.* (2013) en sont venus à la conclusion que, lors de la première année en mer, les conditions de l'habitat marin représentent probablement un facteur clé des tendances récentes en matière de survie et de productivité. Toutes les UD partagent le même milieu marin, mais les stocks qui commencent leur vie marine dans le détroit de Georgia, par exemple, se trouvent dans un milieu marin différent de celui des stocks qui entament ce stade au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les habitudes migratoires des poissons de chaque UD peuvent être différentes, comme le décrit la section « Déplacements et dispersion » du présent rapport. Néanmoins, en raison du vaste milieu commun, les changements à grande échelle ont probablement une incidence similaire sur toutes les UD. Cette affirmation est corroborée par le fait qu'une tendance globale à la baisse est observée dans l'ensemble des UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Riddell *et al.*, 2013).

Le saumon chinook passe une grande partie de sa vie en mer, où il est exposé à un large éventail de facteurs pouvant avoir une incidence sur sa croissance et sa survie (voir par exemple Peterman, 1987; Beamish et Mahnken, 2001; Pearcy McKinnell, 2007; Farley *et al.*, 2007). L'importance du début de la vie en mer pour la survie des saumons du Pacifique est appuyée par des études des échelles spatiales de la covariation du nombre de recrues par individu reproducteur et des études qui montrent que la corrélation entre les conditions océaniques côtières au début du stade de la vie en mer et la survie en mer est plus forte qu'entre les conditions océaniques côtières à tout autre stade vital et la survie en mer (Magnusson, 2001; Wertheimer *et al.*, 2004; Mueter *et al.*, 2005; Pyper *et al.*, 2005). Il y aurait aussi une forte corrélation entre les conditions marines locales (soit le milieu marin près du point d'entrée en mer) et la survie en mer du saumon chinook (Riddell *et al.*, 2013). À l'entrée en mer, les stocks qui sont à proximité les uns des autres ont des tendances similaires en matière de survie, contrairement aux stocks qui sont éloignés les uns des autres (figure 21). Toutefois, une étude récente semble révéler une situation plus complexe, où les stocks de la mer des Salish présentaient moins de similitudes entre eux que ceux situés à l'extérieur de la mer des Salish (Ruff *et al.*, 2017).

De façon directe et indirecte, la température de l'eau de mer pose plusieurs défis aux espèces de saumons du Pacifique (Meuter *et al.*, 2005; Richter et Kolmes, 2005). En 2012, Irvine et Crawford ont fait la synthèse des données sur l'oxygène, la salinité et la température de l'océan Pacifique pour étudier les impacts que ces facteurs pourraient avoir sur le réseau trophique (populations de phytoplancton, de zooplancton,

d’invertébrés, de poissons et d’oiseaux). Les données indiquaient que les températures dans le nord-est de l’océan Pacifique étaient plus faibles que la moyenne, ce qui s’inscrit dans une tendance amorcée en 2005. Des données plus récentes montrent que les températures océaniques et terrestres dans le nord-est du Pacifique et en Colombie-Britannique et au Yukon étaient supérieures à la moyenne de 2013 à 2016 (DFO, 2017), en partie à cause d’anomalies climatiques à grande échelle (le « blob » [masse d’eau chaude] — voir par exemple Bond *et al*., 2015; Di Lorenzo et Mantua, 2016).

Les anomalies climatiques à grande échelle peuvent entretenir des liens avec les taux de survie en mer des saumons. Par exemple, depuis 1995, la tendance de l’oscillation du tourbillon du Pacifique Nord ressemble à la tendance générale des taux de survie en mer du saumon chinook (figure 22, figure 23; Riddell *et al.*, 2013; à l’exception des stocks de la mer des Salish – voir Ruff *et al.*, 2017). Au cours du deuxième semestre de 2013, une anomalie de température de la surface de la mer, connue sous le nom de « blob », s’est formée dans le nord-est du Pacifique et a atteint des profondeurs de 100 m. En 2014, le blob s’était déplacé dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique et du Yukon et, en 2015, les effets du blob se sont combinés aux effets d’un événement El Niño. La combinaison de ces événements a accentué la hausse des températures terrestres et océaniques locales. Dans le nord-est du Pacifique, on a observé un remplacement des copépodes d’eau froide par des copépodes d’eau chaude (DFO, 2016; DFO, 2017). Des espèces habituellement présentes à des latitudes méridionales ont également été observées, et leur présence pourrait avoir eu des répercussions sur les dynamiques prédateurs-proies de l’écosystème du saumon (DFO, 2016; DFO, 2017). À partir de la fin 2016 jusqu’en 2017, le blob et El Niño n’étaient plus présents dans le nord-est du Pacifique. En 2017, la montaison vers l’aire occupée par de nombreuses UD du saumon chinook de la Colombie-Britannique (p. ex. dans les réseaux du Fraser et de la côte ouest de l’île de Vancouver) était extrêmement faible pour la plupart des espèces et des populations de saumons. Les populations de saumons les plus au nord du Pacifique présentaient davantage de réactions variables.

À l’exception des stocks du Fraser, la plupart des individus des stocks indicateurs du sud de la Colombie-Britannique munis d’une micromarque magnétisée codée sont lâchés dans l’océan ou près de celui-ci et, par conséquent, fournissent d’excellents indicateurs des conditions de survie en mer à partir du lâcher jusqu’à l’âge 2 (Riddell *et al.*, 2013). Les stocks du Fraser micromarqués sont lâchés à un peu plus de 100 km de l’océan, ce qui signifie que les données de ces stocks reflètent l’effet de la survie après le lâcher jusqu’à l’âge à la première reproduction. D’après les données des micromarques magnétisées codées, les taux de survie ont diminué au cours des dernières années pour la plupart des stocks indicateurs de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique, toutefois certaines UD n’ont connu aucun déclin (figure 24, figure 25). Ces dernières populations entraient dans le détroit de Georgia plus tôt ou plus tard que la période habituelle, qui est en mai ou juin, ce qui porte à croire que les différences temporelles des conditions au début de la vie marine ont une grande incidence sur la survie à ce stade (Beamish *et al.*, 2010).

Parmi les 31 espèces de mammifères marins qui occupent les eaux au large de la côte du Pacifique du Canada, sept sont des prédateurs connus des salmonidés (Brown *et al.*, 2013a). Bien que, dans de nombreux cas, les taux de prédation propres au saumon chinook soient inconnus, il est généralement entendu que la prédation par des mammifères marins joue parfois un rôle important dans les taux de mortalité de certains stocks de saumons chinooks.

Selon des modèles de simulation, les taux de mortalité du saumon chinook due à la prédation par des mammifères marins ont augmenté dans les années 1990 par rapport aux taux des 30 années précédentes (figure 26). Ces résultats s'expliqueraient en partie par le fait que les prédateurs se nourrissaient d'une plus grande proportion de poissons, puisque les populations de chinooks étaient en déclin (Bailey, comm. pers., 2018). Toutefois, d'autres modèles laissent entendre que cette interprétation ne serait pas appuyée par des données probantes (Preikshot *et al*., 2013). Néanmoins, les populations d'otaries, de phoques communs, de dauphins à flancs blancs et de rorquals à bosse ont augmenté considérablement depuis les années 1970, ce qui peut avoir entraîné une hausse des taux de consommation (Riddell *et al.*, 2013; Chasco *et al.*, 2017). Par exemple, entre 1970 et 2015, la biomasse de saumon chinook consommée annuellement par des pinnipèdes du Puget Sound (État de Washington, États-Unis) est passée de 68 à 625 tonnes métriques (Chasco *et al.*, 2017).

Les épaulards résidents du nord et du sud, qui représentaient un total d'environ 350 individus dans les eaux britanno-colombiennes en 2013, sont considérés comme des spécialistes des salmonidés (Brown *et al.*, 2013a). Ces baleines se rassemblent à l'été et à l'automne dans des régions précises dans le but d'attraper des saumons en montaison vers leurs frayères natales. Des études de terrain approfondies portant sur le comportement alimentaire des épaulards indiquent que cette espèce se nourrit de manière sélective de saumons chinooks et, dans une moindre mesure, de saumons kétas (Ford et Ellis, 2006; Hanson *et al.*, 2010). Ces baleines semblent cibler de grands poissons, dont la plupart sont âgés d'au moins quatre ans. Riddell *et al.* (2013) ont discuté des conclusions d'un atelier qui ont permis de déterminer que la population de saumons chinooks de la Thompson Sud (UD 12, UD 13 et UD 14) correspondait au stock prédominant dans le régime alimentaire de l'épaulard résident du sud. D'autres stocks de saumons chinooks du Fraser, dont certains sont en déclin, occupent également une place importante dans l'alimentation des épaulards résidents. Même si Hanson *et al*. (2010) ont effectué des études pendant une seule année et qu'ils n'ont pas tenu compte de l'abondance relative des UD au cours de ladite année, ils ont classé chaque UD en fonction de leur l'importance inférée comme suit : haut Fraser (UD 11), moyen Fraser (UD 7, UD 8, UD 9, UD 10), Thompson Sud (UD 12, UD 13, UD 14) et bas Fraser (UD 2, UD 3, UD 4, UD 5, UD 6).

Les effectifs de phoques communs le long de la côte du Pacifique ont connu une augmentation considérable depuis que les activités de chasse ont cessé à la fin des années 1960 (Brown *et al.*, 2013a). De manière semblable aux tendances au sud de la frontière, le nombre de phoques communs dans le détroit de Georgia a augmenté annuellement de 11,5 % après le milieu des années 1970, puis s'est stabilisé à environ 40 000 individus au milieu des années 1990. Cette tendance reflète la tendance générale de la côte britanno-colombienne, où le nombre de phoques total est estimé à 105 000 individus (Olesiuk, 2010). L'importante collecte d'excréments qui a eu lieu au cours des années 1980 a révélé que les phoques communs du détroit de Georgia consommaient une grande variété d'espèces proies, mais que le hareng et la merluche constituaient les éléments prédominants de leur alimentation. Dans l'ensemble, les salmonidés ne représentaient qu'environ 4 à 7 % de l'alimentation des phoques communs, qui chassent surtout les saumons adultes prégénésiques dans les estuaires et les cours d'eau (Olesiuk, 1993; Thomas *et al.*, 2016). Cette prédation peut être une cause importante de mortalité chez les saumons chinooks adultes en montaison lorsque l'effectif de la remonte est faible et que les modifications à l'habitat rendent les individus vulnérables à la prédation (p. ex. la canalisation du cours inférieur de la rivière Puntledge). Les phoques communs chassent également les saumons juvéniles, y compris les chinooks juvéniles (Thomas *et al.*, 2016), tant en zones marines que dans les cours d'eau. Les taux de prédation sur les juvéniles en dévalaison peuvent être importants dans les zones éclairées artificiellement la nuit, par exemple près des ponts (p. ex. rivière Puntledge; Olesiuk *et al.*, 1996). La morphologie contraignante d'un cours d'eau peut accroître la vulnérabilité à des prédateurs très mobiles et agiles, comme les phoques. La portée de la prédation par les phoques communs sur les saumons chinooks juvéniles dans des milieux naturels est présentement inconnue. Chasco *et al*. (2017) ont estimé qu'entre 1970 et 2015 la biomasse de saumon chinook consommée annuellement par des pinnipèdes (phoque commun [*Phoca vitulina*], otarie de Californie [*Zalophus Californianus*], otarie de Steller [*Eumetopias jubatus*]) du Puget Sound est passée de 68 à 625 tonnes métriques. En 2015, les pinnipèdes consommaient deux fois plus de saumons chinooks que les épaulards, et la quantité qu'ils consommaient était six fois plus élevée que la quantité totale des prises découlant de la pêche commerciale et de la pêche récréative.

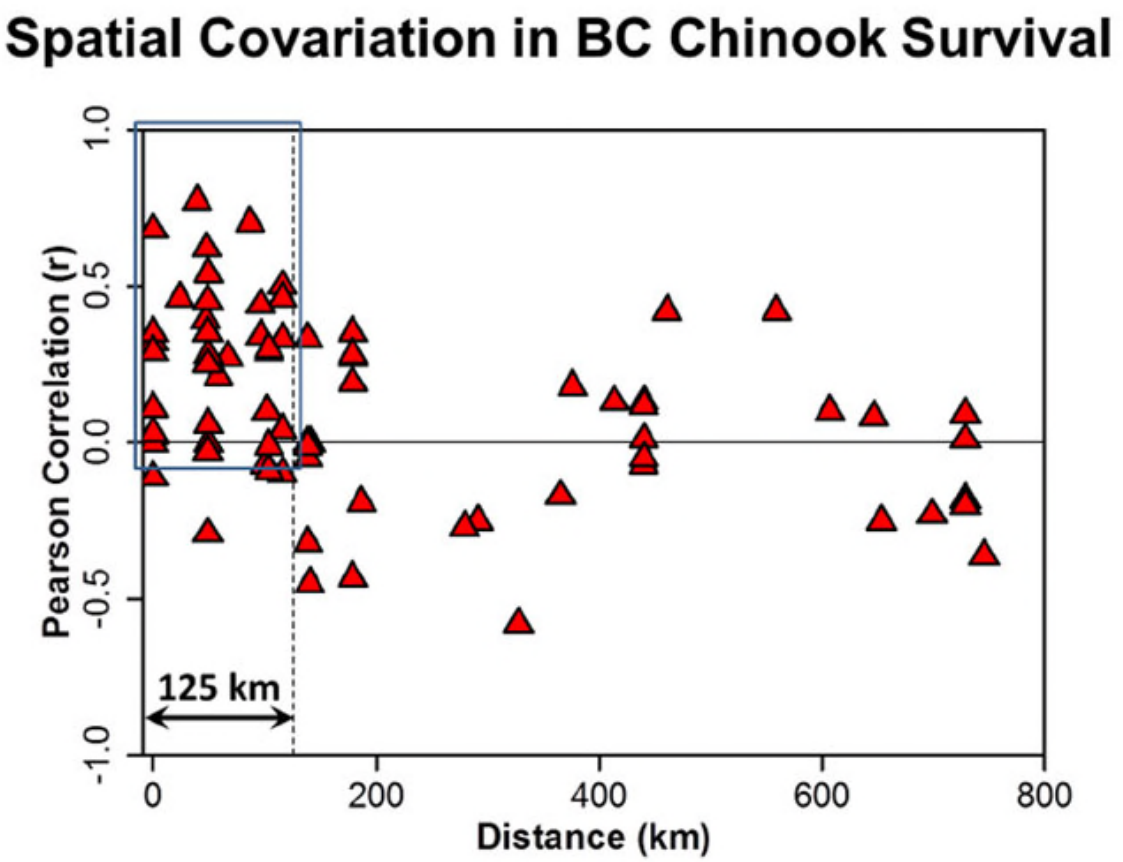
Les effectifs d'otaries en Colombie-Britannique ont presque triplé depuis que la chasse a cessé à la fin des années 1960 (Brown *et al.*, 2013a). Avant 2013, le nombre d'individus augmentait de 5 % par an, et, d'après le nombre de naissances, il y aurait actuellement, dans la province et dans les eaux adjacentes du sud-est de l'Alaska, approximativement 60 000 individus, ce qui est beaucoup plus élevé que le nombre estimé au début du 20^{e} siècle. Les otaries de Steller sont très répandues dans les eaux côtières, mais pendant l'été, la majorité d'entre elles se rassemblent aux roqueries de reproduction habituelles, dont les plus grandes se trouvent aux îles Scott, au large de l'extrémité nord de l'île de Vancouver, et à l'île Forrester, en Alaska, tout juste au nord de Haida Gwaii (îles de la Reine-Charlotte). Des études sur l'alimentation effectuées à l'aide de restes de proies trouvés dans les excréments prélevés à ces roqueries et à d'autres échoueries révèlent que les otaries de Steller se nourrissent de diverses espèces de poissons et de céphalopodes, et que les saumons représentent une partie importante de

leur alimentation, surtout en été et en automne. Les salmonidés constitueraient environ 10 % de leur alimentation totale (Olesiuk *et al.*, 2010). Une otarie de Steller consomme en moyenne 18 kg de proies par jour, ce qui équivaut à environ 17 200 tonnes par an pour la population qui se trouve dans les eaux canadiennes. Des études préliminaires sur les espèces présentes dans le régime alimentaire de l'otarie de Steller indiquent que, de tous les salmonidés consommés, le saumon chinook pourrait représenter une partie importante (Olesiuk *et al.*, 2010).

D'autres espèces de mammifères marins de la région consomment des salmonidés, notamment le marsouin de Dall, le dauphin à flancs blancs du Pacifique, l'otarie de Californie et l'otarie à fourrure du Nord. La portée de la prédation par ces espèces sur les différents salmonidés est très peu connue (Ford et Olesiuk, 2010).

Il n'y a aucune association constante entre les efflorescences d'algues nuisibles et la survie en mer du saumon chinook (Riddell *et al.*, 2013). Cependant, les stocks de la rivière Cowichan (UD 21) et du ruisseau Dome (UD 11) avaient de plus faibles taux de survie pendant les années d'efflorescences importantes, comme l'indique une forte anomalie négative du taux de survie moyen par rapport à un taux de survie moyen, ce qui laisse penser que l'emplacement des efflorescences pourrait nuire à certaines populations plus qu'à d'autres (figure 27) (Riddell *et al.*, 2013).

Il n'y a aucune preuve de corrélation entre la survie des saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique et la compétition avec les saumons roses juvéniles, car aucune tendance constante n'a été observée au cours des années affichant des effectifs de saumons roses juvéniles contrastants dans le détroit de Georgia (saumons roses juvéniles en très grand nombre au cours des années paires et presque absents au cours des années impaires; Riddell *et al.*, 2013; figure 28).



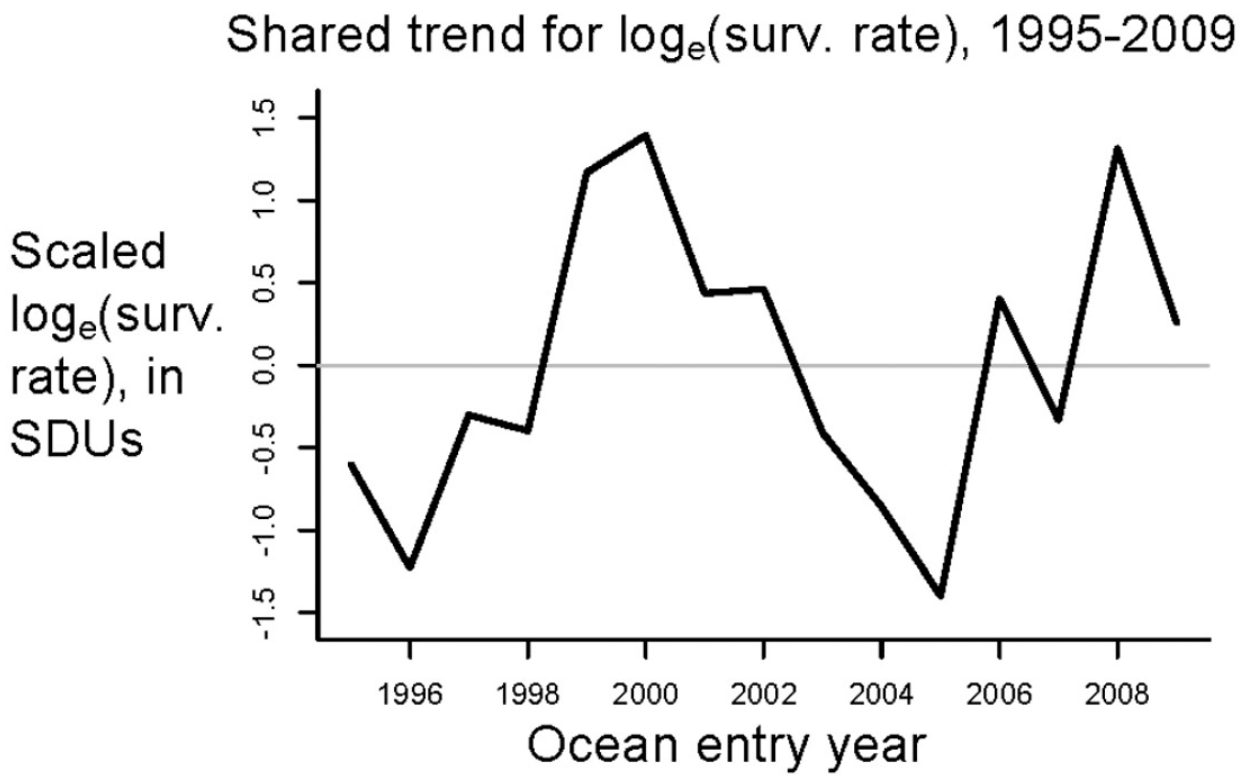
Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Spatial covariation in BC Chinook Survival= Covariation spatiale de la survie du saumon chinook de la Colombie-Britannique

Pearson Correlation (r) = Coefficient de corrélation de Pearson (r)

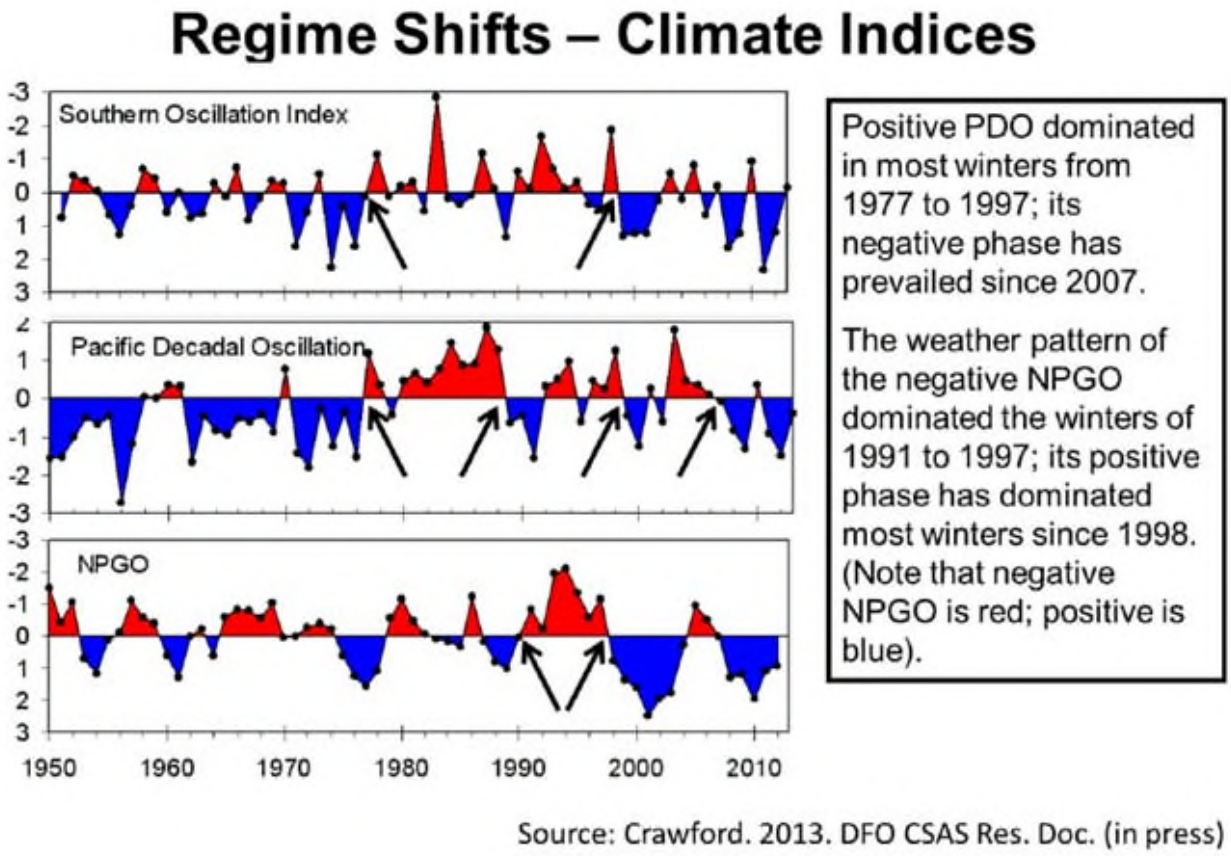
Distance (km) = Distance (km)

Figure 21. Coefficients de corrélation de Pearson à deux variables pour les taux de survie en mer et la distance entre les points d'entrée en mer des stocks de saumons chinooks de la Colombie-Britannique. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-4 de Riddell *et al*. (2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Shared trend for loge (surv. Rate), 1995-2009= Tendance commune — ln (taux de survie), 1995-2009
Scaled loge (surv. Rate), in SDUs= Valeurs normalisées — ln (taux de survie), en unités d'écart-type
Ocean entry year= Année d'entrée en mer

Figure 22. Tendance temporelle commune du taux de survie en mer de la cohorte d'âge 2, dont les individus sont munis d'une micromarque magnétisée codée, pour les années d'entrée en mer de 1995 à 2009. La tendance est déterminée selon une analyse des facteurs dynamiques, qui est fondée sur des données provenant de l'Oregon, du fleuve Columbia, de l'État de Washington, de la Colombie-Britannique et du sud-est de l'Alaska. Cette figure est une reproduction de la figure ST-11 de Riddell *et al*. (2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Regime shifts – climate indices= Changements de régime – indices climatiques

Southern oscillation index= Indice d'oscillation australe

Pacific decadal oscillation= Oscillation décennale du Pacifique

NPGO= OTPN

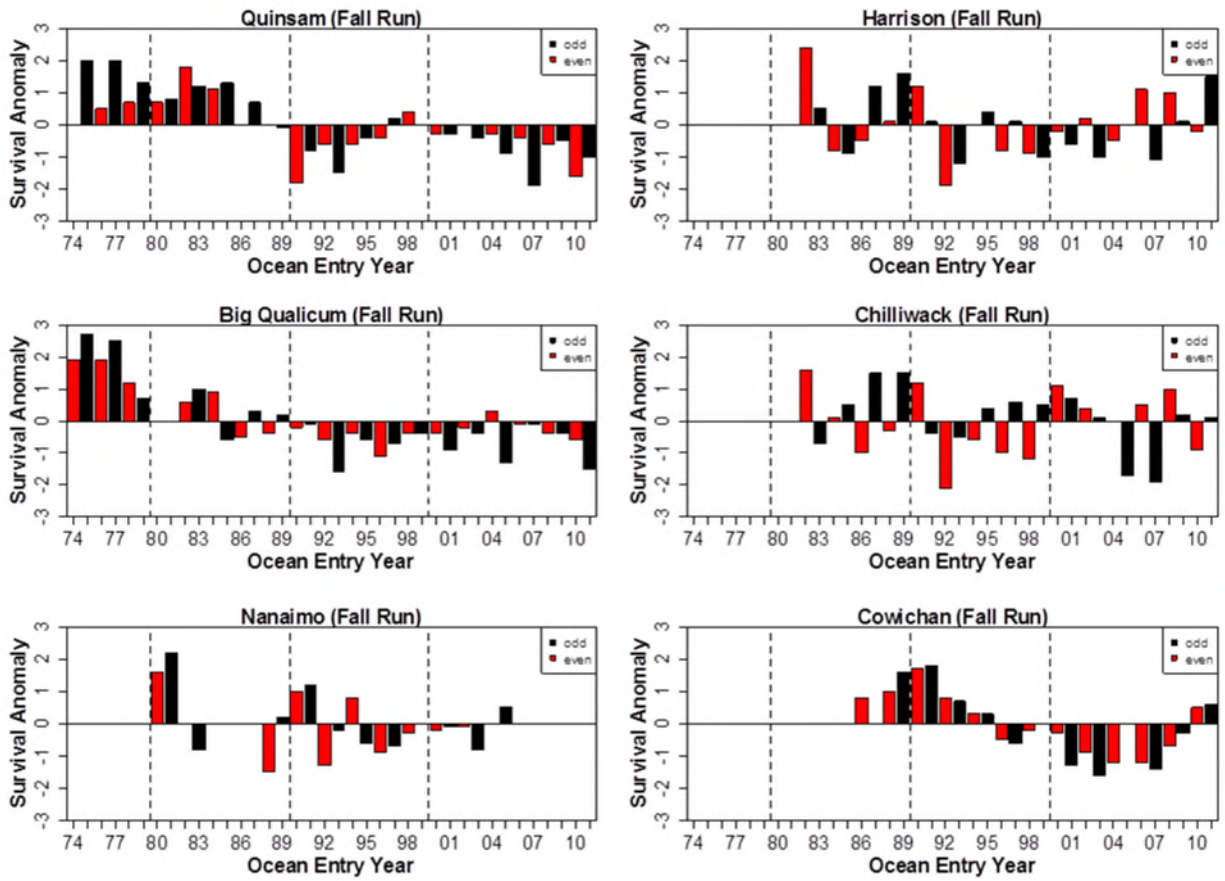
Positive PDO dominated in most winters from 1977 to 1997; its negative phase has prevailed since 2007= Au cours de la majorité des hivers de 1977 à 1997, la phase positive de l'ODP était prédominante; depuis 2007, la phase négative est prédominante.

The weather pattern of the negative NPGO dominated the winters of 1991 to 1997; its positive phase has dominated most winters since 1998= Au cours des hivers de 1991 à 1997, la situation météorologique associée à la phase négative a été prédominante; depuis 1998, la phase positive de l'OTPN est prédominante au cours de la majorité des hivers.

Note that negative NPGO is red; positive is blue= (Remarque : la valeur négative de l'OTPN est rouge; sa valeur positive est bleue.)

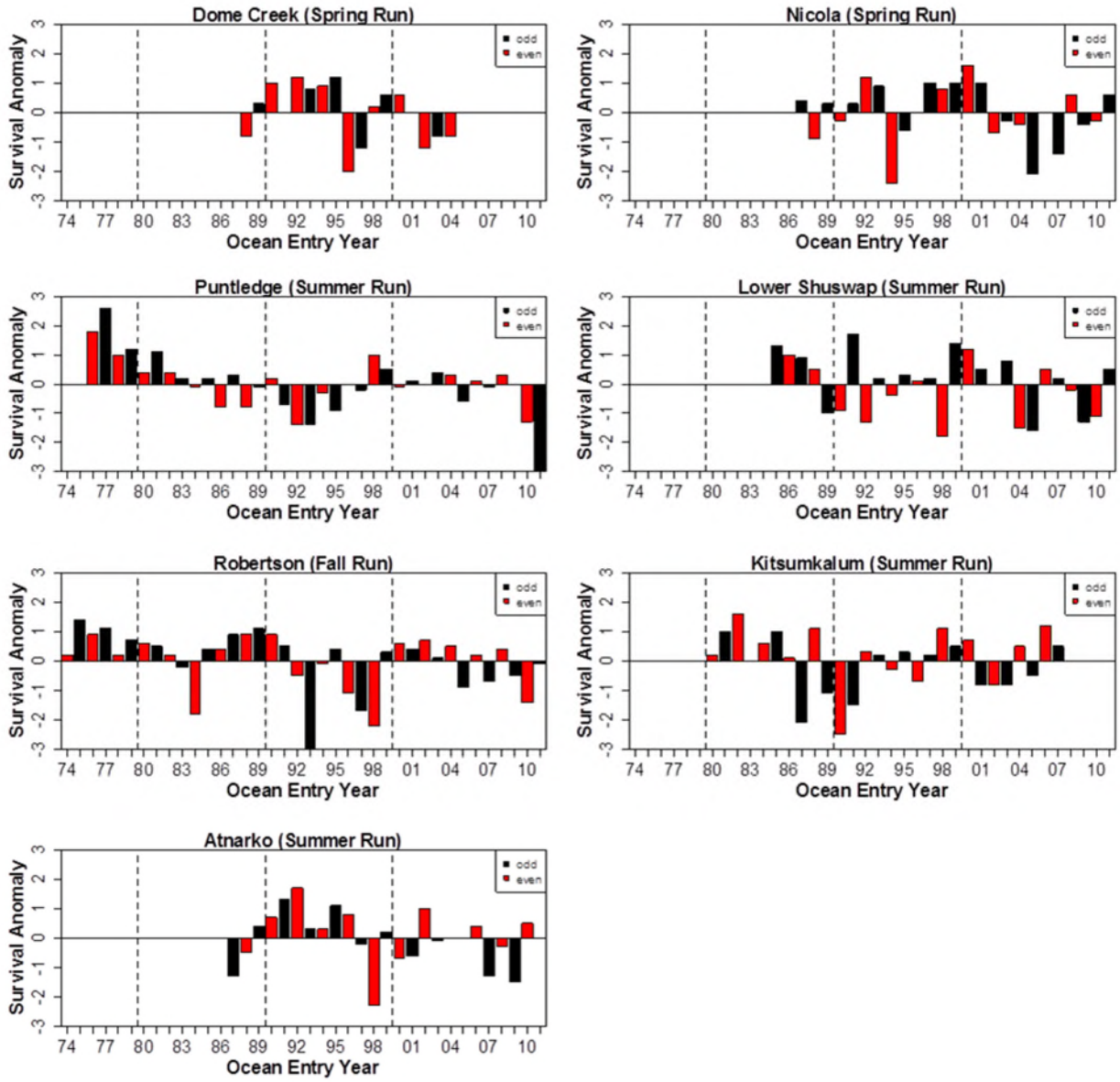
Source: Crawford. 2013. DFO CSAS Res. Doc. (in press) = Source : Crawford. 2013. DFO CSAS Res. Doc. (sous presse)

Figure 23. Indices climatiques reflétant les températures et les conditions océanographiques de l'océan Pacifique Nord. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-5 de Riddell *et al*. (2013). Il est à noter que la corrélation entre l'ODP et l'OTPN est de plus en plus forte à mesure que la série chronologique avance. Depuis 2018, ces anomalies climatiques ne sont plus indépendantes et ne devraient donc pas être utilisées dans la même analyse (P. Westley, comm. pers.).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Quinsam (fall run) = Quinsam (remonte automnale)
Survival anomaly= Anomalie du taux de survie
Ocean entry year= Année d'entrée en mer
Odd= Impaire
Even= Paire
Harrison (fall run) = Harrison (remonte automnale)
Big Qualicum (fall run) = Big Qualicum (remonte automnale)
Chilliwack (fall run) = Chilliwack (remonte automnale)
Nanaimo (fall run) = Nanaimo (remonte automnale)
Cowichan (fall run) = Cowichan (remonte automnale)

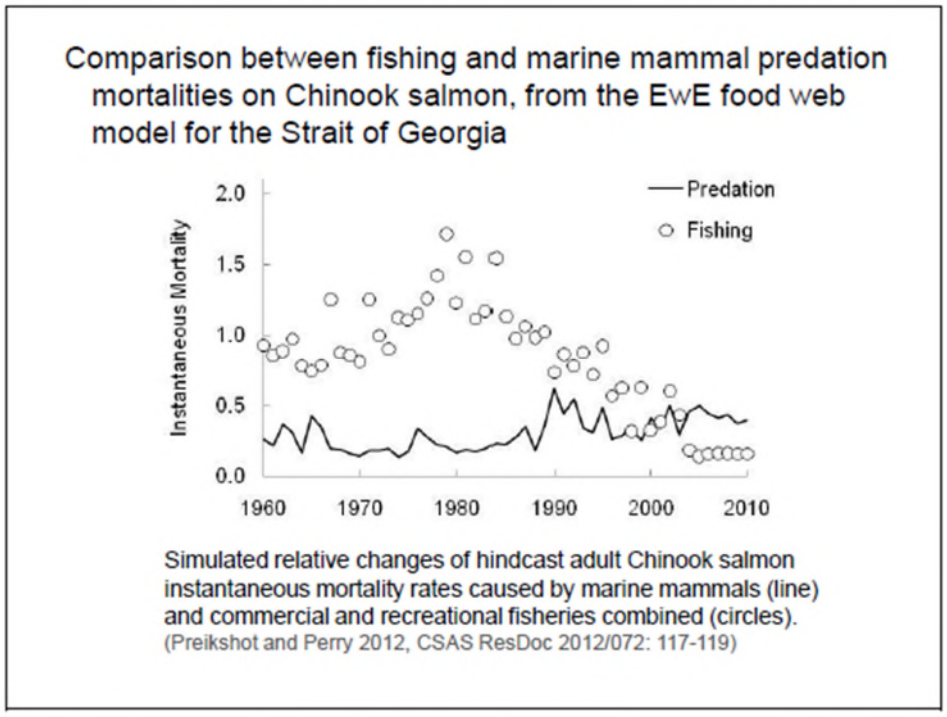
Figure 24. Anomalies des taux de survie en mer des stocks indicateurs provenant d'écloseries pour les populations de saumons chinooks dans le détroit de Georgia à l'automne. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-1a de Riddell *et al*. (2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Dome creek (spring run) = Ruisseau Dome (remonte printanière)
Survival anomaly= Anomalie du taux de survie
Ocean entry year= Année d'entrée en mer
Odd= Impaire
Even= Paire
Nicola (spring run) = Rivière Nicola (remonte printanière)
Puntledge (summer run) = Rivière Puntledge (remonte estivale)
Lower Shuswap (summer run) = Cours inférieur de la rivière Shuswap (remonte estivale)
Robertson (fall run) = Rivière Robertson (remonte automnale)
Kitsumkalum (summer run) = Rivière Kitsumkalum (remonte estivale)
Atnarko (summer run) = Rivière Atnarko (remonte estivale)

Figure 25. Anomalies des taux de survie en mer des stocks indicateurs provenant d'écloseries pour les populations de saumons chinooks dans le détroit de Georgia au printemps et à l'été (quatre graphiques du haut) et pour les populations de saumons chinooks de la côte extérieure de l'île de Vancouver à l'automne et à l'été (trois graphiques du bas). D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-1b de Riddell *et al*. (2013).

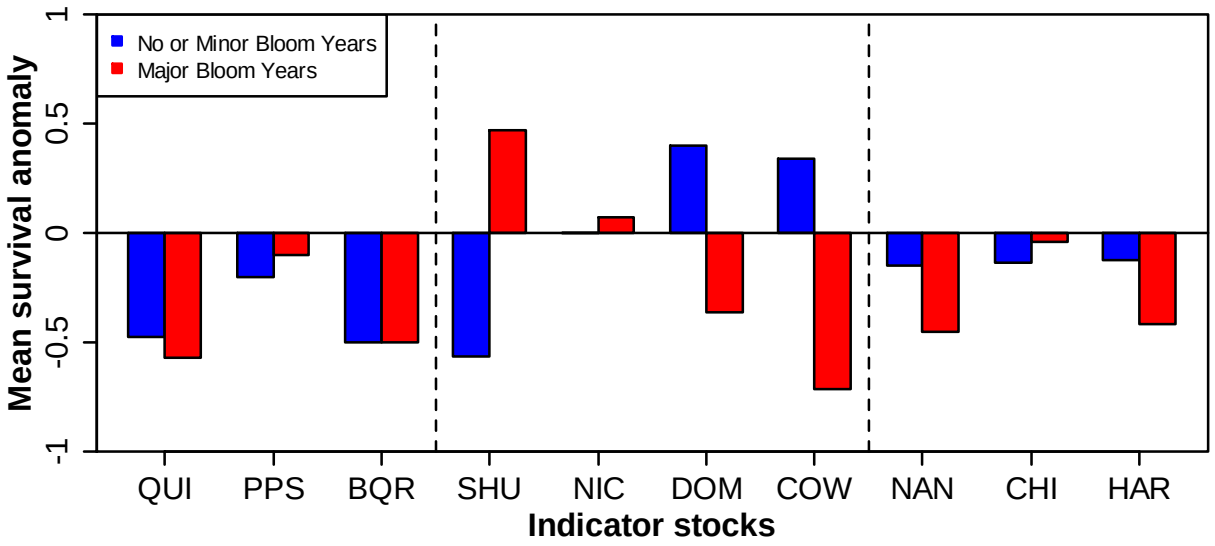


Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Comparison between fishing and marine mammal predation mortalities on Chinook salmon, from the EwE food web model for the Strait of Georgia= Comparaison entre la mortalité du saumon chinook causée par la pêche et celle causée par la prédation par des mammifères marins, d'après le modèle de réseau trophique EwE pour le détroit de Georgia

Instantaneous mortality= Taux de mortalité instantanée
Predation= Prédation
Fishing= Pêche
Simulated relative changes of hindcast adult Chinook salmon instantaneous mortality rates caused by marine mammals (line) and commercial and recreational fisheries combined (circles) = Changements relatifs simulés des taux de mortalité instantanée du saumon chinook adulte a posteriori causée par les mammifères marins (ligne) et les pêches commerciales et récréatives combinées (cercles).
Preikshot and Perry, 2012, CSAS ResDoc 2012/072: 117-119= Preikshot et Perry. 2012. CSAS ResDoc 2012/072: 117-119.

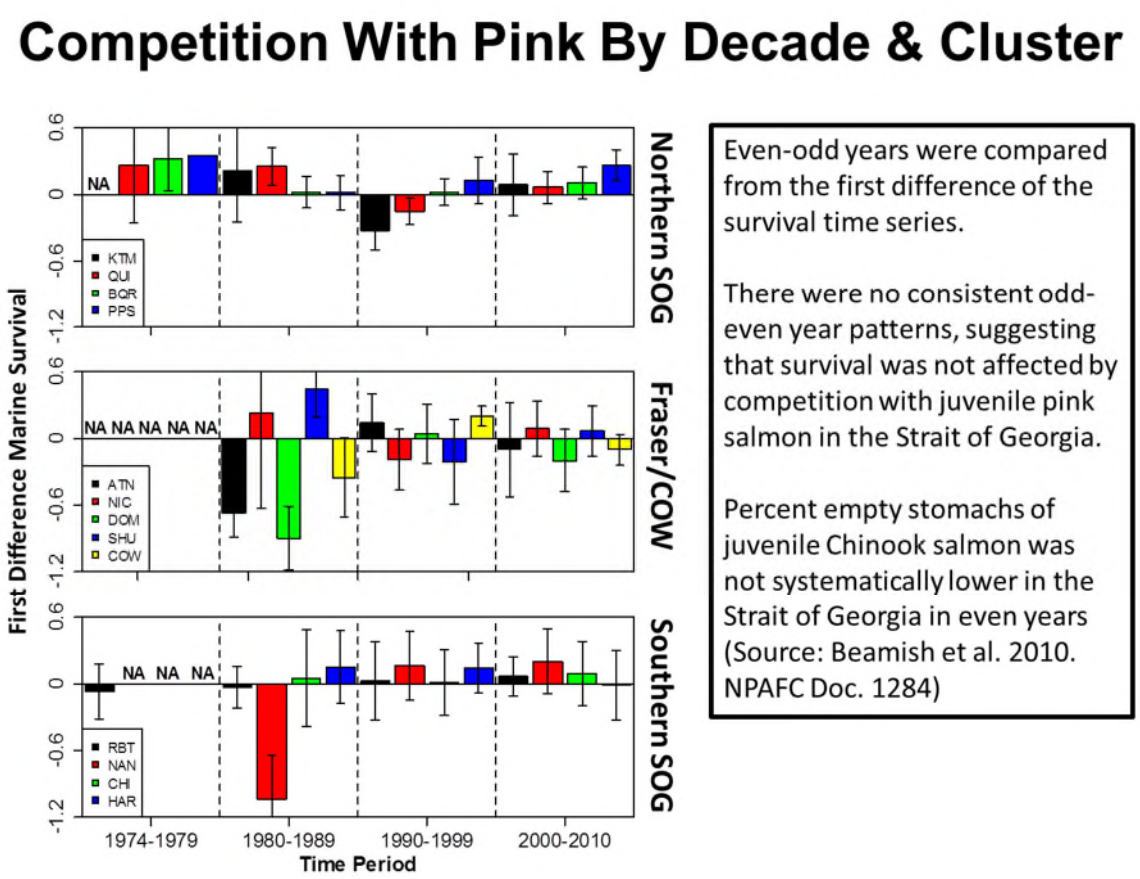
Figure 26. Modèle de simulation Ecopath des taux de mortalité de saumons chinooks adultes due à la prédation par les mammifères marins et à la pêche. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-10 de Riddell *et al*. (2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Mean survival anomaly= Anomalie du taux de survie moyen
No or minor bloom years= Années d'efflorescences faibles ou nulles
Major bloom years= Années d'efflorescences importantes
QUI= QUI
PPS= PPS
BQR= BQR
SHU= SHU
NIC= NIC
DOM= DOM
COW= COW
NAN= NAN
CHI= CHI
HAR= HAR
Indicator stocks= Stocks indicateurs

Figure 27. Taux de survie en mer du saumon chinook de la Colombie-Britannique par rapport aux efflorescences d'algues nuisibles. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-11 de Riddell *et al*. (2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Competition with pink by decade & cluster= Compétition avec le saumon rose, par décennie et groupe

First difference marine survival= Première différence – survie en mer

Northern SOG= Nord du DetG

NA= Sans objet

KTM= KTM

QUI= QUI

BQR= BQR

PPS= PPS

Fraser/COW= Fraser/COW

NA = S. O.

ATN= ATN

NIC= NIC

DOM= DOM

SHU= SHU

COW= COW

Southern SOG= Sud du DetG

RBT= RBT

NAN= NAN

CHI= CHI

HAR= HAR

Time period= Période

Replace decimal periods with decimal commas: -1.2 = -1,2 etc.

Even-odd years were compared from the first difference of the survival time series= Les années paires et impaires ont été comparées à partir de la première différence au cours de la série chronologique sur la survie.

There were no consistent odd-even patterns, suggesting that survival was not affected by competition with juvenile pink salmon in the Strait of Georgia= Il n'y avait aucune tendance constante entre les années paires et impaires, ce qui donne à penser que la compétition avec le saumon rose juvénile dans le détroit de Georgia n'influe pas sur la survie.

Percent empty stomachs of juvenile Chinook salmon was not systematically lower in the Strait of Georgia in even years= Le pourcentage de saumons chinooks juvéniles dans le détroit de Georgia ayant l'estomac vide n'était pas systématiquement moindre au cours des années paires.

Source: Beamish et al. 2010. NPAFC Doc. 1284= Source : Beamish *et al*. 2010. NPAFC Doc. 1284

Figure 28. Analyse des effets du saumon rose sur les taux de survie du saumon chinook de la Colombie-Britannique. D'après Marc Trudel, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-12 de Riddell *et al*. 2013.

Écloseries

Depuis le début du Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS), les populations sont augmentées de façon continue, en particulier les populations des régions côtières de l'île de Vancouver et du bas Fraser (MacKinlay *et al.*, 2004).

Le COSEPAC considère que les poissons d'écloserie font partie de la population pourvu qu'ils complètent les populations sauvages. Les rejetons produits naturellement font généralement l'objet de l'application des critères quantitatifs, seulement s'il est prévu que ces individus auront une incidence positive nette sur l'espèce sauvage évaluée et qu'ils n'entraînent pas une baisse de la capacité d'adaptation moyenne des individus de la population (*ligne directrice numéro 7, annexe E7 des lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées*; COSEWIC, 2010).

Récemment, Withler *et al.* (2018) ont fait la synthèse des connaissances actuelles sur les impacts qu'ont les activités des écloseries sur les stocks sauvages de saumons chinooks. Ils ont conclu que les écloseries constituent un facteur de risque pour la diversité génétique des espèces sauvages qui doit être visé par des mesures de gestion et d'atténuation afin de protéger la biodiversité des saumons du Pacifique au Canada.

D'après des données de 2013, l'incidence des écloseries varie parmi les UD. Les taux de production en écloserie ont été très faibles dans les UD du moyen et du haut Fraser au cours des trois dernières générations et, par conséquent, les programmes d'écloseries n'ont probablement pas eu d'influence sur la viabilité des populations ou les tendances en matière d'abondance des populations naturelles au cours des dernières années (Riddell *et al.*, 2013). La production en écloserie n'a probablement eu aucun effet direct sur les UD de la rivière Thompson et du bas Fraser. Plusieurs sources de données indiquent que les programmes d'écloseries ont entraîné une diminution de la productivité ainsi que des déclins dans les UD du détroit de Geogria et à l'ouest de l'île de Vancouver, mais les données sont limitées. Ces UD présentent des signes de changements génétiques et d'homogénéisation importants (Riddell *et al.*, 2013).

Il est important de souligner que les efforts déployés à grande échelle pour mettre en valeur les populations de saumons chinooks ont été entamés au cours des années 1970 et que les écloseries ont été construites dans plusieurs sites du bassin versant du Fraser (Bailey, comm. pers., 2018). À l'époque, la biologie de nombreux stocks du Fraser était mal comprise, et bon nombre de projets ont tenté de mettre en valeur les remontes en produisant des smolts d'âge 0+ dans des stocks où la smoltification se produit naturellement chez les jeunes de l'année. Les cas de réussite étaient rares, et de nombreux projets ont été abandonnés, notamment les écloseries de Fort St. James, de la rivière Quesnel, de la rivière Eagle et de la rivière Clearwater (Bailey, comm. pers., 2018). Bien que ces premiers projets de mise en valeur aient été abandonnés, on ignore si les tentatives de manipulation du cycle vital ont eu des effets négatifs à long terme sur les stocks. La mise en valeur se poursuit dans certaines UD du

réseau hydrographique du Fraser, et elle est strictement réglementée et nécessite un permis. La plupart des projets comprennent maintenant des stocks d'individus reproducteurs et produisent des juvéniles qui sont lâchés en même temps et dont la taille est semblable à celle des individus sauvages. Autrefois, des croisements entre les UD étaient effectués intentionnellement, et des lâchers dans des UD non natales se produisent encore. De plus, des juvéniles beaucoup plus grands que les juvéniles sauvages sont lâchés, ce qui entraîne de plus grands taux de survie et modifie le calendrier de maturation. L'impact à long terme de la mise en valeur des stocks du sud de la Colombie-Britannique est mal compris. La surpêche des populations naturelles peut avoir lieu dans des pêches de stocks mélangés, mais d'autres impacts peuvent être plus subtils et difficiles à détecter. De récents progrès en génétique et en épigénétique indiquent que la mise en valeur en écloserie pourrait avoir un impact négatif, et que des stratégies inadaptées et des transferts entre bassins pourraient aggraver ces impacts.

La production en écloserie influe le plus fortement sur les tendances des populations (changements annuels proportionnels en matière d'abondance) (Hoekstra *et al.*, 2007). Il existe des preuves que la mise en valeur pourrait poser un risque pour les populations naturelles. Myers *et al.* (1998) affirment que la propagation artificielle pose plusieurs risques sur le plan génétique pour les populations de saumons sauvages et les populations de truites arc-en-ciel anadromes, en plus des complications qu'elle entraîne pour l'évaluation des taux de remplacement. Le croisement de poissons naturels et de poissons d'écloserie peut mener à une perte de valeur adaptative dans les populations locales, par exemple une perte d'adaptation locale ou de diversité génétique parmi les populations. Des preuves indiquent également que le taux de survie des poissons d'écloserie est plus faible que celui des poissons sauvages pendant les périodes de faible productivité océanique (Nickelson, 1986; Zimmerman *et al*., 2015 – saumon coho; Beamish *et al.*, 2012 – saumon chinook). Cependant, il existe une faible corrélation entre l'ampleur des lâchers d'écloseries et la survie des individus lâchés en mer, sauf pour les stocks de la côte est de l'île de Vancouver (Riddell *et al.*, 2013) (figure 29). Un autre effet possible important est la réduction de la capacité reproductive des poissons sauvages (voir par exemple Nickelson, 2003; Buhle *et al.*, 2009; Chilcote *et al*., 2011; Ford *et al.*, 2012).

Gardner *et al.* (2004) ont préparé un document exhaustif sur l'information disponible concernant les interactions entre les poissons sauvages et les poissons d'écloserie pour le Conseil pour la conservation des ressources halieutiques du Pacifique. Les effets positifs ou négatifs de chaque type d'interaction ont été expliqués à l'aide d'exemples. Gardner *et al.* (2004) ont tiré les conclusions suivantes par ordre de risque :

1. Pêche de stocks mélangés : la recherche a permis de déterminer les situations où les impacts négatifs sur les saumons sauvages se sont fait sentir à grande échelle, les pires étant ceux associés aux écloseries du bassin de Georgia[17]. Les stratégies de gestion des pêches et les techniques de pêche visent à réduire la récolte de stocks mélangés de saumons sauvages.

[17] Le bassin de Georgia est un plan d'eau international qui comprend les eaux de mer du Puget Sound, du détroit de Georgia et du détroit de Juan de Fuca (Gustafson *et al.*, 2000).

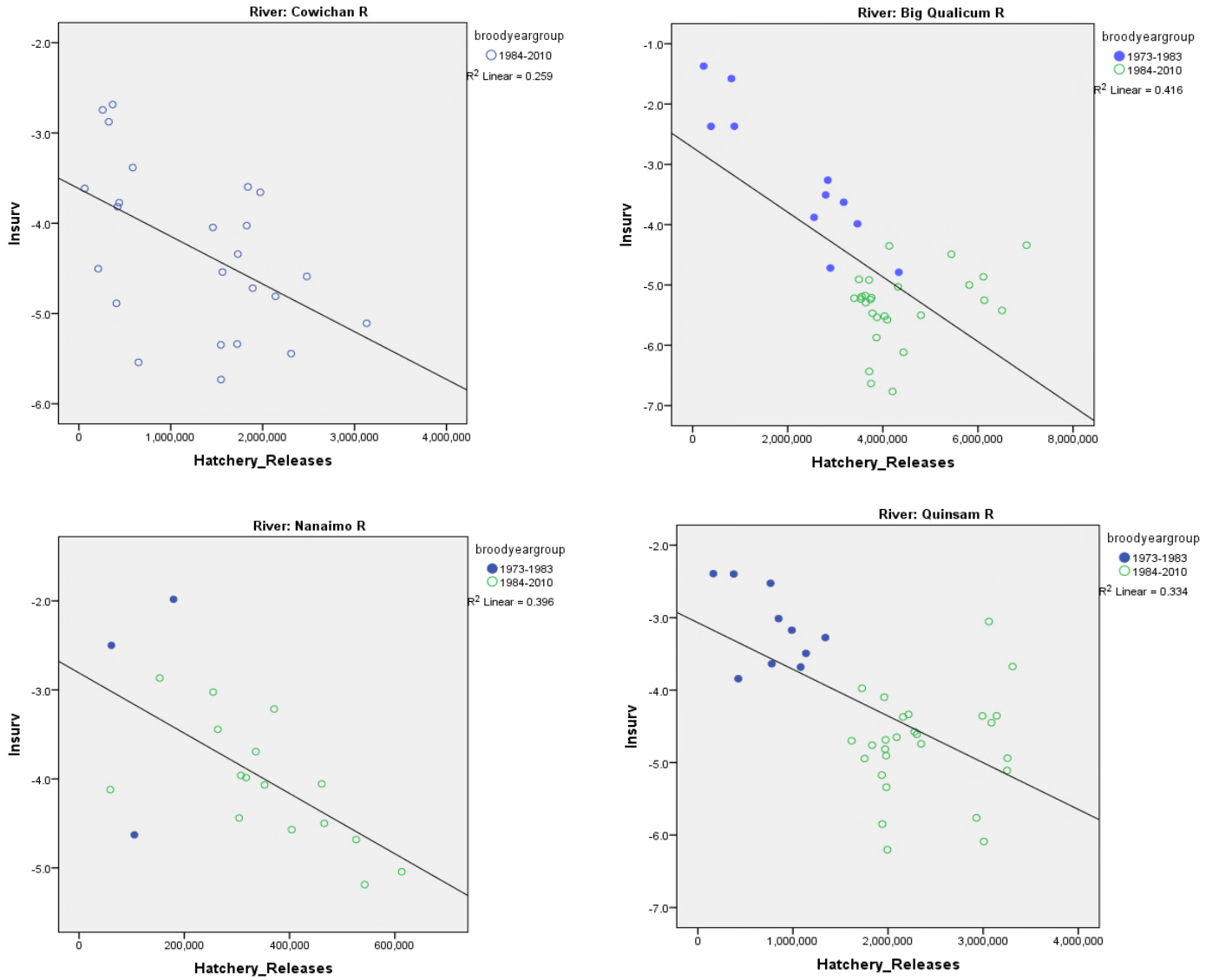
2. Interactions génétiques : selon une théorie actuelle, bien que les preuves d'impacts réels soient rares, la mise en valeur pourrait réduire considérablement la diversité génétique et la valeur adaptative des saumons sauvages. Les modifications génétiques des poissons d'écloserie pourraient bien être inévitables; l'incertitude est liée à l'ampleur de ces modifications et à l'importance de leur incidence sur les saumons sauvages. Les pratiques liées aux écloseries mises en œuvre au cours des dernières années ont permis d'atténuer certains risques d'impacts génétiques, mais les risques demeurent importants.
3. Compétition : certaines études ont relevé que la compétition a des répercussions néfastes sur les saumons sauvages, étant donné que les saumons mis en valeur consomment des aliments qui seraient autrement disponibles pour les saumons sauvages. Les préoccupations grandissantes sur la capacité de charge limitée concernent à la fois les habitats d'eau douce et les habitats en mer.
4. Prédation : la prédation aurait un impact négatif sur les saumons sauvages dans certains cas, mais d'autres études indiquent que la présence de saumons mis en valeur peut avoir un effet neutre, voire positif, sur la prédation des saumons sauvages.
5. Maladie : aucune étude démontrant des interactions négatives sur le plan de la santé entre les saumons sauvages et les saumons mis en valeur n'a été trouvée au cours de cette recherche. Néanmoins, il existe un risque de transfert de maladies entre les saumons sauvages et les saumons mis en valeur, car les conditions dans les écloseries peuvent favoriser la propagation de maladies qui, en théorie, peuvent ensuite être transmises aux poissons sauvages par l'eau ou le contact entre poissons.
6. Installations : il est possible que les installations de mise en valeur aient des impacts négatifs sur l'habitat local des poissons, mais les recherches n'ont pas jugé ces impacts comme étant importants. Ces installations correspondent au type d'interactions potentielles les plus localisées et les plus faciles à atténuer ou à éviter.

Weber et Fausch (2003) donnent aussi des renseignements sur les effets négatifs de la production en écloserie lorsque des saumons chinooks sauvages sont présents. Ils ont trouvé que, malgré l'intention d'atténuer la pression sur les stocks de saumons sauvages, la présence de poissons d'écloserie pourrait nuire aux populations non mises en valeur. Parmi un certain nombre d'effets possibles, l'augmentation artificielle de la taille de quelques stocks en présence de stocks sauvages peut entraîner une hausse de la pression exercée par les groupes de pêcheurs récréatifs et commerciaux étant donné que le nombre global de poissons est plus élevé (à moins que les poissons d'écloserie soient marqués et conservés de manière sélective), et peut faire augmenter le taux de mortalité des poissons sauvages non marqués remis à l'eau. Même si les lâchers d'écloseries peuvent encore se produire à des effectifs moindres, les stocks sauvages dont la productivité est tout aussi faible ne peuvent pas supporter ce niveau d'exploitation.

Avant d'être lâchés, les saumons chinooks élevés en écloserie ne sont exposés à aucun prédateur, de sorte que les comportements agressifs normaux entraînent une récompense (plus de nourriture) plutôt qu'un risque de prédation. Ces poissons peuvent aussi montrer une adaptation locale rapide aux écloseries (Christie *et al.*, 2012). Une fois lâchés dans un milieu naturel, les smolts d'écloserie, qui sont généralement de grande taille et agressifs, peuvent supplanter leurs homologues d'origine naturelle sur le plan des ressources alimentaires (Weber et Fausch, 2003). Dans un contexte où les ressources alimentaires sont limitées, cet avantage concurrentiel peut nuire aux poissons sauvages en diminuant leur taux de survie initiale.

Gardner *et al.* (2004) n'ont également pas tenu compte de la pratique de certaines écloseries qui consiste à libérer des poissons élevés en cage. Cette pratique a été utilisée pour accroître les occasions de pêche récréative dans les zones marines, particulièrement au large de la côte ouest de l'île de Vancouver (aussi dans le port de Vancouver et la baie Burrard). Certains sites de lâcher de poissons élevés en cage (p. ex. passage Discovery, baie Maclean, anse Poett) ne sont associés à aucune population locale de saumons chinooks. Par conséquent, les chinooks élevés en cage qui sont lâchés trouvent difficilement des cours d'eau où frayer. Dans la région de la rivière Campbell, des saumons chinooks provenant de l'écloserie de la rivière Quinsam lâchés depuis un site d'élevage en cage du passage Discovery ont été trouvés dans de petits ruisseaux de l'île Quadra (Drew, McKercher et cours d'eau se jetant dans la baie Granite) ne renfermant pas d'habitat de fraye convenable pour le saumon chinook (données tirées du NuSEDs, MPO). De plus, pendant la montaison, les poissons élevés en cage qui ont été lâchés pourraient s'égarer dans les rivières et se reproduire avec des populations de chinooks établies qui sont distinctes de la population élevée en cage, et les effets sur la génétique de la population locale de saumons chinooks adaptés sont inconnus (Brown *et al.*, 2013a). Il est rare que les poissons élevés en cage avant d'être lâchés soient munis d'une micromarque magnétisée codée, ce qui empêche la caractérisation des tendances en matière de déplacements à l'aide des modèles d'études existants; cependant des recherches réalisées récemment par le MPO indiquent des taux « d'égarement » plus élevés que ce qui était autrefois envisagé (Bailey, comm. pers., 2018).

Les programmes d'écloseries dans les UD du moyen et du haut Fraser, de la Thompson et du bas Fraser ont été réduits au point où le risque pour les saumons chinooks sauvages est faible et une surveillance supplémentaire des écloseries contribuerait peu à la compréhension des impacts des écloseries. Toutefois, les programmes d'écloseries dans les UD du détroit de Georgia et à l'ouest de l'île de Vancouver influent sur de nombreux aspects de l'écologie et de la dynamique de la population naturelle de saumons chinooks.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
River: Cowichan R= Cours d'eau : R Cowichan
Brood year group= Groupe d'années de ponte
R^2 linear= R^2 (régression linéaire)
Insurv= ln (survie)
Hatchery_releases= Lâchers d'écloseries
River: Big Qualicum R= Cours d'eau : R Big Qualicum
Brood year group= Groupe d'années de ponte
River: Nanaimo R= Cours d'eau : R Nanaimo
Brood year group= Groupe d'années de ponte
River: Quinsam R= Cours d'eau : R Quinsam
Brood year group= Groupe d'années de ponte

Figure 29. Taux de survie en mer des stocks de saumons chinooks de la côte est de l'île de Vancouver en fonction du nombre de poissons d'écloserie lâchés. D'après David Willis, MPO. Cette figure est une reproduction de la figure MH-13 de Riddell *et al*., (2013).

Agents pathogènes et aquaculture

Étant donné que presque aucune surveillance des maladies n'est effectuée chez les populations de saumons sauvages en Colombie-Britannique, le niveau d'impact des agents pathogènes sur la population de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique est inconnu (Riddell *et al.*, 2013). Cependant, des études en laboratoire et des observations de saumons chinooks en captivité (saumons d'élevage ou d'écloserie) ont révélé que des agents pathogènes et des maladies peuvent être une cause de mortalité. Les trois agents pathogènes suivants pourraient poser des risques pour la productivité du saumon chinook : *Renbacterium salmoninarum*, *Aeromonas salmonicida* et *Vibrio anguillarum* (Riddell *et al.*, 2013).

Les risques que pose la salmoniculture dans des parcs en filet pour les saumons chinooks sauvages sont considérés comme étant faibles, mais les données sont limitées (Riddell *et al.*, 2013). Le risque de transmission de maladies des saumons atlantiques d'élevage aux chinooks sauvages est jugé faible en raison de différences en termes de vulnérabilité à diverses maladies.

Changements climatiques planétaires

À l'échelle mondiale, les températures du sol et de l'air ont augmenté (NOAA, 2017). Les effets des changements climatiques pourraient générer des tendances uniformes à grande échelle spatiale, y compris dans les milieux d'eau douce. Ces changements se traduiraient par des températures accrues des cours d'eau, qui pourraient atteindre des niveaux critiques (> 18 °C) (Morrison *et al.*, 2002; Ferrari *et al.*, 2007), des changements du débit et du régime hydrologique des cours d'eau (Dery *et al.*, 2012), une accélération de la fonte des glaciers (Schiefer *et al.*, 2007; Stahl *et al.*, 2008), une hausse des teneurs en contaminants (Harvell *et al.*, 2002; Noyes *et al.*, 2009, Sanderson *et al.*, 2009; Walker et Winton, 2010) et des changements du milieu marin (Moore *et al.*, 2008; Mooney *et al.*, 2009; Rensel *et al.*, 2010). Les répercussions possibles de ces changements pour les différents stades vitaux du saumon chinook sont résumées dans les paragraphes suivants (Puget Sound Partnership, 2017; IUCN, 2009).

<u>Œufs, alevins, juvéniles — eau douce</u>

Les inondations accrues en hiver peuvent augmenter l'abrasion des œufs ou le taux de mortalité des juvéniles en croissance lorsqu'il n'y a aucun refuge disponible. Les juvéniles en croissance pourraient aussi être déplacés vers des milieux moins prisés. Une diminution du débit en été pourrait élever davantage la température de l'eau, ce qui réduirait la quantité totale d'habitat disponible pour le chinook. Des températures estivales élevées pourraient réduire la croissance ou causer la mort de saumons juvéniles. L'augmentation du débit hivernal risque d'affouiller le lit des rivières, perturbant ainsi les nids et causant des dommages physiques aux œufs et aux juvéniles.

Subadultes et adultes — milieux marins

Les changements climatiques devraient perturber de nombreux réseaux trophiques dont fait partie le saumon chinook. Par exemple, la période d'efflorescence du plancton, proie dont ont besoin les jeunes saumons, dépend de facteurs climatiques. Si cette période d'efflorescence devait changer, les aliments pourraient se faire rares à des stades critiques du cycle vital (IUCN, 2009). De plus, les océans contribuent à l'absorption de concentrations accrues de dioxyde de carbone atmosphérique, ce qui a entraîné une augmentation de 30 % de l'acidité des océans depuis 1750 (Orr *et al*., 2005). Les répercussions devraient se faire sentir sur les réseaux trophiques océaniques, notamment par une prédation accrue sur le saumon (Fabry *et al*., 2008).

Adultes — eau douce

À mesure que les températures d'eau douce augmentent, plusieurs effets négatifs sur les saumons adultes peuvent se manifester. Les impacts biologiques directs sur le saumon chinook comprennent le stress physiologique, l'appauvrissement accru des réserves d'énergie, une vulnérabilité et une exposition accrues aux maladies et une perturbation des activités de reproduction (IUCN, 2009). Des obstacles à la migration liés à la température et une possible diminution de l'accès à l'habitat de fraye ou de la disponibilité de celui-ci peuvent également exister. Toutefois, il n'y a actuellement aucune preuve que l'augmentation des températures estivales diminuera la fécondité des saumons en période de fraye.

Pour de nombreuses UD du saumon chinook, la pluie pourrait remplacer la neige. Ce changement entraînera une diminution du débit estival de nombreux cours d'eau et une augmentation des apports d'eau douce en hiver. À l'échelle régionale, un ensemble de 30 projections jusqu'en 2070 montre que le réchauffement prévu sera plus important dans les parties intérieures du sud de la Colombie-Britannique que dans les régions côtières (Pike *et al*., 2010). Nelitz et Porter (2009) ont décrit les changements prévus dans les bassins versants des rivières Thompson et Chilcotin découlant des changements climatiques. Les tendances générales de cette analyse semblent indiquer que les impacts régionaux des changements climatiques sur le saumon chinook peuvent varier. Dans certaines régions, les modifications à l'habitat peuvent être avantageuses, alors qu'ailleurs, elles peuvent entraîner des contraintes relatives à la production. Par exemple, les habitats des cours d'eau dont les températures sont optimales pour la croissance du saumon chinook devraient diminuer dans le nord de la zone d'étude et augmenter dans le sud. Toutefois, la réduction des débits à la fin de l'été et au début de l'automne nuira aux juvéniles en croissance et aux individus qui frayent au printemps et à l'été. Par conséquent, les populations de saumons chinooks devraient diminuer de façon plus marquée dans le nord que dans le sud. Dans certains des cours d'eau les plus au nord, les débits en été et à l'automne devraient diminuer à un point tel que les débits minimums pour assurer le succès de la fraye et la croissance pourraient ne pas être atteints régulièrement dans l'avenir.

La portée des changements dans les bassins versants du sud de la Colombie-Britannique est probablement généralisée. La gravité de ces impacts est actuellement inconnue, mais elle pourrait être élevée, en particulier dans les UD déjà perturbées par d'autres activités humaines. Lors d'un examen récent des menaces qui pèsent sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, il a été déterminé que les changements climatiques touchent probablement déjà l'espèce, mais aucune conclusion finale ne peut être tirée à partir des données actuelles (Riddell *et al.*, 2013).

STRUCTURE DES CHAPITRES SUR LES UNITÉS DÉSIGNABLES

Dans les chapitres propres à chaque UD qui suivent, les renseignements présentés comprennent :

1. le nom, le cycle vital, la période de montaison et la durée de génération;
2. la zone d'occurrence ou la zone d'occupation;
3. les tendances en matière d'habitat;
4. l'abondance;
5. les fluctuations et les tendances;
6. les menaces et les facteurs limitatifs.

Nom, cycle vital, période de montaison et durée de génération

Chaque chapitre commence par la présentation du nom complet de l'UD, suivi du nom abrégé de l'UD et de la zone adaptative conjointe (ZAC), du cycle vital (type océanique ou fluvial), de la période de montaison (automne, printemps, été) et de la durée de génération. La durée de génération est estimée d'après l'âge moyen des individus reproducteurs lorsqu'il n'y a aucune mortalité causée par la pêche. Ces chiffres sont fondés sur les stocks indicateurs munis de micromarques magnétisées codées (présentés dans le tableau 12). Lorsqu'aucun stock indicateur n'est disponible dans une UD, d'autres stocks sont utilisés en guise de substituts (voir le tableau 18). En ce qui concerne les UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, tous les stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées sont des stocks d'écloseries intégrés. Étant donné que les poissons d'origine naturelle et les poissons d'écloserie sont utilisés comme individus reproducteurs et que les micromarques magnétisées codées sont appliquées à leur progéniture, on suppose que les stocks indicateurs représentent raisonnablement les autres poissons d'origine naturelle dans l'UD. Cette hypothèse est souvent faite pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, mais il est bien connu que ces stocks indicateurs ont été choisis par souci de commodité, et non par sélection aléatoire ou toute autre méthode visant à représenter avec exactitude les caractéristiques de l'unité de conservation. Il s'agit actuellement des meilleures données disponibles aux fins d'estimation de la durée de génération (G. Brown, comm. pers.).

Zone d’occurrence et zone d’occupation

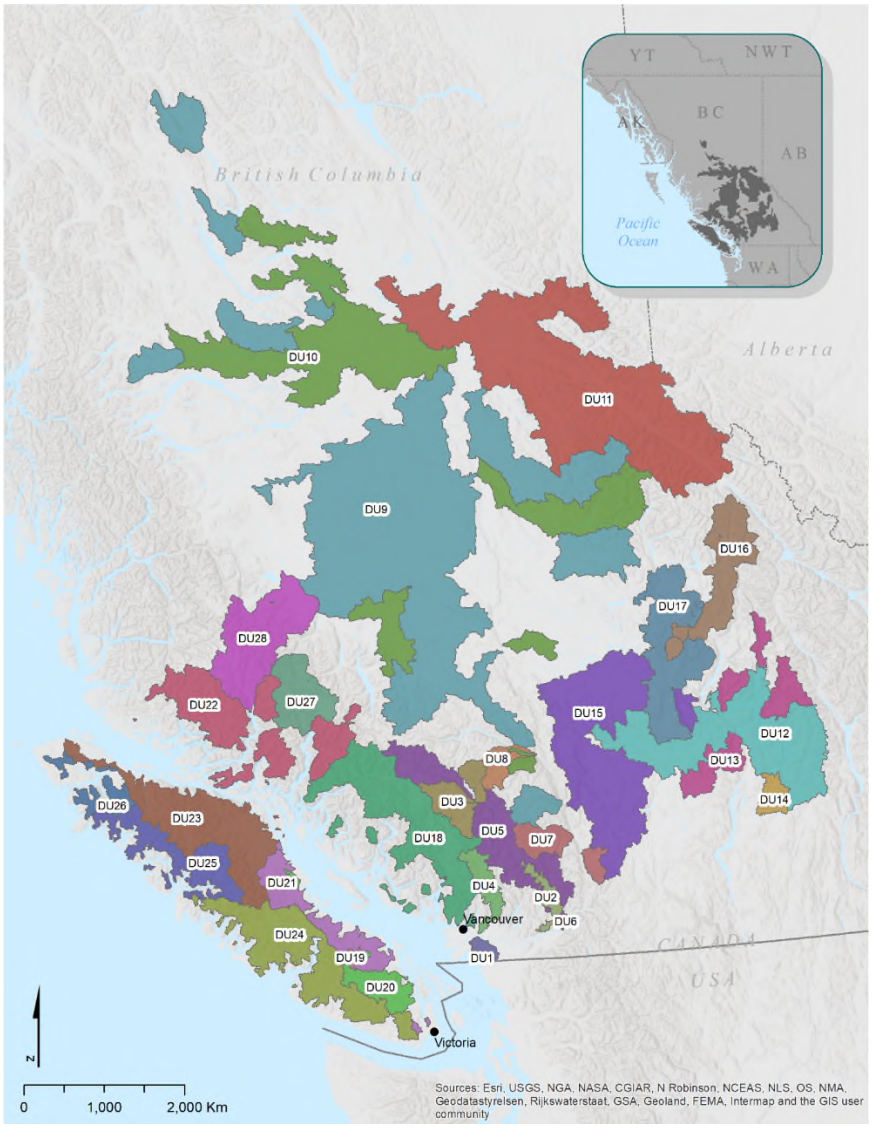
Pour UD, les données sur la zone d’occurrence et la zone d’occupation sont présentées dans la partie « Unités désignables » de l’analyse (voir la section « **Délimitation des unités désignables** » du présent rapport). Les délimitations de chaque UD sont illustrées à la figure 30. Cette aire représente la partie terrestre (c.-à-d. eau douce) de la zone d’occurrence du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique évalué dans le présent rapport.

Les UD ont été délimitées à partir des données contenues dans les fiches de rendement des UC produites par Porter et *al.* (2013), qui ont utilisé des bassins versants de troisième ordre et plus tirés de l’Atlas des bassins versants de la Colombie-Britannique à l’échelle 1/50 000 (www.env.gov.bc.ca/fish/watershed_atlas_maps/) comme échelle spatiale de base pour l’analyse. Avant la publication du rapport de Porter *et al.*, certaines délimitations de ces UC ont été modifiées pour permettre des changements définis par le MPO; des mesures connexes ont donc été recalculées. De manière générale, les délimitations des UD utilisées dans le présent rapport correspondent aux délimitations des UC. Par contre, les UD 12 et 21 sont formées de plusieurs UC. La superficie de chaque UD indiquée dans les chapitres propre à chaque UD est estimée grâce à un logiciel SIG qui utilise le format Shapefile pour les données géospatiales. La carte des UD (figure 30) a été confirmée comme étant à jour et exacte en 2012. Toutefois, après la publication du rapport, l’étendue spatiale de l’aire des UC a été redéfinie; dans tous les cas, elle a été élargie. Au moment de la rédaction du présent rapport, aucune donnée sur ces nouvelles délimitations n’était disponible.

L’étendue marine occupée par le saumon chinook ne peut pas être précisément définie sur le plan géospatial en raison du manque de données, mais la zone d’occurrence de tous les saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique est supérieure à 20 000 km^2. Selon les statistiques sur les prises, l’aire de répartition océanique du saumon chinook s’étend vers le nord jusqu’au sud-est de l’Alaska (Riddell *et al.*, 2013). L’aire de répartition propre au saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique varie selon la stratégie du cycle vital des stocks locaux qui se déplacent vers le nord jusqu’au centre des îles de la Reine-Charlotte et vers le sud jusqu’à l’embouchure du fleuve Columbia (Bailey, comm. pers., 2018). Les stocks « extracôtiers » s’étendraient vers le nord jusqu’à la mer de Béring et dans le tourbillon du Pacifique Nord (Bailey, comm. pers., 2018).

Selon les méthodes utilisées dans le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge (population du Fraser), la zone d’occupation de chaque UD est calculée comme étant égale à deux fois la distance linéaire de l’habitat de fraye et est exprimée en kilomètres carrés. Cette méthode équivaut à superposer une grille à carrés de 2 km de côté sur le cours d’eau et à calculer la superficie totale. Pour faciliter la comparaison entre les UD, la description d’une UD indique également la proportion d’habitat de fraye dans l’UD par rapport au total de toutes les UD. L’étendue de l’habitat de fraye du chinook a été fournie par le Fisheries Information Summary System (FISS) de la Colombie-Britannique, et vise à couvrir la longueur linéaire totale de l’habitat de fraye connu du saumon chinook dans chaque UD. À l’heure actuelle, le FISS contient la meilleure information accessible en format SIG, mais la base de données est incomplète

en raison du manque de renseignements exhaustifs sur la répartition du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Porter *et al.*, 2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

British Columbia= Colombie-Britannique
YT= Yn
NWT= T.N.-O.
AK= Alaska
BC= C.-B.
AB= Alb.
WA= Wash.
Pacific Ocean= Océan Pacifique
DU= UD
Sources: Esri, USGS, NGA, NASA, CGIAR, N Robinson, NCEAS, NLS, OS, NMA, Geodatastylrelsen, Rijkswaterstaat, GSA, Geoland, FEMA, Intermap and the GIS user community=
Sources : Esri, USGS, NGA, NASA, CGIAR, N. Robinson, NCEAS, NLS, OS, NMA, Geodatastylrelsen, Rijkswaterstaat, GSA, Geoland, FEMA, Intermap et la communauté d'utilisateur du SIG

Figure 30. Répartition en eau douce de toutes les unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, d'après les délimitations des UC, qui sont mises à jour régulièrement par le MPO. Depuis 2012, les délimitations des UD sont à jour et exactes. Aucune mise à jour officielle n'a été publiée depuis cette date.

Tendances en matière d'habitat

Les tendances en matière d'habitat signalées pour chaque zone d'eau douce d'une UD décrivent certains des indicateurs connus adaptés des données de la fiche de rendement de Porter *et al.* (2013) du MPO. Les tendances relevées portent sur l'altération de l'habitat terrestre, l'aménagement urbain et rural, l'exploitation minière, la densité du réseau routier, le nombre de traverses de cours d'eau, la perturbation de l'habitat riverain et du couvert forestier et la présence de dendroctone du pin ponderosa dans les peuplements de pins.

Activités et méthodes d'échantillonnage

Abondance

L'abondance totale est la mesure la plus souhaitable pour cette catégorie, mais ces données ne sont pas disponibles pour de nombreuses UD. Le présent rapport repose donc sur les données relatives aux échappées. La qualité et la quantité des données sur les échappées varient d'une UD à l'autre et au fil du temps. Les échappées, soit le nombre de poissons qui reviennent frayer dans leur cours d'eau natal (on parle aussi de l'abondance des reproducteurs), peuvent être évaluées selon la présence ou l'absence d'individus, l'abondance relative ou l'abondance totale (réelle). Le nouveau système de données sur les échappées de saumons (New Salmon Escapement Database System; NuSEDS) est une base de données centralisée qui contient des données sur les échappées de saumons adultes utilisées par Pêches et Océans Canada (MPO). Les données sur les échappées utilisées pour mesurer les paramètres de statut dans le présent rapport proviennent du NuSEDS, mais il est entendu que ces données ne correspondent pas toutes à des abondances absolues.

En 2013, le MPO a entrepris une démarche pour déterminer les seuils de qualité des données sur les échappées, qui comprenait un atelier de trois jours en février 2013. Le système de classification des estimations du NuSEDS (tableau 11) a joué un rôle central dans la sélection des données dont la qualité et l'exhaustivité étaient jugées suffisantes dans le calcul des paramètres. La démarche est brièvement décrite ici, mais la version détaillée se trouve dans Brown *et al*. 2013b. Les données considérées comme utilisables correspondaient uniquement à des estimations de type 1 à 4 (« abondance réelle » et « abondance relative »). Le système de classification des estimations du NuSEDS a exclu plus de 61 % des mentions d'échappées entre 1953 et 1995, car elles ne contenaient aucune information sur la classification des estimations; le type d'estimation de ces rapports est donc « inconnu ». Le MPO a déterminé que les données manquantes constituaient une priorité élevée pour le sauvetage des données. Le système de classification des estimations du NuSEDS a ensuite regroupé les données en catégories : E (élevée) = abondance réelle (type 1 ou 2), M (modérée) = abondance relative (type 3 ou 4), F (faible) = abondance relative (type 5) ou présence/absence (type 6), et « ? » (Inconnu) = dans la base de données, soit le type n'est pas mentionné, soit il est « Inconnu ».

Dans une UD ou une UC (dans le cas de la PSS), l'un des principaux défis consiste à combiner les données sur l'abondance réelle (type 1 ou 2) avec celles sur l'abondance relative (type 3 ou 4). Dans de nombreux cas où il existait plusieurs frayères, les estimations de l'abondance relative ont été additionnées aux estimations de l'abondance réelle pour obtenir l'abondance totale dans l'UD. Dans ces cas, l'indice d'abondance de l'UD entière était considéré comme un indice d'abondance relative. Au titre de la PSS, quatre UC ont été considérées comme fournissant l'abondance réelle : CK-03, CK-15, CK-21 et CK-22. Toutefois, lorsqu'elles sont regroupées en tant qu'UD, seule l'UD 2 (CK-03) a été considérée comme fournissant l'abondance réelle (l'UD 12 est composée de CK-15 et de CK-13; l'UD 21 est composée de CK-21, CK-22, CK-25 et CK-27). Pour ce qui est de l'indice d'abondance relative et de l'abondance réelle, toutes les UC et toutes les UD ont été ou sont considérablement mises en valeur (Brown *et al*., 2013b).

Tableau 11. Système de classification des estimations du NuSEDS. RICE = Registre d'inspection de cours d'eau; CRSE = Compte rendu sommaire de l'estimation.

Caté-gorie du MPO	Type d'esti-mation	Méthodes utilisées dans les relevés	Méthodes analy-tiques	Fiabilité (comparaison des stocks)	Unités	Exacti-tude	Préci-sion	Documents
Élevée (É)	Type 1, abondance réelle, haute résolution	Dénombrement saisonnier total, par barrière de dénombrement ou passe à poissons; pratiquement aucun contournement	Simples, souvent une seule étape	Résolution fiable, différence entre les années > 10 % (en unités absolues)	Abondance absolue	Exacte, valeur très élevée	Infinie, c.-à-d. + ou – 0 %	RICE détaillés, CRSE, notes de terrain ou journaux de bord, rapport publié sur les méthodes
	Type 2, abondance réelle, résolution moyenne	Efforts de recherche élevés (5 visites ou plus), méthodes normalisées (p. ex. marquage-recapture, dénombrements en série pour l'aire sous la courbe, etc.)	Simples à complexes (plusieurs étapes), mais toujours rigou-reuses	Résolution fiable, différence entre les années > 25 % (en unités absolues)	Abondance absolue	Estimation réelle ou attribuée, valeur élevée	Esti-mation réelle, valeur élevée à modérée	RICE détaillés, CRSE, notes de terrain ou journaux de bord, rapport publié sur les méthodes
Modérée (M)	Type 3, abondance relative, haute résolution	Efforts de recherche élevés (5 visites ou plus), méthodes normalisées (p. ex. relevés de niveau d'effort équivalent effectués à pied, à la nage ou dans les airs, etc.)	Simples à complexes (plusieurs étapes), mais toujours rigou-reuses	Résolution fiable, différence entre les années > 25 % (en unités absolues)	Abondance relative liée à la méthode	Four-chette assignée, valeur moyenne à élevée	Four-chette assi-gnée, valeur moyenne à élevée	RICE détaillés, CRSE, notes de terrain ou journaux de bord, rapport publié sur les méthodes
	Type 4, abondance relative, résolution moyenne	Efforts faibles à modérés (1 à 4 visites), méthodes de relevé connues	Analyses simples, méthodes connues	Résolution fiable, différence entre les années > 200 % (en unités relatives)	Abondance relative liée à la méthode	Inconnue, présumée assez constante	Incon-nue, présu-mée assez cons-tante	CRSE, ou l'équivalent, rempli, assez détaillé pour vérifier les méthodes de relevé et d'analyse

Caté-gorie du MPO	Type d'esti-mation	Méthodes utilisées dans les relevés	Méthodes analy-tiques	Fiabilité (comparaison des stocks)	Unités	Exacti-tude	Préci-sion	Documents
Faible (F)	Type 5, abondance relative, faible résolution	Peu d'efforts (p. ex. 1 visite), utilisation de méthodes vaguement définies, peu uniformes ou mal exécutées	Inconnues à mal définies; manque d'unifor-mité ou méthodes mal exécutées	Comparaisons numériques incertaines, mais grande fiabilité pour la présence ou l'absence d'individus	Abondance relative, méthode d'identifi-cation floue ou indéterminée	Inconnue, présumée très variable	Incon-nue, présu-mée très variable	CRSE incomplet, permet seulement de confirmer que l'estimation provient réellement d'un relevé
	Type 6, présence ou absence	L'une ou l'autre des méthodes susmentionnées	Pas nécessaire	Fiabilité modérée à élevée en ce qui concerne la présence ou l'absence d'individus	(+) ou (-)	Moyenne à élevée	Inconnue	L'un ou l'autre des documents mentionnés est suffisant pour confirmer la réalisation du relevé et fiable sur le plan de l'identifi-cation des espèces
Inconnu (?)	Inconnu	s. o.	s. o.	s. o.	s. o.	s. o.	s. o.	s. o.

Les sites d'échantillonnage au sein d'une UD ont été évalués selon la qualité et l'exhaustivité de leur série chronologique. La liste complète des sites d'échantillonnage ainsi que l'année de début et l'année de fin de chaque méthode d'estimation sont présentées dans le tableau 43 (annexe 2) du présent rapport. Il est à noter que les sites dont la contribution aux données était très faible (p. ex. le ruisseau Wap dans l'UD 12) ne sont pas inclus dans les données des tableaux c) et d) des figures « Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries » (figure 31) de chaque chapitre portant sur une UD. Le processus est décrit en détail par Brown *et al.* (2013) et repose sur les critères suivants.

1. Le site doit être persistant. Un site est considéré comme étant persistant lorsque plus de 50 % des observations dont il a fait l'objet au cours de la période allant de l'année de début à 2012 sont de haute qualité (type 1 à type 4), et que le nombre d'années manquantes consécutives ne dépasse pas la durée d'une génération. Par exemple, pour les UC dont l'année de début est 1995, il y aurait au moins 10 années de données de qualité élevée au cours de la période visée par l'examen approfondi des données, et il ne manquerait pas plus de 3, 4 ou 5 années consécutives (en fonction de la durée de génération moyenne de l'UC) pour chaque site d'échantillonnage persistant dans l'UC.

2. Pour les sites ayant peu un faible nombre d'observations de haute qualité au cours de la période allant de l'année de début à 2012, la tendance des données manquantes a été étudiée afin de déterminer si le comblement des données était possible et, le cas échéant, s'il pouvait fournir série chronologique suffisamment complète (c.-à-d. les observations manquantes au site d'échantillonnage ne couvraient jamais une génération complète, d'après la durée de génération moyenne de l'UD, au cours de la période allant de l'année de début à 2012). Les sites qui répondaient au critère de suffisance après le comblement étaient classés comme étant persistants; les autres sites étaient classés dans la catégorie « données insuffisantes ».

3. Si la proportion des observations de haute qualité effectuées au site était d'au plus 50 % au cours de la période allant de l'année de début à 2012, et que le comblement des données ne permettait pas d'atteindre ce taux de 50 %, le site était classé dans la catégorie « données insuffisantes ».

Après la combinaison des données provenant de plus d'un site au sein d'une UC et contenant des années avec des données manquantes, le MPO a procédé au comblement. Ce processus est décrit en détail par Brown *et al.* (2013b). Le comblement suivait la procédure décrite par English *et al.* (2006), selon laquelle la proportion moyenne (de toutes les années) de la contribution de chaque site d'échantillonnage par rapport au total a été calculée et utilisée pour combler les années sans données sur les échappées. Pour combiner les séries chronologiques de plusieurs UC au sein d'une UD (soit l'UD 12 et l'UD 21), la même approche d'English *et al*. (2006) a été utilisée.

Lorsque disponibles, les deux éléments d'information suivants sont présentés dans les chapitres sur les UD :

1. la proportion d'individus reproducteurs provenant de sites d'échantillonnage faisant l'objet de données de qualité variable;
2. le nombre d'individus reproducteurs au-dessus et au-dessous des seuils d'abondance.

La proportion d'individus reproducteurs provenant de sites d'échantillonnage faisant l'objet de données de qualité variable est calculée en combinant la catégorisation de la qualité des données des estimations de l'abondance et la catégorisation de la qualité des données provenant de différents sites d'échantillonnage. Le nombre d'individus reproducteurs au-dessus ou au-dessous des seuils d'abondance est fondé sur les critères quantitatifs du COSEPAC utilisés pour déterminer le nombre total d'individus matures. Les données de référence sont 10 000, 2 500, 1 000 et 250 individus.

Les micromarques magnétisées codées servent de source de données détaillées pour de nombreuses populations de saumons chinooks le long de la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord (Hankin *et al.*, 2005; Nandor *et al.*, 2010). Les populations de saumons chinooks auxquelles s'ajoutent régulièrement des individus micromarqués issus de lâchers annuels sont des stocks indicateurs micromarqués. Elles servent à représenter des stocks d'individus reproducteurs sauvages affichant les mêmes tendances du cycle vital aux stades adulte et juvénile et censés afficher les mêmes tendances comportementales dans une zone géographique similaire. Pour que les micromarques magnétisées codées produisent suffisamment de données aux fins d'analyses, il faut que la plupart des indicateurs micromarqués soient liés aux programmes d'écloseries, où des poissons sont élevés, marqués et lâchés. Il existe 11 stocks indicateurs micromarqués au Canada, répartis parmi les UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (tableau 12). La plupart de ces stocks proviennent d'écloseries conventionnelles à grande échelle, dont cinq sont situés dans le bassin versant du Fraser (UD 2, UD 11, UD 12, UD 15 et rivière Chilliwack) et six sont répartis autour de l'île de Vancouver (UD 19, UD 20, UD 21, UD 22, UD 23 et UD 24). Au cours des dernières années, deux écloseries ont fermé (UD 11 et UD 21, rivière Nanaimo), mais des fonds administrés par l'équipe de l'amélioration des micromarques magnétisées codées de la Comission du saumon du Pacifique (CSP) ont été récemment utilisés pour améliorer certains aspects des autres UD (PSC-CTC, 2012a).

Les micromarques magnétisées codées fournissent entre autres des données sur la répartition océanique (par la capture de poissons marqués vulnérables aux engins de pêche), l'exploitation, la survie des smolts et l'âge moyen à la maturité. Le Traité sur le saumon du Pacifique, signé par le Canada et les États-Unis, appuie les programmes annuels d'échantillonnage visant à recueillir des données sur les stocks indicateurs micromarqués à l'aide d'une méthode uniforme et impartiale (Brown *et al.*, 2013b). Les données sur les stocks indicateurs micromarqués proviennent des fichiers de sortie des analyses par cohorte, qui s'étendent jusqu'à la fin de 2012 et ont servi à produire le rapport annuel de 2013 du Comité technique sur le saumon chinook (Brown *et al.*, 2013b). Les détails de la procédure d'analyse par cohorte sont présentés dans le rapport de la Commission du saumon du Pacifique (PSC-CTC; 1987).

Tableau 12. Résumé des données sur les lâchers d'individus munis d'une micromarque magnétisée codée pour les stocks indicateurs micromarqués de saumons chinooks de la Colombie-Britannique. Le résumé des données sur les lâchers d'individus micromarqués couvre les années de ponte de 2000 à 2009 et les données de récupération des micromarques magnétisées codées couvrent la période de 12 ans allant de 2000 à 2011. La taille des échantillons correspond aux données sous les colonnes « Pontes (n) » et « Années (n) ». Sous le titre « Données sur les lâchers », la colonne « Moyenne d'individus micromarqués » indique la moyenne de juvéniles munis d'une micromarque magnétisée codée lâchés par année de ponte et marqués par ablation de la nageoire adipeuse. Les valeurs de la colonne « Moyenne associée à des individus sans micromarque » correspondent au nombre moyen de poissons portant ni étiquette ni marque lâchés au cours de la même année de ponte et associé aux individus étiquetés et marqués lâchés. Le nombre d'années de ponte qui ont contribué aux données est inscrit dans la colonne « Pontes (n) ». Sous le titre « Données estimées à partir des micromarques magnétisées codées », la colonne « Moyenne de micromarques magnétisées codées » indique le nombre total estimé d'individus micromarqués dans les prises des pêches et les échappées d'individus reproducteurs d'après le nombre réel de micromarques magnétisées codées récupérées dans le cadre de programmes d'échantillonnage. Les pourcentages moyens inscrits dans les quatre colonnes de droite correspondent à l'occurrence proportionnelle du nombre d'individus micromarqués dans toutes les pêches de la Colombie-Britannique en mer (Océan-CA), dans toutes les pêches des États-Unis en mer (Océan-É.-U, qui comprend l'Alaska, l'État de Washington et l'Oregon), dans les pêches terminales en mer et en eau douce pour un stock donné (la zone terminale est propre au stock) et dans les échappées d'individus reproducteurs. La somme de ces quatre valeurs est de 100 %. Le nombre d'années de récupération de micromarques magnétisées codées (Années [n]) comprend uniquement les années au cours desquelles au moins deux classes d'âge d'individus micromarqués lâchés sont disponibles pour la capture. L'UC associée au stock indicateur de la rivière Chilliwack (CK-9008) ne fait pas partie des UD évaluées dans le cadre du présent rapport puisqu'elle est considérée comme un stock d'écloserie. Cette classification a exclu ce stock de l'évaluation de l'état de la Politique concernant le saumon sauvage. Ce tableau est inspiré du tableau 12 de Brown *et al.* (2013b).

				Données sur les lâchers			Données estimées à partir des micromarques magnétisées codées					
Stock indicateur (site/nom)	Acronyme du stock indicateur	Numéro de l'UD	Période de montaison	Pontes (n)	Moyenne d'individus micromarqués	Moyenne associée à des individus sans micromarque	Années (n)	Moyenne de micromarques magnétisées codées	Océan-CA	Océan-É.-U.	Zone terminale	Échappées
R Chilliwack	CHI	s. o.	Automne	10	101 904	472 864	12	4 153	9,2 %	15,0 %	7,4 %	68,4 %
R Harrison	HAR	UD 2	Automne	9	149 096	804 461	12	1 113	10,5 %	20,9 %	1,6 %	66,9 %
RU Dome	DOM	UD 11	Printemps	3	83 602	3 718	8	155	1,8 %	23,5 %	50,1 %	24,6 %
R Shuswap – cours inférieur	SHU	UD 12	Été	10	186 708	370 005	12	1 444	15,4 %	26,8 %	9,5 %	48,3 %
R Nicola	NIC	UD 15	Printemps	9	107 174	46 275	12	1 089	1,2 %	6,3 %	10,3 %	82,3 %
R Puntledge	PPS	UD 20	Été	10	115 953	508 058	12	290	15,9 %	23,4 %	0,0 %	60,7 %
R Cowichan	COW	UD 21	Automne	9	299 815	1 209 989	12	781	12,7 %	48,0 %	6,1 %	33,2 %
R Nanaimo	NAN	UD 21	Automne	4	145 257	96 884	9	819	7,8 %	33,7 %	6,7 %	51,8 %

				Données sur les lâchers			Données estimées à partir des micromarques magnétisées codées					
R Big Qualicum	BQR	UD 21	Automne	10	235 183	3 388 613	12	501	15,1 %	26,3 %	2,2 %	56,4 %
R Quinsam	QUI	UD 23	Automne	10	287 024	1 842 503	12	814	22,6 %	20,3 %	0,1 %	57,1 %
RU Robertson	RBT	UD 24	Automne	10	256 807	6 153 023	12	2 360	20,2 %	16,0 %	27,1 %	36,7 %

Mise en valeur

Il est impossible de distinguer avec certitude les poissons sauvages des poissons d'écloserie à moins de procéder au marquage de masse. Cependant, cette technique n'est présentement pas utilisée pour les saumons chinooks au Canada (on l'utilise seulement pour les saumons cohos d'écloserie). Par conséquent, les rédacteurs du rapport pré-COSEPAC ont adopté une approche de haut niveau fondée sur la catégorisation des sites par niveau d'activité de mise en valeur (Brown *et al.*, 2013b). Un niveau de mise en valeur a été attribué aux sites d'échantillonnage dans les UD conformément à une procédure normalisée élaborée par le MPO dans le cadre du rapport pré-COSEPAC (Brown *et al.*, 2013b). Les sites d'échantillonnage ont été classés selon le classement normalisé suivant :

- Catégorie 1. Inconnu (aucune preuve d'activité récente de mise en valeur) – aucune mention de lâchers ou de pontes et aucune estimation de la contribution de la mise en valeur pour la période de 2000 à 2011.

- Catégorie 2. Faible niveau d'activité de mise en valeur – il existe des mentions de lâchers et de pontes ou des estimations de la contribution de la mise en valeur avant 2000, mais pas pour la période de 2000 à 2011.

- Catégorie 3. Niveau d'activité de mise en valeur modéré, qui se définit comme suit :

    - le nombre de mentions de lâchers est inférieur ou égal à 4 sur 12 ans (≤ 25 % ou environ 1 par génération);

    - le nombre de mentions de prélèvements de stocks géniteurs est inférieur ou égal à 4 sur 12 ans (≤ 25 % ou environ 1 par génération);

    - l'estimation de la contribution des individus d'écloserie est disponible grâce aux données élargies des micromarques magnétisées codées, et la moyenne sur une période de 12 ans est inférieure à 25 % (évaluation de la contribution des adultes seulement).

- Catégorie 4. Niveau d'activités de mise en valeur élevé, qui se définit comme suit :

    - le nombre de mentions de lâchers est supérieur à 4 sur 12 ans (> 25 % ou

> 1 par génération);

- le nombre de mentions de prélèvements de stocks géniteurs est supérieur à 4 sur 12 ans (> 25 % ou > 1 par génération);
- l'estimation de la contribution des écloseries est disponible grâce aux données élargies des micromarques magnétisées codées, et la moyenne sur une période de 12 ans est supérieure ou égale à 25 % (évaluation de la contribution des adultes seulement).

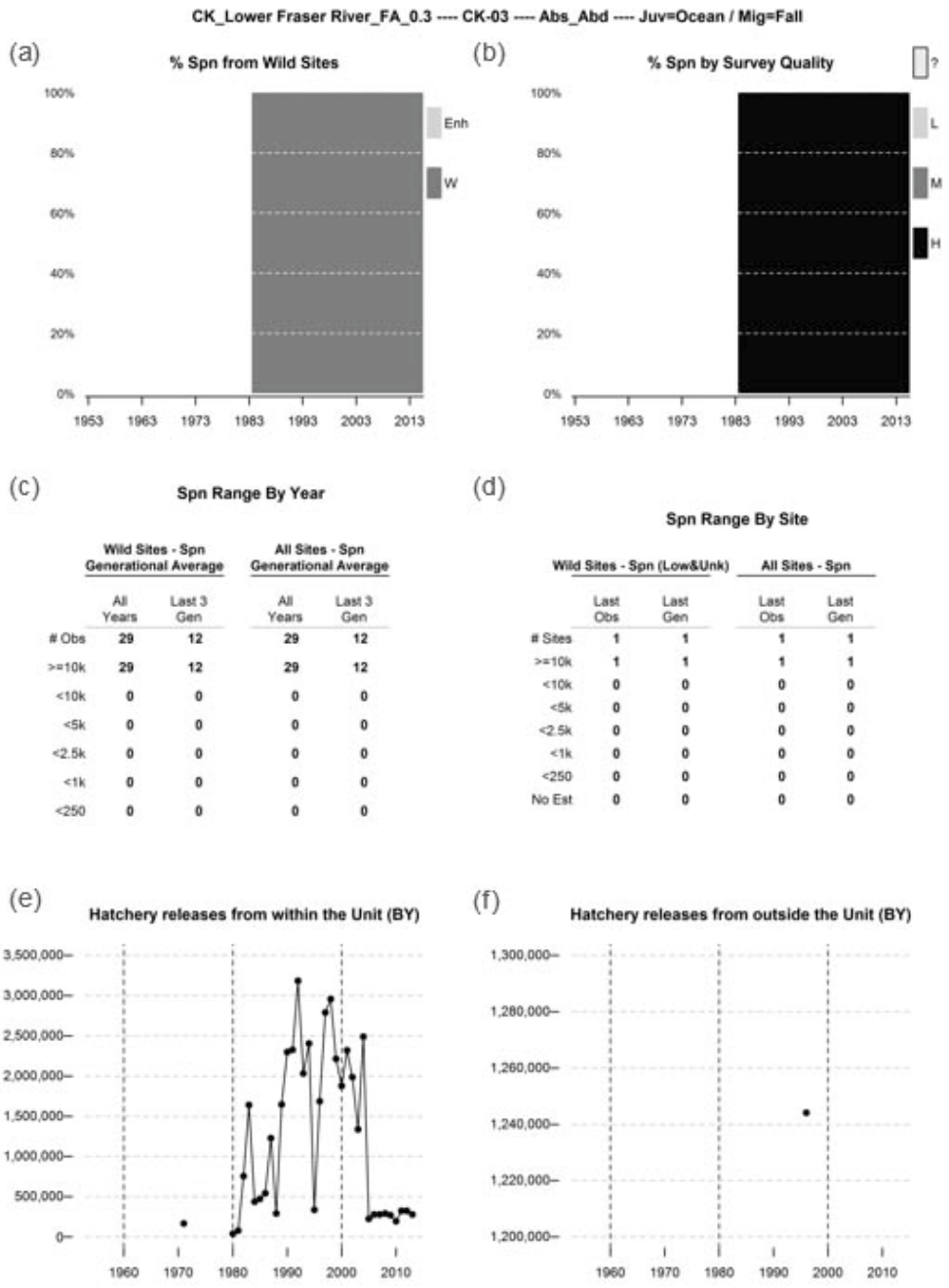
Chaque chapitre portant sur une UD contient une figure illustrant la proportion d'individus reproducteurs qui proviennent de sites naturels et de sites d'échantillonnage mis en valeur. Ces figures correspondent aux mises à jour de 2015 des figures élaborées dans le rapport pré-COSEPAC (Brown *et al.*, 2013b) et sont adaptées des séries chronologiques sur les échappées à l'échelle des UC pour les sites naturels et les sites mis en valeur. Lorsqu'une UD contient plusieurs UC (p. ex. UD 12, UD 21), les valeurs de chaque UC sont incluses. Des séries chronologiques sur les échappées à l'échelle des UC pour les sites naturels et ceux mis en valeur ont été créées aux fins d'élaboration de ces figures. Les données ont été combinées à partir de sites présentant des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur et de sites présentant des niveaux modérés ou élevés de mise en valeur.

Lâchers d'écloseries

Chaque chapitre portant sur une UD présente la série chronologique sur les lâchers d'écloseries de l'intérieur ou de l'extérieur de l'UD. Il s'agit de reproductions des graphiques du tableau de bord qui se trouve dans Brown *et al.* (2013b). Dans les cas où l'UD est une combinaison de plusieurs UC (UD 12, UD 21), la série chronologique pour chaque UC est incluse.

<u>Interprétation des données sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries</u>

Lorsqu'elles sont disponibles, les données sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries sont présentées dans une figure à six graphiques et tableaux pour chacune des UD (voir l'exemple ci-après; données de l'UD 2). Le tableau 13 explique comment interpréter les graphiques et les tableaux.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_Lower Fraser River_FA_0.3= CK_Bas Fraser_FA_0.3

Abs_Abd= Abon. abs.

Juv=Ocean/Mig=Fall= Juv.=océan/mig.=automne

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par anné

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= N^{bre} d'obs.

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (Low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

ll sites – Spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= N^{bre} de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

Figure 31. Exemple des graphiques et des tableaux sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries.

Le tableau suivant explique comment interpréter chaque graphique et tableau, et peut servir de guide lors de l'examen de chaque UD.

Tableau 13. Interprétation des graphiques et des tableaux sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries.

Graphique a) Individus reproducteurs de sites naturels (%)	Ce graphique illustre le nombre d'individus reproducteurs observés dans les sites considérés comme étant naturels par rapport au total d'individus reproducteurs dans tous les sites recensés de l'UD. Lorsqu'il n'y a aucune donnée disponible, il n'y a aucune bande. À l'inverse, lorsque des données sont disponibles, les sites naturels sont représentés par des bandes bleues et leur niveau de mise en valeur est inconnu ou faible, tandis que les sites mis en valeur sont représentés par des bandes grises et leur niveau de mise en valeur est modéré à élevé. Remarque : ce graphique n'illustre pas les estimations annuelles de la contribution de la mise en valeur, mais montre plutôt l'estimation annuelle de la proportion d'individus reproducteurs provenant de sites ACTUELLEMENT considérés comme étant naturels ou mis en valeur. Ce graphique est fondé sur des données disponibles sur le site et non sur des estimations élargies qui tiendraient compte des populations non évaluées.
Graphique b) Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)	Ce graphique illustre le pourcentage d'individus reproducteurs observés dans des sites affichant différents niveaux de qualité de relevé selon les codes du NuSEDS. É (élevée) = abondance réelle (type 1 ou 2); M (modérée) = abondance relative (type 3 ou 4); F (faible) = abondance relative (type 5) ou présence/absence (type 6); ? (inconnu) = dans la base de données, soit le type n'est pas mentionné, soit il est « Inconnu ». Lorsqu'il n'y a aucune donnée de disponible, il n'y a aucune bande.
Tableau c) Fourchette d'individus reproducteurs par année	Ce tableau illustre le nombre d'années où le nombre d'individus reproducteurs (moyenne générationnelle) dans l'UD entière se trouve dans différentes fourchettes, inspirées du critère d'abondance absolue du COSEPAC. La première rangée indique le nombre total d'années pour lesquelles des estimations du nombre d'individus reproducteurs ont été produites. Les rangées suivantes montrent le nombre d'observations qui se trouvent au-dessus ou au-dessous de divers seuils.
Tableau d) Fourchette d'individus reproducteurs par site	Ce tableau illustre le nombre de sites où le nombre d'individus reproducteurs (moyenne générationnelle) dans l'UD entière se trouve dans différentes fourchettes, inspirées du critère d'abondance absolue du COSEPAC. La première rangée indique le nombre total de sites pour lesquels des estimations du nombre d'individus reproducteurs ont été produites. Les rangées suivantes montrent le nombre d'observations qui se trouvent au-dessus ou au-dessous de divers seuils. Remarque : les sites dont la contribution est très faible (p. ex. le ruisseau Wap, dans l'UD 12) ne sont pas compris dans les tableaux c) et d) de la figure « Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries » qui se trouve dans chaque chapitre sur les UD.

Graphiques e) et f) Lâchers d'écloseries de l'intérieur et de l'extérieur de l'unité (AP)	Ce graphique illustre le nombre d'individus lâchés provenant d'écloseries de l'intérieur ou de l'extérieur de l'UD par année de ponte (AP). Le graphique de gauche montre le nombre total de juvéniles élevés en écloseries qui proviennent d'œufs prélevés dans des sites de fraye à l'intérieur de l'UD puis lâchés dans des sites au sein de l'UD. Le graphique de droite montre le nombre total de juvéniles élevés en écloseries et produits à partir d'œufs prélevés dans des sites de fraye à l'extérieur de l'UD et lâchés dans des sites au sein de l'UD. Lorsqu'il n'y a aucune donnée, il n'y a aucun graphique.

Fluctuations et tendances

Chaque chapitre sur les UD contient un tableau récapitulatif et une figure à cinq graphiques qui présentent les fluctuations et les tendances. Le tableau récapitulatif fournit deux estimations bayésiennes sur les variations du nombre d'individus reproducteurs au cours des trois dernières générations : une estimation est fondée sur les données des trois dernières générations et l'autre, sur les données de la série chronologique entière. Les probabilités de déclin de 30 %, de 50 % et de 70 % des individus reproducteurs au cours de 3 générations sont également indiquées pour les 2 échantillons de données. Pour la plupart des UD, les données étaient disponibles jusqu'à l'année de remonte 2015 et ont été fournies par le MPO (Gayle Brown, comm. pers.).

Voici le tableau récapitulatif présenté dans chaque chapitre (les catégories sont décrites dans le tableau 15) :

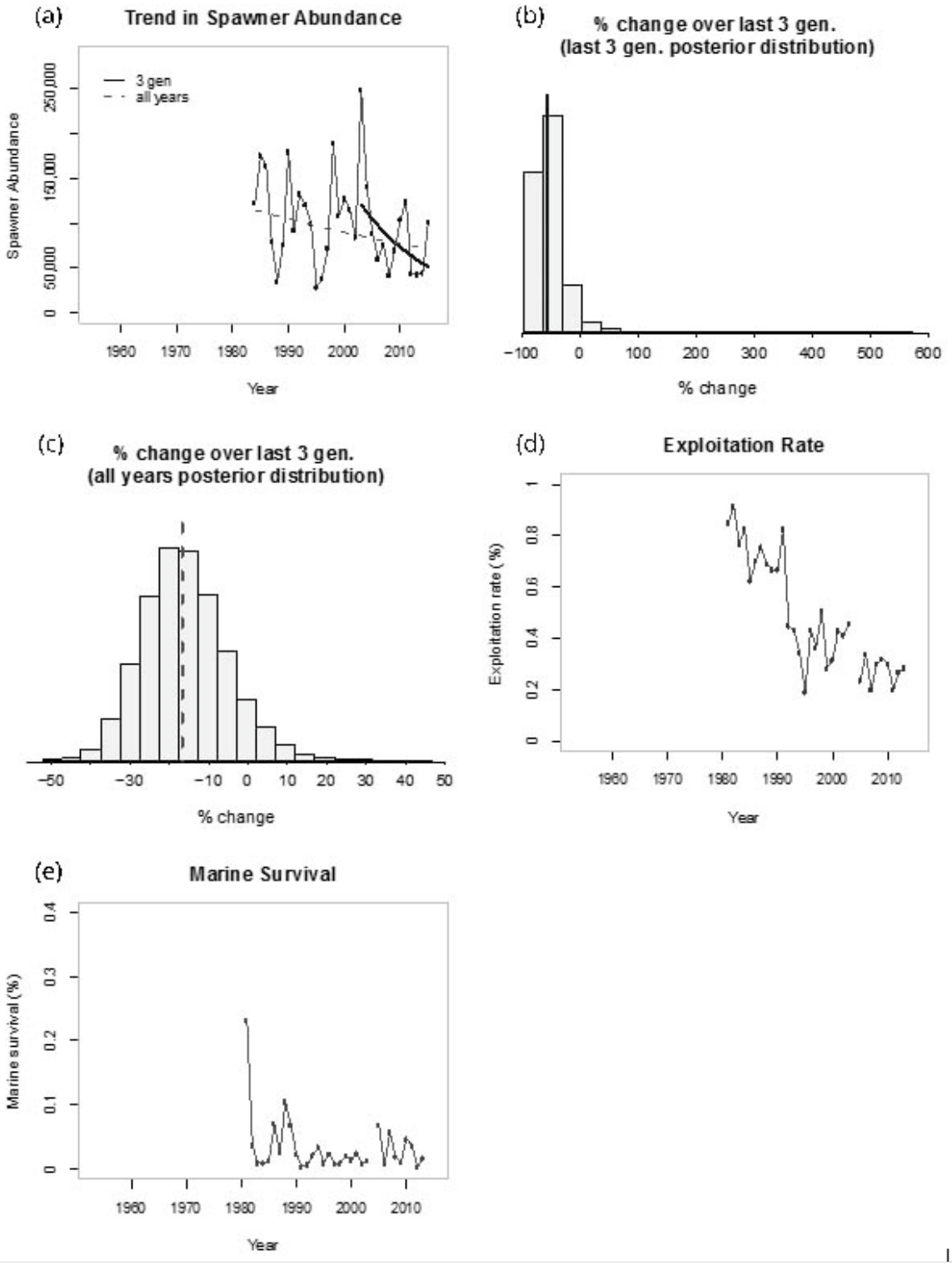
Tableau 14. Tableau récapitulatif de la section « Fluctuations et tendances »

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Fourchette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Proba-bilité de déclin de 30 %	Proba-bilité de déclin de 50 %	Proba-bilité de déclin de 70 %	Nombre d'observations
Exemple	4	3 généra- tions	-	-	-	-	-	-
		Toutes les années	-	-	-	-	-	-

Tableau 15. Descriptions des colonnes du tableau de la section « Fluctuations et tendances »

Colonne du tableau	Description
Nom de l'UD	**Nom complet de chaque UD**
Durée d'une génération	La durée de génération moyenne estimée d'après l'âge moyen des individus reproducteurs lorsqu'il n'y a aucune mortalité causée par la pêche.
Fourchette d'années	L'année de début et l'année de fin de l'ensemble de données utilisé.
Taux de variation médian	La valeur médiane de la distribution a posteriori des sorties des paramètres de pente du modèle de régression bayésien
IC à 95 %	L'intervalle de confiance du taux de variation médian à ± 95 %
Probabilité de déclin de 30 %	La probabilité de déclin des effectifs de 30 % ou plus
Probabilité de déclin de 50 %	La probabilité de déclin des effectifs de 50 % ou plus
Probabilité de déclin de 70 %	La probabilité de déclin des effectifs de 70 % ou plus
Nombre d'observations	Le nombre d'observations dans l'ensemble de données

Lorsqu'elles sont disponibles, les données sur les tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte) sont présentées dans une figure à cinq graphiques pour chacune des UD (voir l'exemple ci-après; données de l'UD 2). Le tableau 16 explique comment interpréter chaque graphique.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Années

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

Year= Année

Exploitation rate (%) = Taux d'exploitation (%)

Marine survival= Survie en mer

Year= Année

Marine survival (%) = Survie en mer (%)

Figure 32. Exemple de graphiques sur les tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Tableau 16. Interprétation des graphiques sur les tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer

Graphique a) **Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs**	**Ce graphique illustre la tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs ainsi que deux estimations du taux de variation linéaire de l'abondance au fil du temps : 1) taux de variation au cours des 3 dernières générations fondé seulement sur les données des 3 dernières générations complètes (c.-à-d. 13 ans pour une UD dont la durée de génération est de 4 ans); 2) taux de variation au cours des 3 dernières générations fondé sur toutes les données disponibles. Ce dernier taux est illustré, car les indicateurs de la variation de l'abondance fondés sur le taux de variation sur la série chronologique complète sont plus fiables que ceux fondés sur le taux de variation sur une courte série chronologique (Porszt *et al.*, 2010; d'Eon-Eggerston *et al.*, 2012). Les données utilisées pour les 3 dernières générations correspondaient à la durée de génération + 1 point de données, de sorte que les données choisies couvraient les 3 dernières générations. La durée de trois générations était arrondie, le cas échéant.** Les taux de variation ont été calculés à l'aide d'un cadre d'estimation bayésien. Ainsi, il était possible de présenter les probabilités associées aux variations estimées de l'abondance, dont l'interprétation est plus intuitive que celle des intervalles de confiance de l'approche fréquentiste. La modélisation bayésienne et l'estimation des paramètres ont été effectuées en langage R au moyen du logiciel JAGS (R Core Team, 2017; Plummer, 2011) de la trousse R2jags (Su et Yajima, 2015). Des valeurs a priori non informatives ont été produites pour la pente (β), l'ordonnée à l'origine (α) et l'écart-type (σ). Le modèle linéaire pour une seule chaîne effectuait un rodage de 5 000 observations, et 100 000 échantillons étaient retenus après ce rodage. Afin de réduire l'autocorrélation, on ne conservait qu'une seule observation sur 5 (*thin* = 5). Les mêmes paramètres ont été utilisés dans le rapport de situation du COSEPAC sur le saumon rouge du Fraser.
Graphique b) **Variation au cours des 3 dernières générations (%) (distribution a posteriori des 3 dernières générations)**	**Ce graphique illustre la distribution a posteriori et l'estimation médiane (ligne verticale) de la variation estimée en pourcentage au cours des trois dernières générations, d'après le taux de variation linéaire du nombre d'individus reproducteurs tiré des données des trois dernières générations.**
Graphique c) **Variation au cours des 3 dernières générations (%) (distribution a posteriori de toutes les années)**	**Ce graphique illustre la même chose que le graphique b), mais d'après la régression des données de toute la série chronologique.**
Graphique d) **Taux d'exploitation**	**Ce graphique illustre le nombre total estimé de poissons (tout âge confondu) munis d'une micromarque magnétisée codée provenant d'un stock de reproducteurs dans les prises des pêches côtières préterminales et terminales, divisé par la somme de ce nombre et du nombre total estimée d'individus dans les échappées. Les effets de la pêche comprennent, entre autres, la mortalité estimée chez les individus non débarqués (mort accidentelle); cette mortalité se produit lorsque des poissons s'échappent des engins de pêche ou qu'ils sont remis à l'eau, mais meurent quand même plus tard. Les taux de mortalité causée par les pêches préterminales ont été ajustés par un facteur d'équivalence-adulte propre à chaque stock de reproducteurs et à chaque âge qui tient compte du fait que, même s'il n'y a aucune pêche, les poissons peuvent mourir avant d'atteindre les frayères, et que la probabilité de survivre à la fraye augmente à chaque âge (p. ex. l'équivalent adulte d'un poisson attrapé en mer à l'âge 2 est inférieur à celui d'un poisson attrapé à l'âge 4, car ses chances de survie et de croissance à tout autre âge ultérieur sont moindres que celles d'un poisson plus vieux).**
Graphique e) **Taux de survie en mer**	**Ce graphique illustre la taille estimée de la cohorte de poissons vivants à partir du plus jeune âge possible de poissons adultes divisée par le nombre de smolts lâchés au cours de l'année de ponte des parents.**

Lorsqu'elles sont disponibles, les données sur la productivité des stocks (recrues par individu reproducteur) sont aussi présentées. La productivité des stocks correspond au nombre total d'adultes recrues dans la population (c.-à-d. individus reproducteurs + prises) produits par les individus reproducteurs au cours d'une année de ponte donnée. Seulement deux séries chronologiques sur la productivité des stocks sont disponibles, soit celles de l'UD 2 et de l'UD 22 (Brown *et al.*, 2013b). Les méthodes utilisées pour produire ces séries chronologiques sur la productivité sont fondées sur des rapports du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) (Tompkins *et al.*, 2005; G. Brown, MPO, données inédites). Les données utilisées pour ces séries chronologiques ont été fournies par le MPO (série chronologique pour la rivière Cowichan : M. Labelle, MPO, données inédites; série chronologique pour la rivière Harrison : G. Brown, MPO, données inédites).

Menaces et facteurs limitatifs

Une cote de risque général a été attribuée à de nombreuses UD au moyen du calculateur de menaces de l'UICN (le calculateur), une feuille de calcul Excel à remplir pour évaluer les menaces et les facteurs limitatifs qui pèsent sur chaque UD.

Le calculateur note les menaces pesant sur les UD en fonction de leur portée, de leur gravité et de leur immédiateté. La *portée* correspond à la proportion de l'espèce qui, selon toute vraisemblance, devrait être touchée par la menace d'ici 10 ans. La *gravité* correspond au niveau de dommage (pourcentage du déclin de la population) que causera vraisemblablement la menace à l'espèce d'ici une période de 10 ans ou de 3 générations (selon la plus longue de ces deux périodes), si les circonstances et les tendances actuelles se maintiennent. L'*immédiateté* est définie comme étant la durée prévue et estimée de la menace au cours des 10 prochaines années ou des 3 prochaines générations (selon la plus longue de ces deux périodes).

La portée, la gravité et l'immédiateté sont établies en fonction des scores cumulatifs de 11 catégories de menaces différentes, qui regroupent 40 sous-catégories différentes. Les principales catégories de menaces sont les suivantes :

1. développement résidentiel et commercial;
2. agriculture et aquaculture;
3. production d'énergie et exploitation minière;
4. corridors de transport et de service;
5. utilisation des ressources biologiques;
6. intrusions et perturbations humaines;
7. modifications des systèmes naturels;
8. espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques;
9. pollution;
10. phénomènes géologiques;
11. changements climatiques et phénomènes météorologiques violents.

Une note est attribuée à chaque sous-catégorie allant de « négligeable » à « généralisée » pour la portée, de « négligeable » à « extrême » pour la gravité, et de « non significative/négligeable » à « élevée » pour l'immédiateté; des plages d'incertitude et des options « inconnue » ou « neutre » sont également possibles. Une fois les notes attribuées à chaque sous-catégorie, le calculateur fournit une note cumulative pour chaque catégorie principale. La compilation des notes de ces principales catégories de menaces est effectuée manuellement et permet d'attribuer une note à l'impact global des menaces sur la population, conformément aux interprétations de Master *et al*. (2012). L'impact global des menaces peut être : A – très élevé; B – élevé; C – moyen; D – faible.

Aux fins du présent rapport, des calculateurs de menaces ont été remplis au moyen d'une approche en deux étapes. La première étape était fondée sur la documentation, l'examen des documents et les données existantes (présentées dans ce rapport). Cette étape a fourni des informations pertinentes concernant les menaces et les facteurs limitatifs pesant sur chaque UD et a permis de produire un ensemble préliminaire de résultats du calculateur de menaces.

Certains paramètres utilisés pour évaluer les menaces (p. ex. récolte, mortalité) sont fondés sur des données recueillies à partir de stocks d'indicateurs, qui sont constitués d'individus micromarqués lâchés d'écloseries. Le tableau 17 présente la liste des UD ayant des stocks indicateurs munis de micromarques magnétisées codées. Pour les UD sans stocks indicateurs, des stocks indicateurs ont été utilisés en guise de substitut.

Tableau 17. Unités désignables (UD) ayant des stocks indicateurs, et, le cas échéant, la première année où des poissons d'écloserie ont été lâchés dans l'UD, qu'ils viennent d'écloseries de l'intérieur ou de l'extérieur de l'UD.

UD	Stock indicateur	Code du stock indicateur	Stock indicateur utilisé comme substitut	Première année de lâchers d'éclo-series	Première année de lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'UD	Première année de lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'UD
UD 1			SAM*	1984	1984	1991
UD 2	RIVIÈRE HARRISON	HAR	HAR	1972	1972	1997
UD 3			DOM	1978	1978	1989
UD 4			DOM	1982	1982	
UD 5			DOM	1982	1982	1982
UD 6			SHU	1990	1990	
UD 7			DOM			
UD 8			DOM			
UD 9			DOM	1983	1983	1995
UD 10			DOM	1981	1981	
UD 11	RUISSEAU DOME	DOM	DOM	1981	1981	2014
UD 12	RIVIÈRE SHUSWAP – COURS INFÉRIEUR	SHU	SHU	1982	1982	
UD 12			SHU			
UD 13			DOM	1984	1984	

UD	Stock indicateur	Code du stock indicateur	Stock indicateur utilisé comme substitut	Première année de lâchers d'éclo-series	Première année de lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'UD	Première année de lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'UD
UD 14			NIC			
UD 15	RIVIÈRE NICOLA	NIC	NIC	1981	1981	
UD 16			DOM	1986	1986	
UD 17			DOM	1985	1985	
UD 18			BQR	1979	1979	1984
UD 19			PPS			
UD 20	RIVIÈRE PUNTLEDGE	PPS	PPS	1972	1972	
UD 21			COW	1983	1983	1984
UD 21	RIVIÈRE COWICHAN	COW	COW	1980	1980	
UD 21	RIVIÈRE NANAIMO	NAN	NAN	1974	1974	
UD 21	RIVIÈRE QUALICUM	BQR	BQR	1968	1968	1985
UD 22			BQR	1989	1989	
UD 23	RIVIÈRE QUINSAM	QUI	QUI	1971	1971	1999
UD 24	RIVIÈRE SOMASS	RBT	RBT	1973	1973	
UD 25			RBT	1980	1980	
UD 26			RBT	1983	1983	
UD 27			ATN			
UD 28			ATN	1986	1986	

*Le stock indicateur de la rivière Nooksack – alevins automnaux (NKF), dans l'État de Washington, aux États-Unis, a été utilisé comme stock indicateur pour l'UD 1 (UC : CK-02).

L'un des défis consistait à quantifier la gravité parce qu'il était impossible d'établir un lien de causalité direct entre la plupart des menaces/facteurs limitatifs et les impacts sur les populations. Toutefois, dans certaines populations, certains paramètres (p. ex. récolte) pouvaient être quantifiés s'il y avait un stock indicateur. Cette méthode préliminaire n'a pas fourni de renseignements assez précis et complets pour déterminer l'impact global des menaces à l'aide du calculateur de menaces, mais elle a fourni des données utiles pour l'étape suivante.

Pour la deuxième étape, des spécialistes du saumon chinook se sont réunis au cours d'un atelier organisé à Nanaimo, en Colombie-Britannique, en février 2017, afin de réaliser une évaluation du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique au moyen du calculateur des menaces de l'UICN. Ce groupe a examiné les données recueillies lors de la première étape et y a ajouté de nouvelles informations fondées sur leurs connaissances des différentes UD. L'atelier a fourni une riche source de données, qui a permis d'étoffer les données existantes et de remplir un calculateur de menaces pour plusieurs UD, en plus d'assigner certaines UD comme indicateurs d'autres UD dont le calculateur n'a pas pu être rempli au cours de l'atelier. Le tableau 18 présente la liste complète des UD et indique celles pour lesquelles un calculateur de menaces a été rempli lors de l'atelier, ainsi que celles pour lesquelles des indicateurs ont été désignés. Des

notes concernant l'état et le niveau de priorité, d'autres commentaires pertinents et l'impact global des menaces sont fournis le cas échéant.

Tableau 18. Résultats du calculateur de menaces pesant sur les unités désignables rempli au cours de l'atelier sur le calculateur de menaces de l'UICN en février 2017. A = très élevé; B = élevé; C = moyen; D = faible

UD	Nom de l'UD	État, niveau de priorité et indicateurs	Commentaires	Impact global des menaces calculé
UD 1	Sud de la partie continentale (C.-B.) — baie Boundary, type océanique, automne	À remplir (priorité élevée)	La population est petite et il y a peu de données quantitatives.	
UD 2	Bas Fraser, type océanique, automne	Rempli au cours de l'atelier		**Élevé-élevé (B)**
UD 3	Bas Fraser, type fluvial, printemps			
UD 4	Bas Fraser, type fluvial, été			
UD 5	Bas Fraser, type fluvial, été			
UD 6	Bas Fraser, type océanique, été	À remplir (priorité élevée)	UD unique — un seul lieu de fraye	
UD 7	Moyen Fraser, type fluvial	À remplir (priorité élevée)	UD unique — un seul lieu de fraye	
UD 8	Moyen Fraser, type fluvial, automne	À remplir (priorité élevée)	UD unique — un seul lieu de fraye	
UD 9	Moyen Fraser, type fluvial, printemps	Rempli au cours de l'atelier	Ce groupe a comme point de départ l'UD 11. Les individus des deux UD proviennent de la Béringie; leurs habitats et périodes de montaison sont similaires.	**Élevé à moyen (B-C)**
UD 10	Moyen Fraser, type fluvial, été	Utiliser l'UD 17 comme indicateur	Ce sont tous des saumons chinooks d'été originaires de la Béringie et dont les habitats sont similaires; toutefois les individus sont différents des chinooks de printemps et leur habitat est plus stable que celui des sources.	
UD 11	Haut Fraser, type fluvial, printemps	Rempli au cours de l'atelier		**Élevé à moyen (B-C)**
UD 12	Thompson Sud, type océanique, été	Non rempli (priorité faible)	Au cours de l'atelier, il a été déterminé que la situation de ce stock était bonne.	
UD 13	Thompson Sud, type océanique, été 1.3	Utiliser l'UD 15 comme indicateur	Les sources du sud de la partie continentale sont enclines aux sécheresses. Les UD 13, 14 et 15 pourraient avoir le même impact global des menaces calculé à partir du calculateur de menaces.	**Élevé à moyen (B-C)**
UD 14	Thompson Sud, type océanique, été 1.2	Utiliser l'UD 15 comme indicateur	Les sources du sud de la partie continentale sont enclines aux sécheresses. Les UD 13, 14 et 15 pourraient avoir le même impact global des menaces calculé à partir du calculateur de menaces.	**Élevé à moyen (B-C)**

UD	Nom de l'UD	État, niveau de priorité et indicateurs	Commentaires	Impact global des menaces calculé
UD 15	Basse Thompson, type fluvial, printemps	Rempli au cours de l'atelier	Les sources du sud de la partie continentale sont enclines aux sécheresses. Les UD 13, 14 et 15 pourraient avoir le même impact global des menaces calculé à partir du calculateur de menaces.	**Élevé à moyen (B-C)**
UD 16	Thompson Nord, type fluvial, printemps	Utiliser l'UD 11 comme indicateur	Les individus des deux UD proviennent de la Béringie; leurs habitats et périodes de montaison sont similaires.	**Élevé à moyen (B-C)**
UD 17	Thompson Nord, type fluvial, été		Ce sont tous des saumons chinooks d'été originaires de la Béringie et dont les habitats sont similaires; toutefois les individus sont différents des chinooks de printemps et leur habitat est plus stable que celui des sources.	
UD 18	Côte sud — détroit de Georgia, type océanique, automne			
UD 19	Est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps			
UD 20	Est de l'île de Vancouver, type océanique, été	Rempli au cours de l'atelier		**Élevé (B)**
UD 21	Est de l'île de Vancouver, type océanique, automne	Rempli au cours de l'atelier		**Élevé (B)**
UD 22	Côte sud – fjords du sud, type océanique, automne			
UD 23	Est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (EIV + SFj)	Rempli au cours de l'atelier		**Élevé à moyen (B-C)**
UD 24	Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (sud)	Rempli au cours de l'atelier		**Élevé (B)**
UD 25	Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot)	Rempli au cours de l'atelier		**Moyen (C)**
UD 26	Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI+WQCI)			
UD 27	Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été	Utiliser l'UD 28 comme indicateur	Données insuffisantes sur l'UD	**Faible (D)**
UD 28	Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été	Rempli au cours de l'atelier	Données insuffisantes sur l'UD	**Faible (D)**

Unité désignable 1 : population du sud de la partie continentale (C.-B) – baie Boundary, type océanique, automne (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 33. Carte de l'UD 1 – Sud de la partie continentale (C.-B.) – baie Boundary, type océanique, automne. À paraître dans la partie 2.

Figure 34. UD 1 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries (voir le tableau 13 pour l'interprétation des différents graphiques).

Tableau 19. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 35. UD 1 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte; voir le tableau 16 pour l'interprétation des différents graphiques).

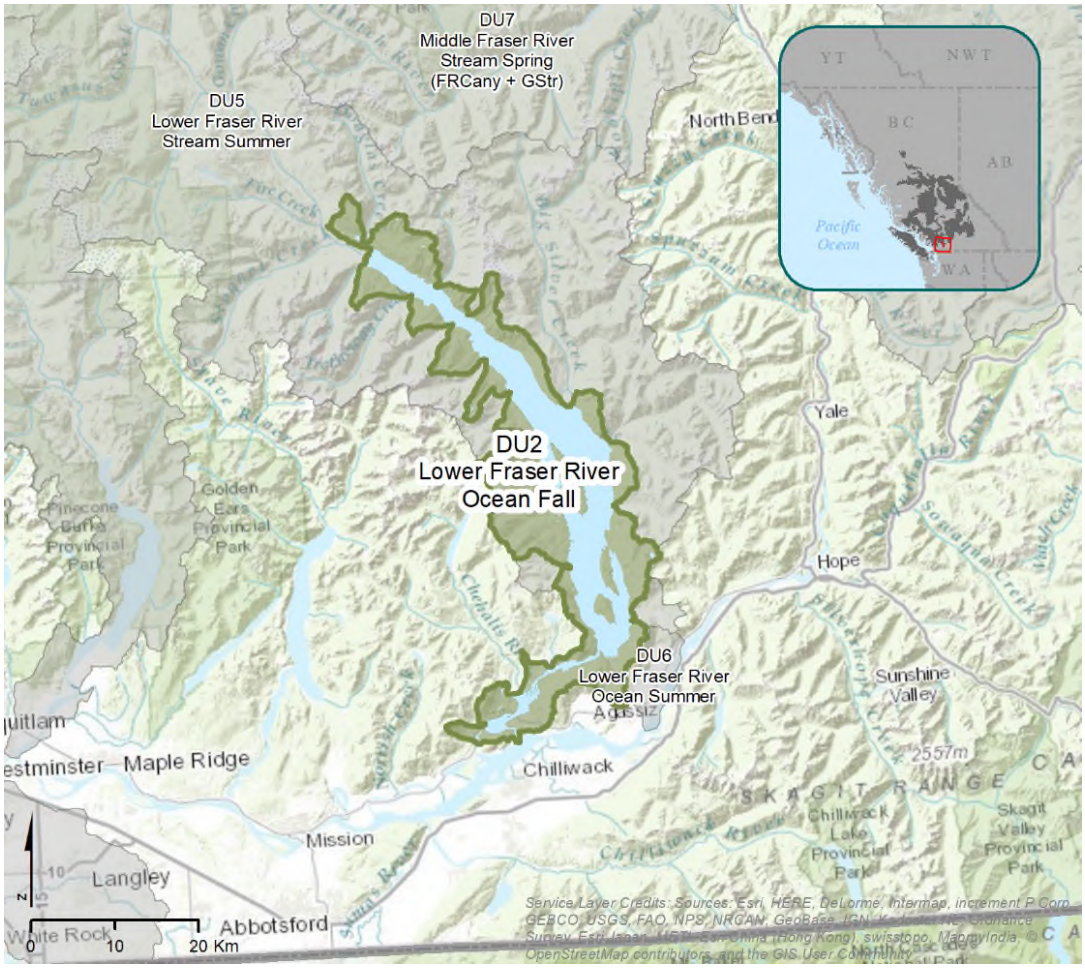
Unité désignable 2 : population du bas Fraser, type océanique, automne (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	LFR+GStr/océanique/automne
Zone adaptative conjointe (ZAC)	LFR+GStr
Cycle vital	Type océanique
Période de montaison	Automne

La durée de génération moyenne de cette UD est de 3,8 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type océanique et effectuent leur montaison en automne.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU7 middle Fraser river stream spring (FRCany+GStr) = UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)

DU5 lower Fraser river stream summer= UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été

North bend= North Bend

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

DU2 lower Fraser river ocean fall= UD 2 – Bas Fraser, type fluvial, automne

Golden ears provincial park= Parc provincial Golden Ears

Pinecone burke provincial park= Parc provincial Pinecone Burke

DU6 lower Fraser river ocean summer= UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été

Yale= Yale

Hope= Hope

Sunshine valley= Sunshine Valley

Chilliwack= Chilliwack

Quitlam= Quitlam

Westminster= Westminster

Maple ridge= Maple Ridge

Mission= Mission

Langley= Langley

Abbotsford= Abbotsford

White Rock White Rock

Chilliwack lake provincial park= Parc provincial du lac Chilliwack

Skagit valley provincial park= Parc provincial Skagit Valley

Figure 36. Carte de l'UD 2 – Bas Fraser, type océanique, automne.

L’UD 2 chevauche l’UD 5 – bas Fraser, type fluvial, été. Elle s’étend depuis la rivière Harrison, au nord (lat. 49,79, long. 122,18), jusqu’à l’endroit où celle-ci se jette dans le Fraser, à l’extrémité sud (lat. 49,22, long. 121,94). L’UD s’étend jusqu’au ruisseau Bear à l’est (lat. 49,56, long. 121,69), et jusqu’au ruisseau Twenty Mile, à l’ouest (lat. 49,56, long. 121,96). Le centre de l’UD se trouve à lat. 49,22, long. 121,95, et la superficie totale de l’UD est de 715,85 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d’occurrence englobe les cours d’eau de fraye et l’aire de répartition océanique, et elle est donc d’une superficie supérieure à 20 000 km^2. L’IZO est de 175 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 87 km, soit 0,86 % de la distance de montaison connue dans l’ensemble des UD.

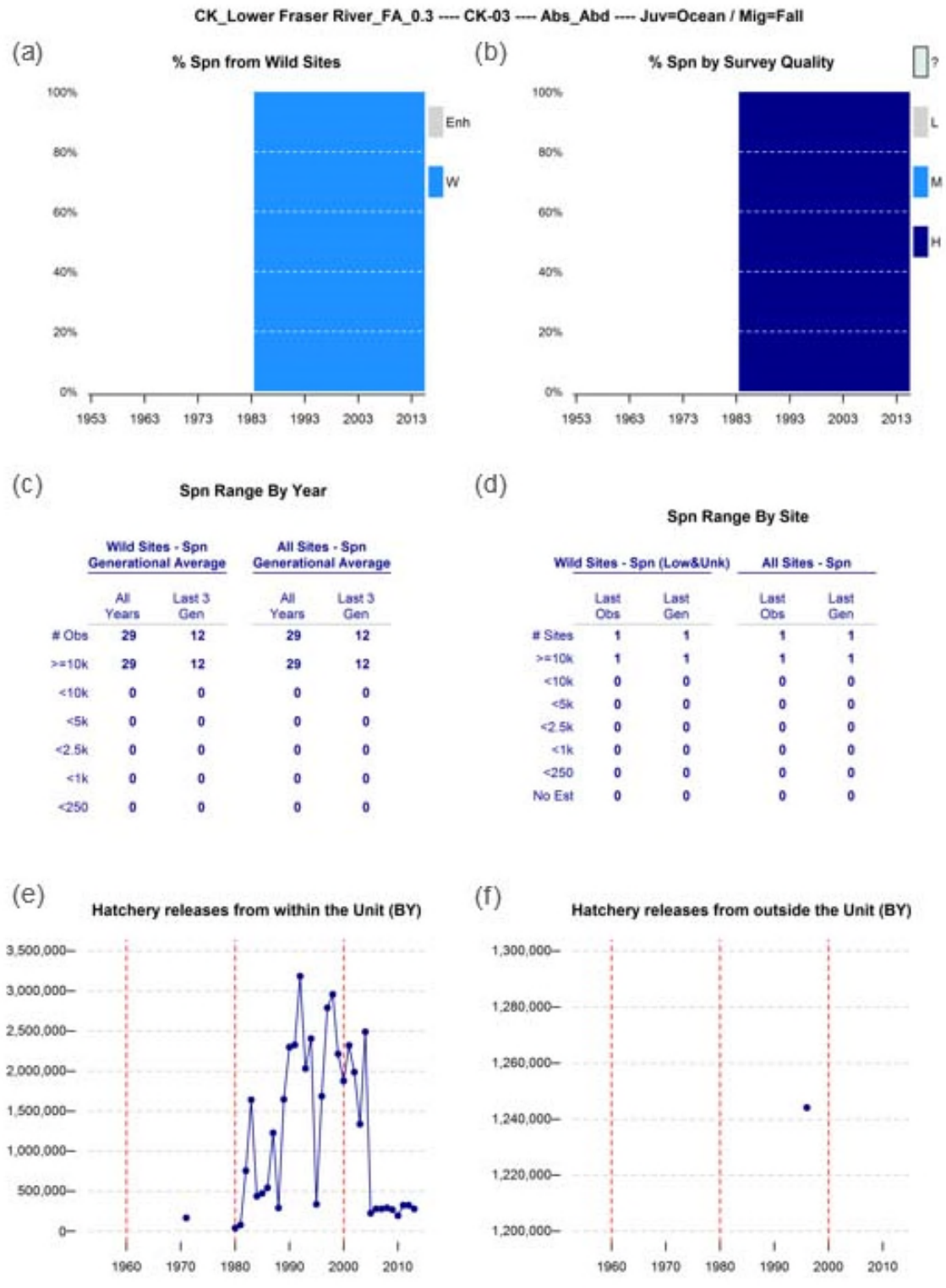
Tendances en matière d’habitat

Les terres entourant l’habitat d’eau douce de cette UD sont altérées (10,4 %), l’aménagement urbain représentant 0,6 % de la superficie de l’UD, et l’agriculture et l’aménagement rural, 1,3 %. La densité du réseau routier dans l’UD 2 est de 1,0 km/km^2, avec une moyenne de 0,3 traverse de cours d’eau par kilomètre de cours d’eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d’eau par kilomètre de cours d’eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 15,2 % de l’habitat riverain. Il n’y a aucune exploitation minière à l’intérieur des limites de l’UD, et le dendroctone du pin ponderosa n’afflige aucun peuplement de pins.

Abondance

Toutes les estimations sur les reproducteurs provenaient d’un seul site ayant des données sur l’abondance réelle et où les efforts d’échantillonnage et la qualité des relevés étaient élevés (figure 37b,d). Vingt-neuf moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir de données de la série chronologique sur l’indice d’abondance relative des individus reproducteurs, et les moyennes générationnelles de toutes les années indiquent 10 000 individus reproducteurs ou plus (figure 37c).

Cette UD est mise en valeur. Pendant les années d'échantillonnage, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 37a). À partir du début des années 1980, le nombre d'individus d'écloserie lâchés annuellement a augmenté, atteignant un maximum de 3 184 390 en 1992, puis a chuté à environ 200 000 en 2005 (figure 37e). Un seul cas de lâchers d'écloseries provenant de l'extérieur de l'UD a été consigné (figure 37f) : des poissons de la rivière Chilliwack ont été introduits dans la rivière Harrison, où le stock d'individus reproducteurs n'était pas suffisant (selon leur origine commune, ces stocks sont peu différenciés – voir Beacham *et al*., 2003). Des lâchers d'individus provenant de l'UD 2 continuent de se produire dans plusieurs sites à l'extérieur de l'UD.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_lower Fraser river_FA_0.3= CK_Bas Fraser_FA_0.3

CK-03= CK-03

Abs_Abd= Abon. Abs.

Juv=Ocean/Mig=Fall= Juv.=océan/mig.=automne

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= N^{bre} d'obs.

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (Low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – Spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= N^{bre} de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

Figure 37. UD 2 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Fluctuations et tendances

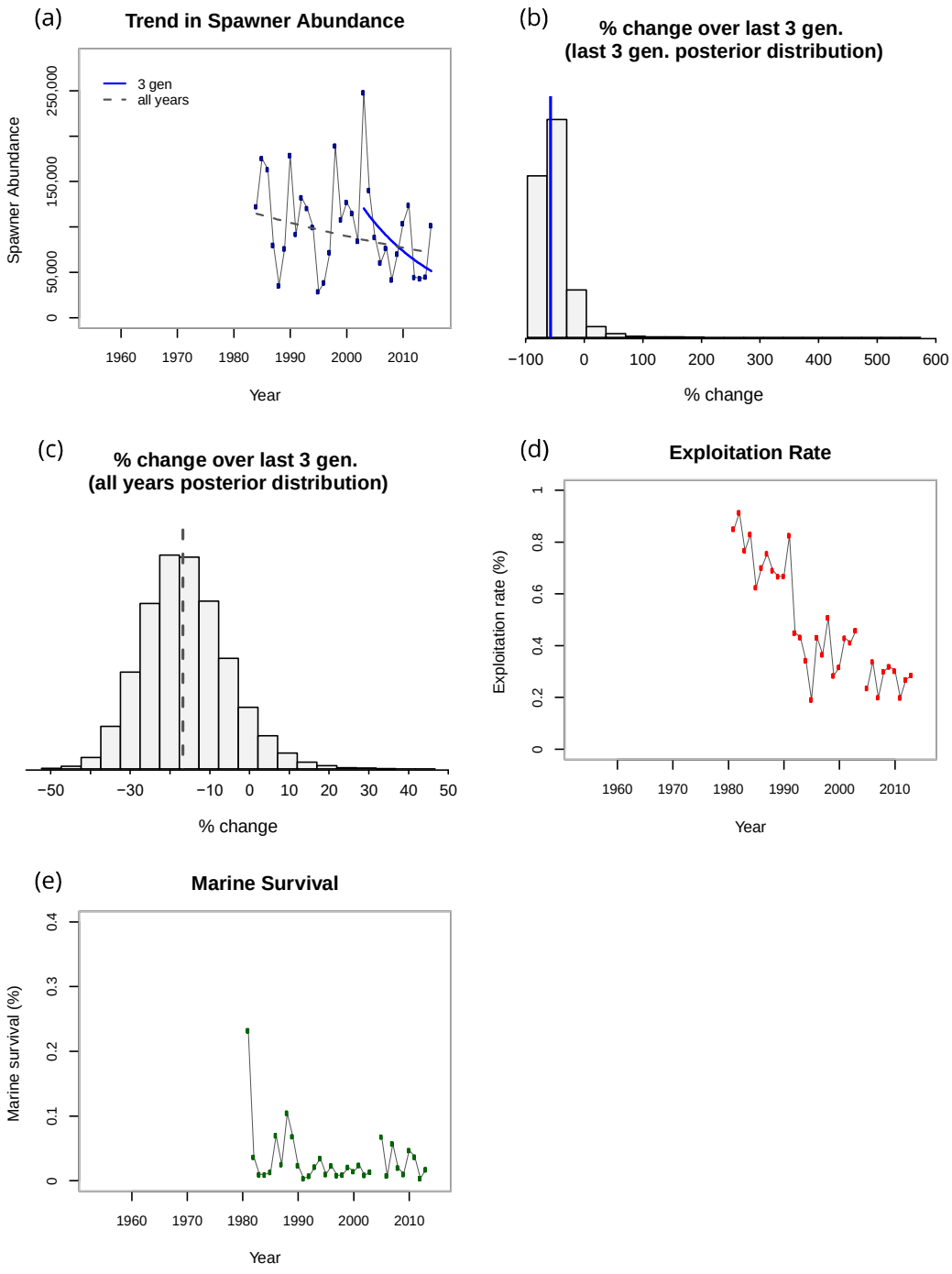
Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié d'environ -57 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 17 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -84 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,85 (tableau 20, figure 38a,c). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -17 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 7 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -35 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,09.

Le taux d'exploitation total a diminué, passant d'un maximum d'environ 0,9 en 1982 à environ 0,3 en 2013 (figure 38d). À partir de 2005, la tendance a été relativement stable et le taux d'exploitation oscillait entre 0,4 et 0,2. Le taux de survie en mer (du smolt au stade adulte) a diminué; il était à un maximum d'environ 0,23, en 1981, puis a fluctué entre 0,004 et 0,1 à partir de 1982, affichant une tendance générale légèrement à la baisse (figure 38e). En 2013, le taux était de 0,017. La productivité des stocks a atteint un maximum d'environ 30 recrues par individu reproducteur en 1988, puis a diminué. Elle a fluctué entre 1 et 18 recrues par individu reproducteur jusqu'en 2009 (figure 39). La productivité en 2009 était d'environ 6,5 recrues par individu reproducteur.

Récemment, les échappées dans l'UD 2 ont diminué pour toutes les lignées sauf une. La cause de ces déclins est incertaine, mais elle est probablement liée aux mauvaises conditions océaniques récentes. Les taux de mortalité due à la pêche ont également diminué dans cette UD, et ils ne seraient pas la principale raison de la baisse des effectifs. L'estimation préliminaire des échappées en 2017 se classe au deuxième rang des estimations les plus faibles depuis que l'estimation de haute précision a commencé au début des années 1980; cette position est probablement attribuable au blob, une anomalie climatique (Bailey, comm. pers., 2018; M. Trudel, comm. pers.).

Tableau 20. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité de déclin de 30 %	Probabi-lité de déclin de 50 %	Probabi-lité de déclin de 70 %	Nombre d'observations
Bas Fraser, type océanique, automne	3,8	2003-2015	-57	-84,17	0,85	0,63	0,22	13
		1984-2015	-17	-35,7	0,09	0	0	32



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Année

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

Exploitation rate (%) = Taux d'exploitation (%)

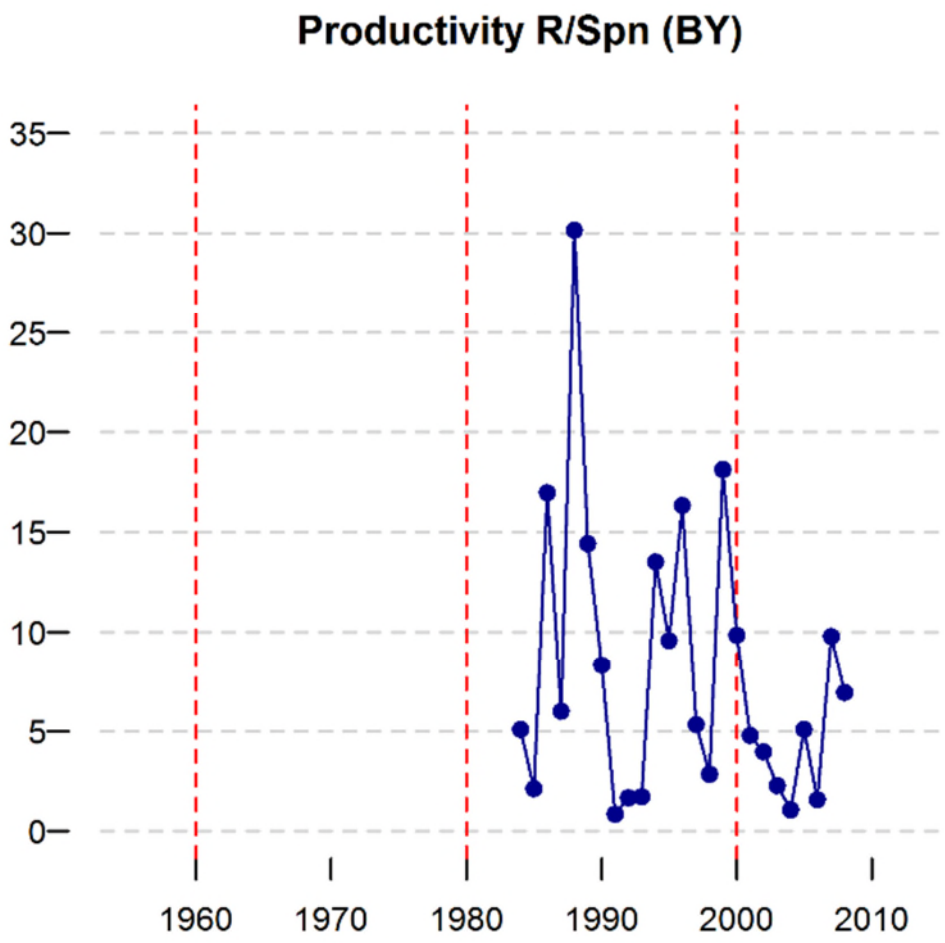
Year= Année

Marine survival= Survie en mer

Marine survival (%) = Survie en mer (%)

Year= Année

Figure 38. UD 2 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Productivity R/Spn (BY) = Productivité R/individus reproducteurs (AP)

Figure 39. Productivité des stocks calculée comme étant le nombre total d'adultes (R = individus reproducteurs d'origine naturelle et prises d'origine naturelle) produits par les individus reproducteurs d'une année de ponte (AP) divisé par le nombre d'individus reproducteurs pendant l'année de ponte. Cette figure est mise à jour jusqu'en 2015 à partir des données de Brown *et al.* (2013).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « moyen » (C) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. La menace la plus importante provient de la récolte : la population entière est exposée à la pêche. Ces 10 dernières années, les taux d'exploitation varient de 20 à 30 %, et il se peut que ce taux soit plus élevé que le taux considéré comme durable. Plusieurs années de faible productivité ont eu lieu, et l'on

ignore si le taux d’exploitation est suffisamment faible pour qu’aucun impact ne se fasse sentir. La menace que posent les modifications de l’écosystème est aussi à souligner, une grande partie du bas Fraser et de l’estuaire ayant été considérablement altérée, ce qui a entraîné une perte de marais littoraux (habitat essentiel).

Parmi les menaces moins importantes, on compte les tempêtes et les inondations, le déplacement et l’altération de l’habitat, le matériel génétique introduit, les espèces indigènes problématiques, les espèces envahissantes, les opérations de dragage dans les chenaux, les activités récréatives, l’exploitation forestière et la récolte du bois, et les voies de transport par eau (les remorqueurs et les estacades se trouvent dans des frayères, ce qui peut perturber les nids).

Les tableaux du calculateur des menaces sont inclus dans le présent rapport (voir annexe 1).

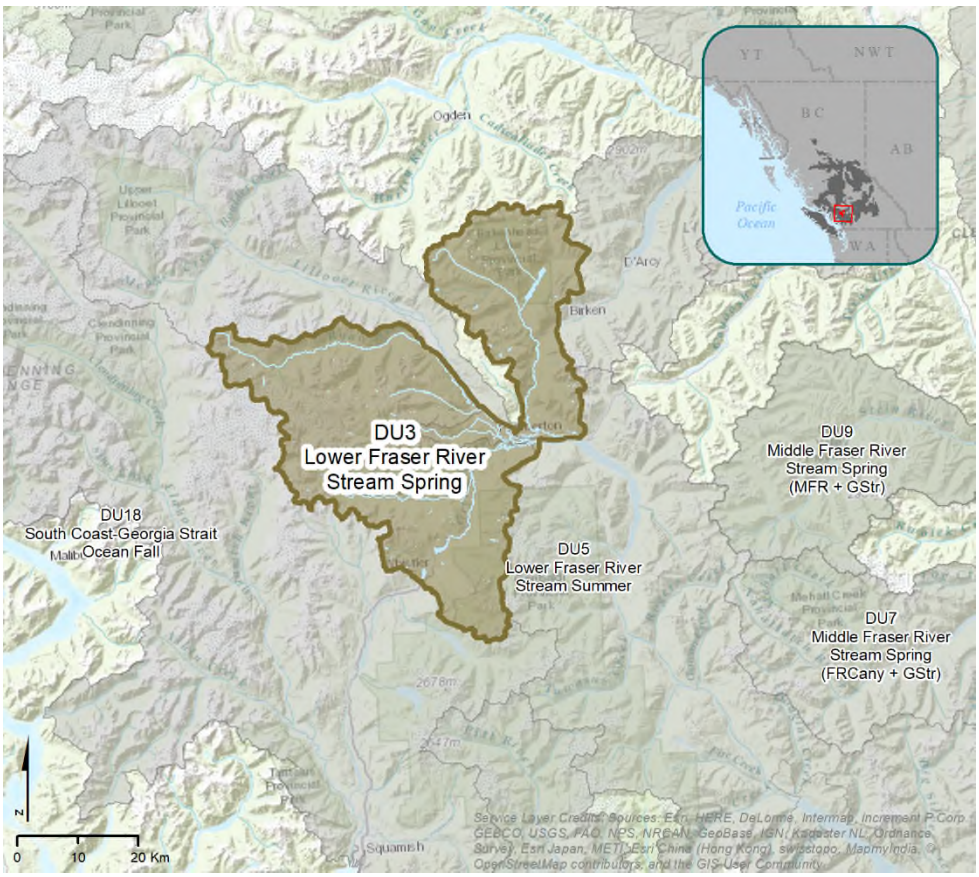
Unité désignable 3 : population du bas Fraser, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	LFR+GStr/fluvial/printemps
Zone adaptative conjointe (ZAC)	LFR+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de remonte	Printemps

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison au printemps.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

DU3 lower Fraser River stream spring= UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

DU5 lower Fraser river stream summer= UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été

DU18 south coast-Georgia Strait ocean fall= UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne

DU7 middle Fraser river stream spring (FRCany+GStr) = UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)

Figure 40. Carte de l'UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps.

Cette UD est formée de deux parties liées qui se jettent dans le lac Lillooet. La partie la plus au nord s'étend vers le sud, du parc provincial Birkenhead Lake et du bassin versant du lac Birkenhead (lat. 50,65, long. 122,71) au confluent de la rivière Birkenhead et du lac Lillooet (lat. 50,30, long. 122,61). La partie la plus au sud comprend les bassins versants de la rivière Green, du ruisseau Torrent, du ruisseau Ipsoot et de la rivière Ryan. La limite septentrionale de cette UD se trouve dans les eaux d'amont de la rivière Ryan (lat. 50,49, long. 123,44), et sa limite méridionale se trouve au sud de Whistler, en Colombie-Britannique, près du lac Russet (lat. 50,01, long. 122,82). Le centre de l'UD se trouve à lat. 50,32, long. 122,72, et la superficie totale de l'UD est de 2 030,28 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 105 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 52 km, soit 0,52 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

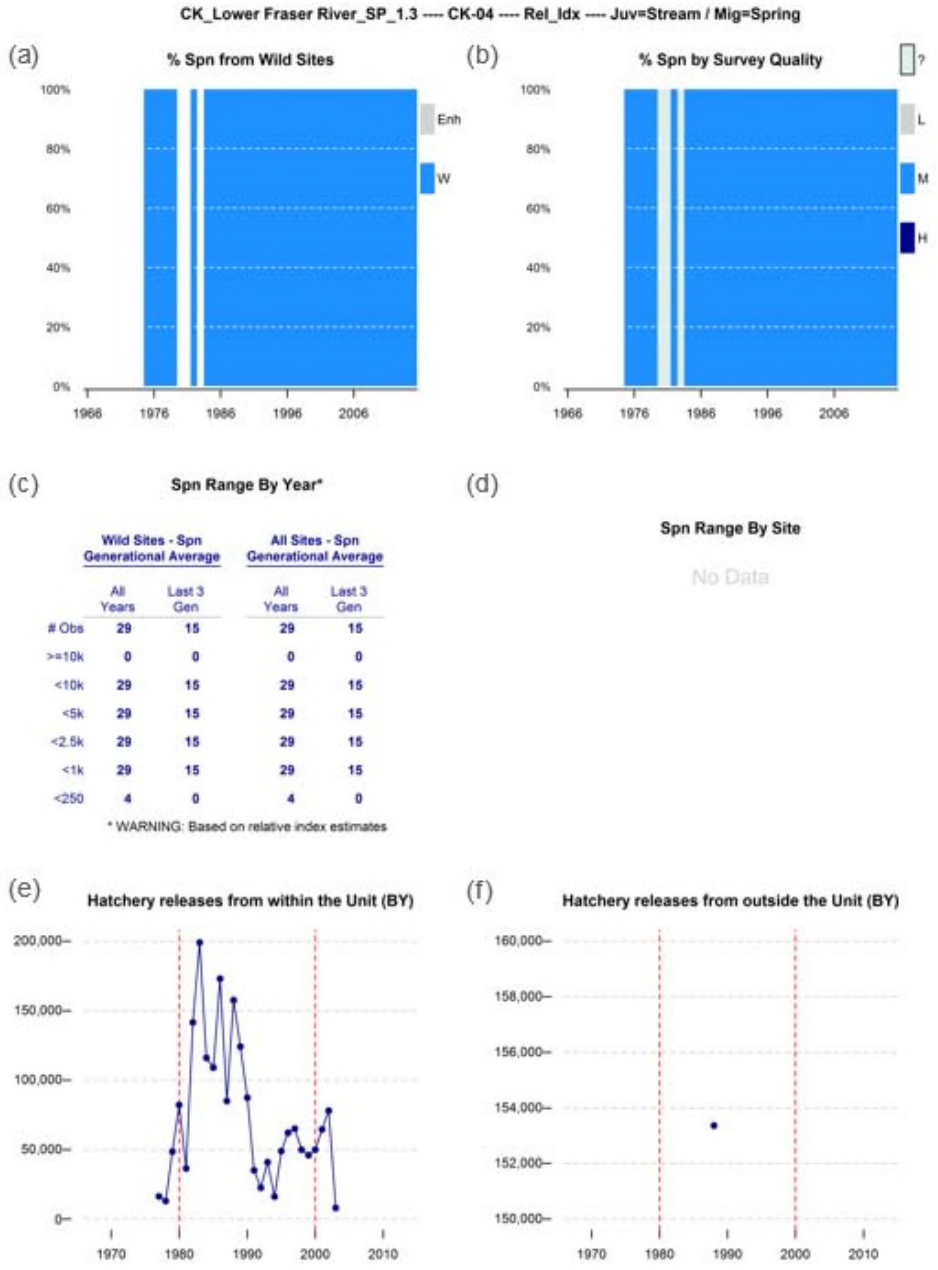
Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (11,9 %), l'aménagement urbain représentant 1,2 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 0,6 %, et l'exploitation minière, 0,06 %. La densité du réseau routier dans l'UD 3 est de 1,0 km/km^2, avec une moyenne de 0,4 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 12,7 % de l'habitat riverain et 10,0 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 0,28 % des peuplements de pins.

Abondance

Aucune estimation de l'abondance absolue n'est accessible pour cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent (figure 41a et figure 41b). À tous les sites d'échantillonnage, les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés, sauf au cours des années 1980, 1981 et 1983, où les efforts d'échantillonnage étaient faibles. Le taux de mise en valeur de cette UD est maintenant faible, ce qui signifie que, aux fins d'évaluation, les données sont incluses dans le flux des données sur les individus sauvages (figure 41a). Vingt-neuf moyennes générationnelles peuvent être calculées au moyen des données de la série chronologique sur l'indice d'abondance relative des individus reproducteurs, et 25 moyennes se situent entre 250 et 1 000 individus. Les 4 moyennes générationnelles restantes indiquent moins de 250 individus (figure 41c)

Le nombre d'individus d'écloserie lâchés a augmenté de 1980 à 1990, atteignant un maximum d'environ 240 000 en 1983 (figure 41e). Après 1990, le nombre d'individus d'écloserie lâchés s'est stabilisé à environ 50 000, et la dernière mention de lâchers connue a eu lieu en 2003. Un seul cas de lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'UD a été consigné (figure 41f).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_lower Fraser river_SP= CK_Bas Fraser_SP

CK-04= CK-04

Rel_Idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=Spring= Juv.=fluvial/mig. = printemps

% Spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

% Spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= N^{bre} d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

Figure 41. UD 3 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Fluctuations et tendances

Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié d'environ -16 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 217 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -77 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,38 (tableau 21 figure 42a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ 21 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 60 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -9 %), probabilité nulle de déclin de 30 %.

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 21. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Proba-bilité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Bas Fraser, type fluvial, printemps	4,5	2000-2015	-16	-77,217	0,38	0,2	0,05	16
		1975-2015	21	-9,60	0	0	0	38

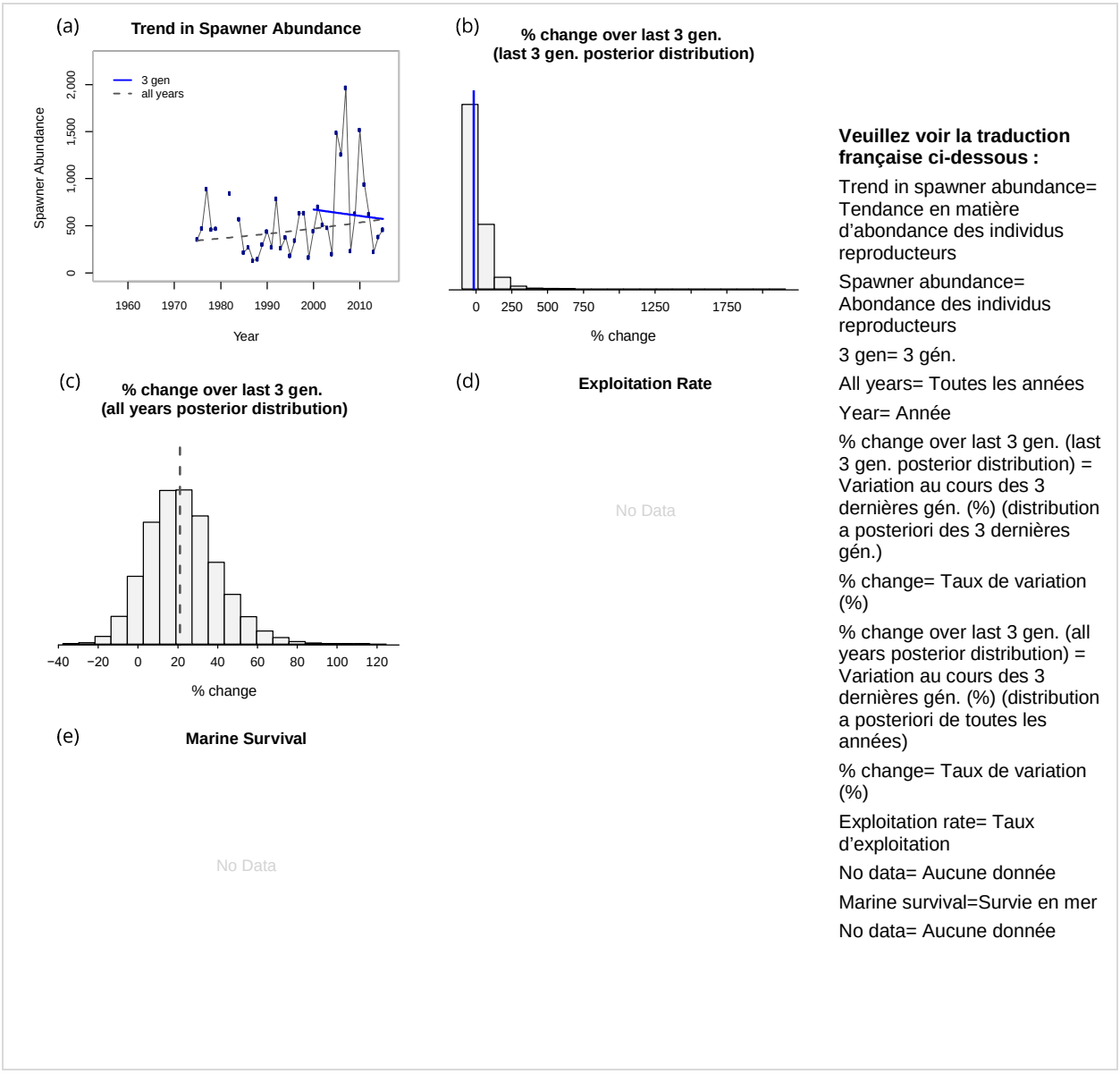


Figure 42. UD 3 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Ce stock migre plus au nord, de sorte que la majorité de la récolte se produit en Alaska. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace.

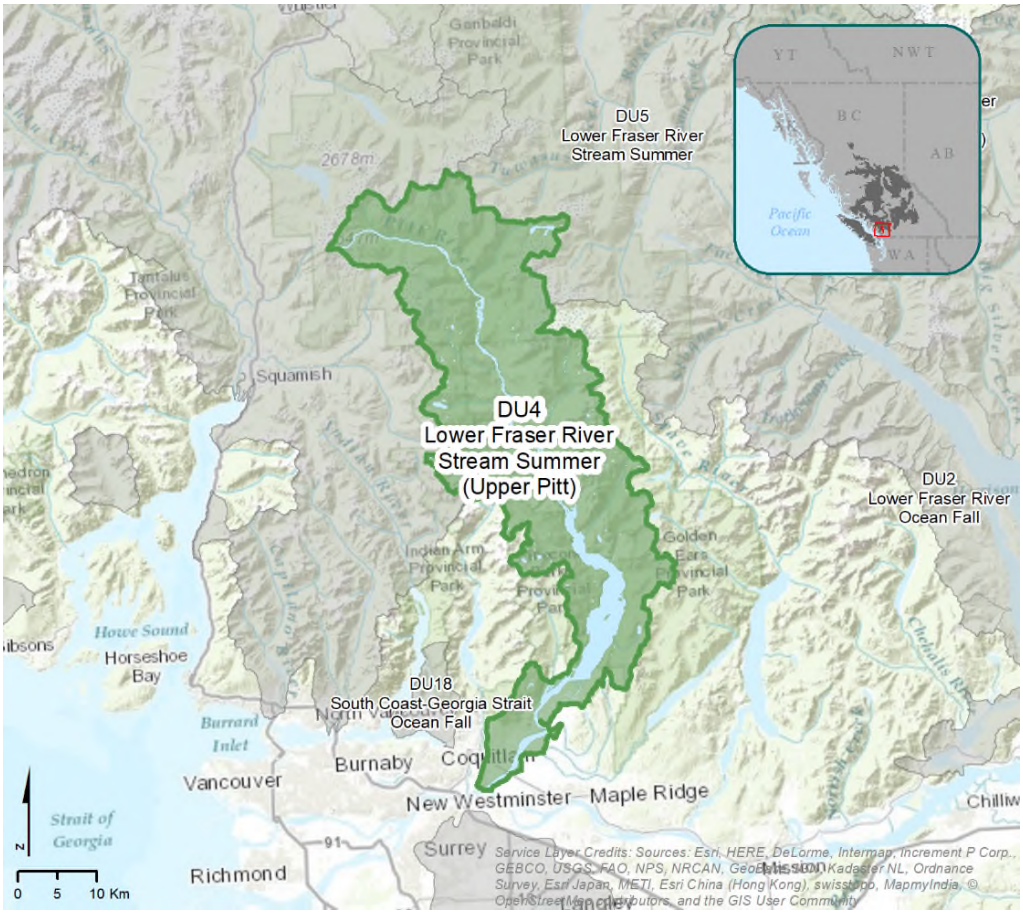
Unité désignable 4 : population du bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	LFR+GStr/fluvial/été – haute Pitt
Zone adaptative conjointe (ZAC)	LFR+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

DU4 lower Fraser river stream summer (upper pitt) = UD 4 – Bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt

DU2 lower Fraser river ocean fall= UD 2 – Bas Fraser, type océanique, automne

DU18 south coast-Georgia strait ocean fall= UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne

Horseshoe bay= Horseshoe Bay

Howe sound= Baie Howe

Burrard inlet= Baie Burrard

Strait of Georgia = Détroit de Georgia

Vancouver= Vancouver

Burnaby= Burnaby

Coquitlam= Coquitlam

Richmond= Richmond

New Westminster= New Westminster

Maple Ridge= Maple Ridge

Golden ears provincial park= Parc provincial Golden Ears

Indian arm provincial park= Parc provincial Indian Arm

Tantalus provincial park= Parc provincial Tantalus

Squamish= Squamish

Garibaldi provincial park= Parc provincial Garibaldi

DU5 lower Fraser River stream summer= UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été

Figure 43. Carte de l'UD 4 – Bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt.

Cette UD s'étend le long de la rivière Pitt, du mont Carr, au nord (lat. 49,64, long. 122,68), au confluent avec le Fraser, au sud (lat. 49,23, long. 122,77). La limite la plus à l'est se trouve au ruisseau Vickers (lat. 49,47, long. 122,43), et la limite la plus à l'ouest se trouve au ruisseau Homer (lat. 49,85, long. 123,00). Le centre de l'UD se trouve à lat. 49,64, long. 122,68, et la superficie totale de l'UD est de 1 217,71 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 191 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 95 km, soit 0,94 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

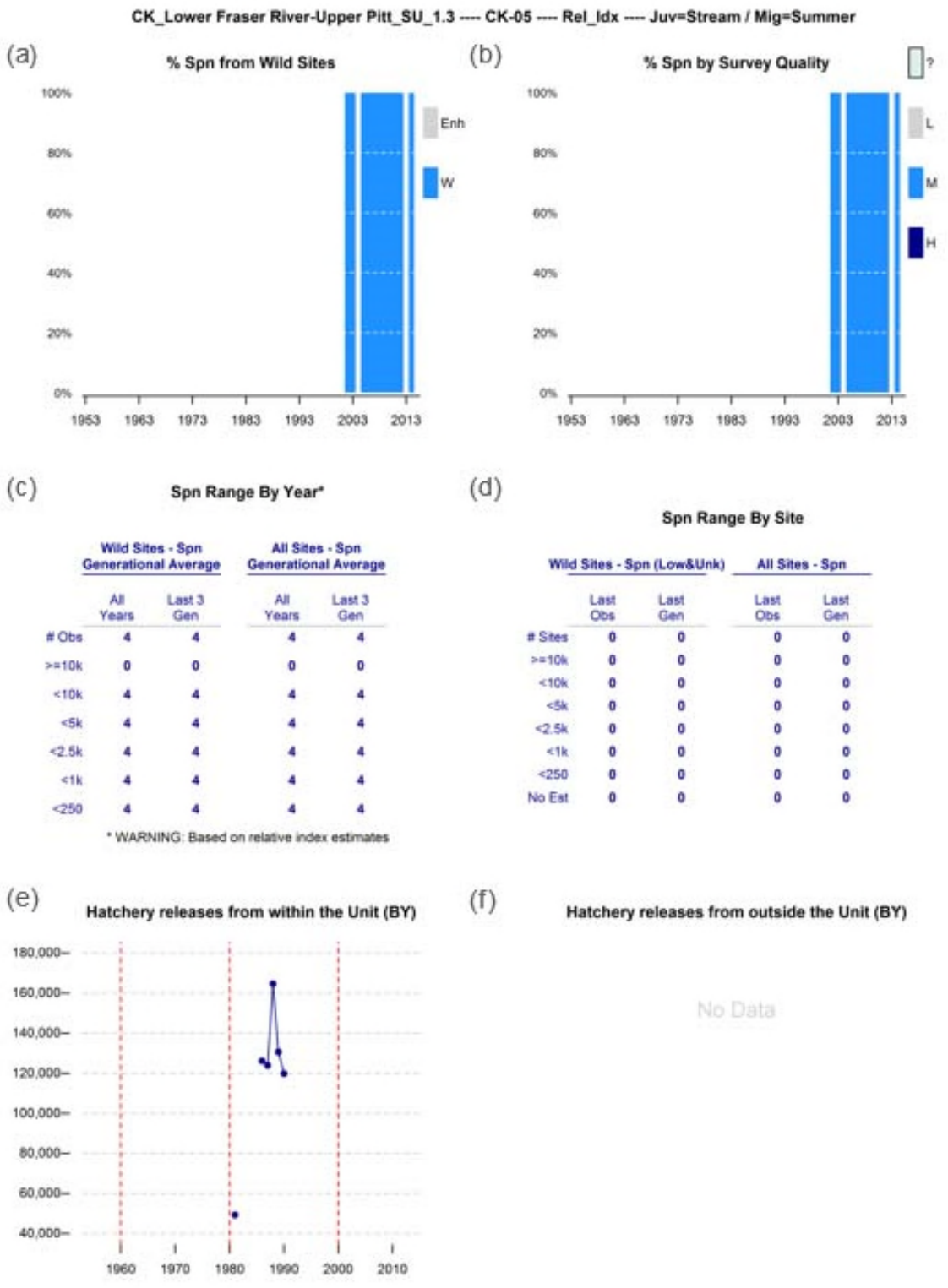
Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (10,6 %), l'aménagement urbain représentant 2,3 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 2,7 %, et l'exploitation minière, 0,06 %. La densité du réseau routier dans l'UD 4 est de 1,0 km/km^2, avec une moyenne de 0,2 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 11,0 % de l'habitat riverain et 5,5 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa n'afflige aucun peuplement de pins.

Abondance

Aucune estimation de l'abondance absolue n'est accessible pour cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Tous les individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés (figure 44b). Quatre moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données de la série chronologique sur l'indice d'abondance relative des individus reproducteurs, et toutes les moyennes indiquent moins de 250 individus reproducteurs (figure 44c).

Pendant les années d'échantillonnage, tous les individus reproducteurs provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 44a). Au cours des années 1980, le nombre d'individus d'écloserie lâchés variait entre 40 000 et 160 000, et, depuis 1990, il n'y a eu aucune autre mention de lâchers (figure 44e).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_lower Fraser river-upper pitt_SU= CK_Bas Fraser – haute Pitt_SU

CK-05= CK-05

Rel_Idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=summer= Juv.=fluvial/mig.=été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (Low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – Spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 44. UD 4 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

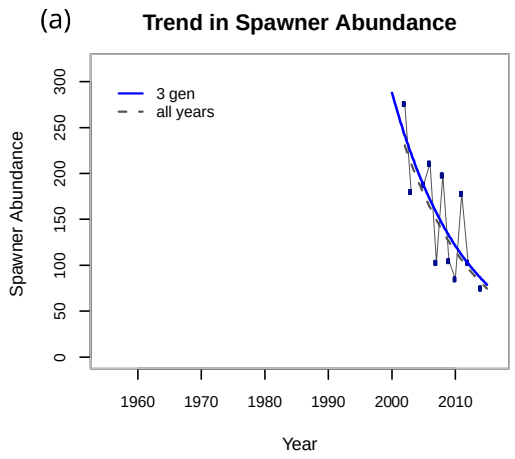
Fluctuations et tendances

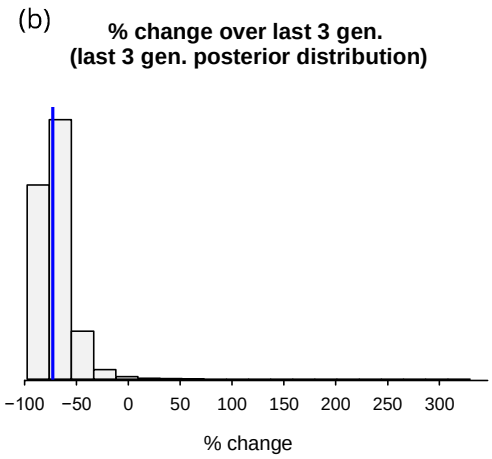
Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -73 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -32 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -89 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,98 (tableau 22, figure 45a,b). Il est à noter qu'à la figure 45a la tendance des données n'est pas nécessairement représentative de l'UD entière puisqu'il s'agit d'un relevé effectué dans un seul affluent d'une population fluviale glaciaire. On ignore si les individus reproducteurs de l'affluent représentent une fraction qui reflète la population totale.

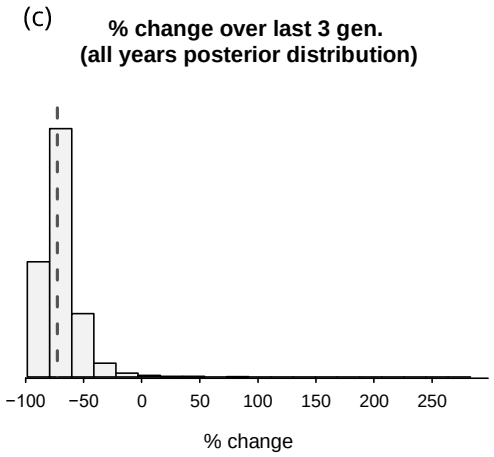
Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

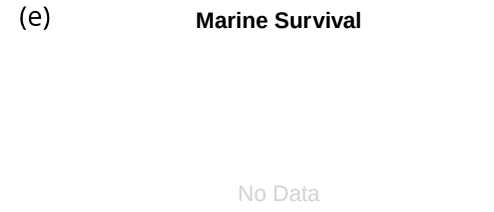
Tableau 22. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Proba-bilité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt	4,5	2002-2014	-73	-89,-32	0,98	0,92	0,60	11
		Comme ci-dessus						









Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Années

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

Figure 45.UD 4 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace à l'aide du calculateur de menaces de l'UICN. L'aire de répartition océanique de la population de cette UD serait plus au nord et, par conséquent, il est probable que la récolte se produise principalement en Alaska. Toutefois, en raison d'une période de montaison tardive par rapport à l'UD 3, il se peut qu'il y ait une certaine récolte dans le détroit de Georgia.

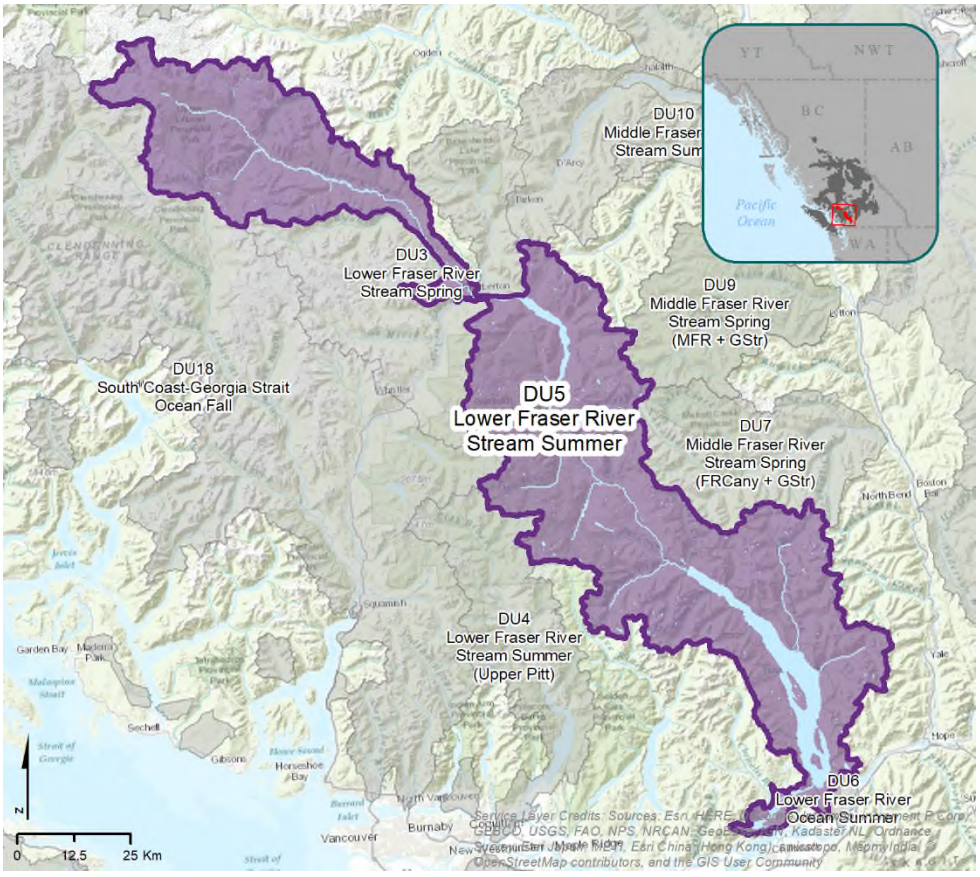
Unité désignable 5 : population du bas Fraser, type fluvial, été (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	LFR+GStr/fluvial/été
Zone adaptative conjointe (ZAC)	LFR+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU10 middle Fraser stream summer= UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alberta

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

DU3 lower Fraser river stream spring= UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

DU5 lower fraser river stream summer= UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été

DU7 middle Fraser river stream spring (FRCany+GStr) = UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)

DU18 south coast-Georgia Strait Ocean fall= UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne

DU4 lower Fraser river stream summer (upper pitt) = UD 4 – Bas Fraser, type fluvial, été – haute Pitt

DU6 lower Fraser river ocean summer= D 6 – Bas Fraser, type océanique, été

Figure 46. Carte de l'UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été.

Cette UD est formée de deux parties qui s'étendent des eaux d'amont de la rivière Lillooet, au nord (lat. 50,83, long. 123,76), jusqu'au confluent de la rivière Harrison et du Fraser, au sud (lat. 49,21, long. 121,94). La limite la plus à l'ouest se trouve dans la partie septentrionale, le long du ruisseau Meager, et s'étend vers le sud le long de la montagne Sirenia (lat. 50,61, long. 123,77), et la limite la plus à l'est se trouve dans la partie méridionale, à l'est du lac Harrison (lat. 49,57, long. 121,54). Le centre de l'UD se trouve à lat. 49,70, long. 122,13, et la superficie totale de l'UD est de 5 929,21 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 645 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 323 km, soit 3,21 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

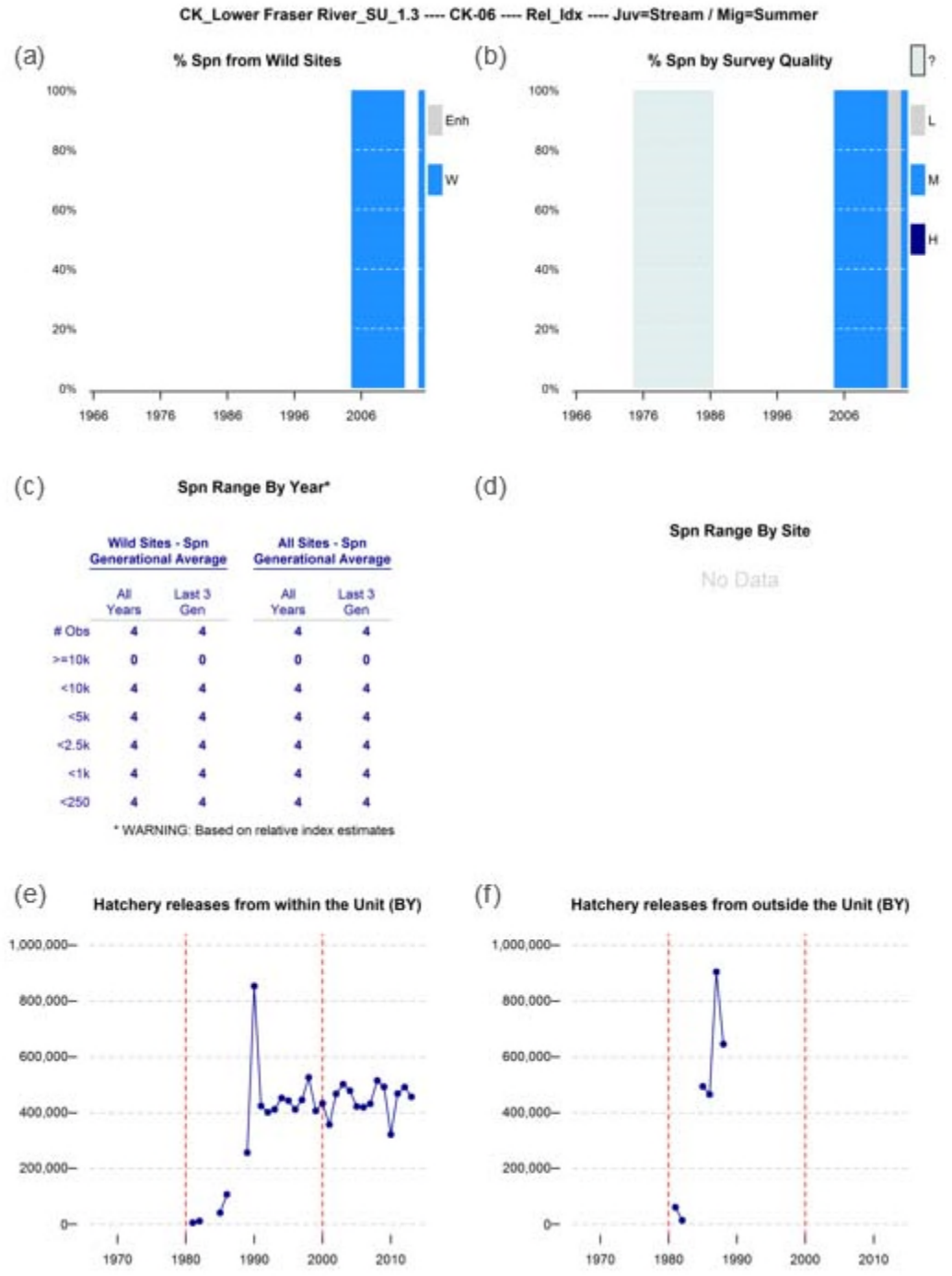
Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (10,0 %), l'aménagement urbain représentant 0,09 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 1,2 %, et l'exploitation minière, 0,02 %. La densité du réseau routier dans l'UD 5 est de 1,0 km/km^2, avec une moyenne de 0,6 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 11,3 % de l'habitat riverain et 8,7 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 0,6 % des peuplements de pins.

Abondance

Aucune estimation de l'abondance absolue n'est accessible pour cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Tous les individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient faibles à modérés (figure 47b). Quatre moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données de la série chronologique sur l'indice d'abondance relative des individus reproducteurs, et toutes les moyennes indiquent moins de 250 individus reproducteurs (figure 47c). Les données de relevés disponibles, bien qu'elles soient considérées comme étant de bonne qualité, reflètent l'abondance relative, et l'on ignore jusqu'à quel point ces données sont représentatives de l'UD entière.

Si l'on suppose que les sites de fraye de l'UD (annexe 2) contiennent un nombre d'individus semblable à celui de la population étudiée, le nombre d'individus matures restants pourrait être inférieur à 1 000. Toutefois, cette hypothèse ne peut pas être confirmée.

Pendant les années d’échantillonnage, tous les individus matures provenaient de cours d’eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 47a). Au cours des années 1980, des individus d’écloserie de l’intérieur et de l’extérieur de l’UD ont été lâchés de façon intermittente. Après 1990, le nombre d’individus d’écloserie lâchés se situait en moyenne autour de 450 000 (figure 47e). Le dernier lâcher d’écloseries connu a eu lieu en 2013. Cependant, le MPO souligne que des saumons chinooks d’été sont lâchés annuellement dans la rivière Chehalis et dans la rivière Chilliwack, qui ne fait présentement pas partie de l’UD (Bailey, comm. pers., 2018).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_lower Fraser river_SU= CK_Bas Fraser_SU

CK-06= CK-06

Rel_IDx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=summer= Juv.=fluvial/mig.=été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

% spn by survey quality = Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= N^{bre} d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

Figure 47. UD 5 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Fluctuations et tendances

Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -36 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 1 689 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -98 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,52 (tableau 23, figure 48a,b).

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 23. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Proba-bilité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Bas Fraser, type fluvial, été	4,5	2005-2015	-36	-98,1 689	0,52	0,43	0,30	9
		Comme ci-dessus						

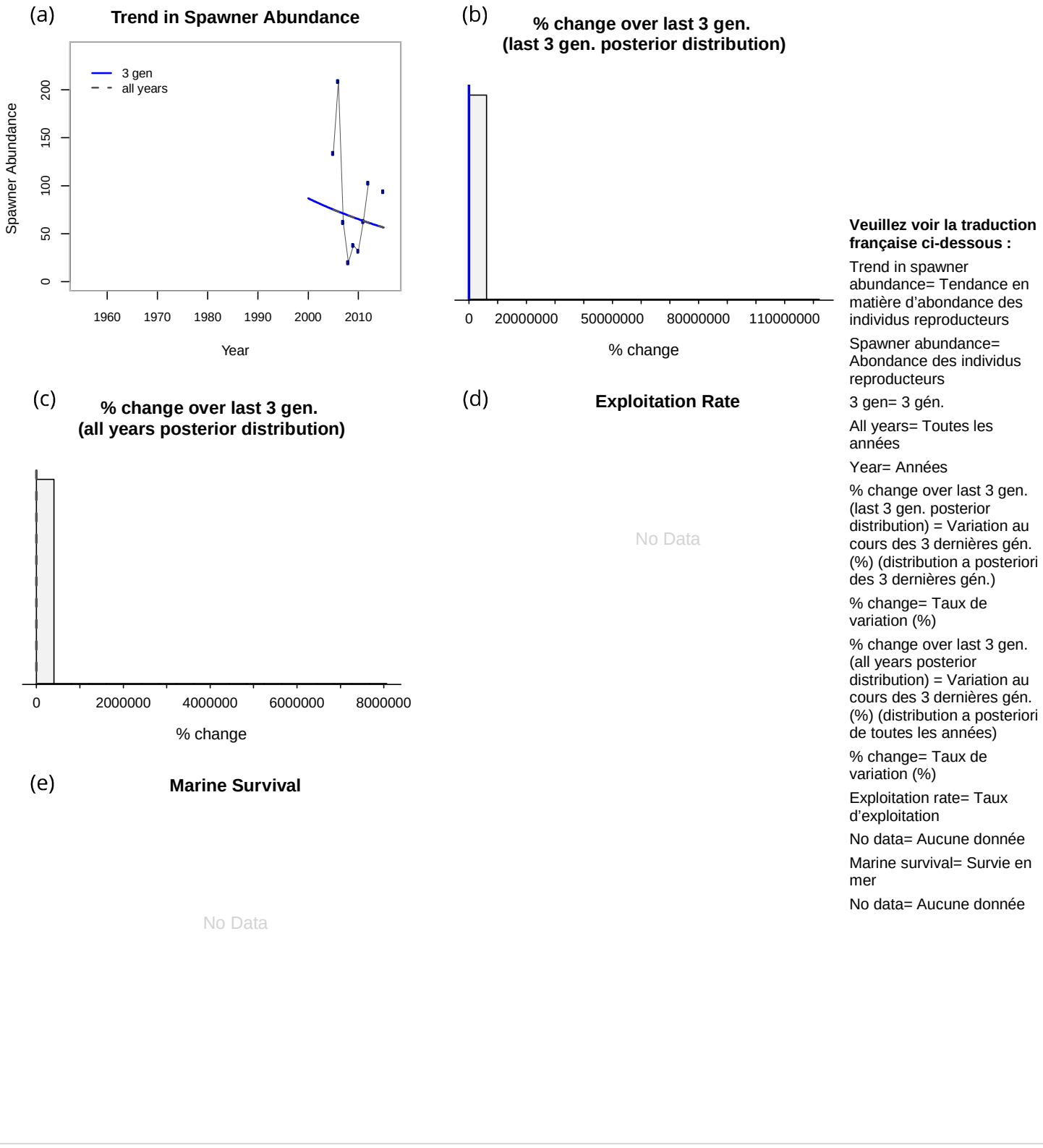


Figure 48. UD 5 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace à l'aide du calculateur de menaces de l'UICN. Cette UD est continuellement mise en valeur par des lâchers de saumons chinooks d'été dans les rivières Chehalis et Chilliwack. La canalisation et l'endiguement de la rivière Lillooet, en amont du lac Lillooet, ont un impact important sur l'habitat dans cette UD. Des activités de dragage ont lieu à la décharge du lac Lillooet et le niveau du lac est abaissé. Les activités de dragage causent probablement la perte d'habitat de fraye privilégié par les poissons, car la décharge du lac est formée à partir de moraines terminales glaciaires (Bailey, comm. pers., 2018).

Unité désignable 6 : population du bas Fraser, type océanique, été (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 49. Carte de l'UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été.

Figure 50. UD 6 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Tableau 24. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 51. UD 6 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

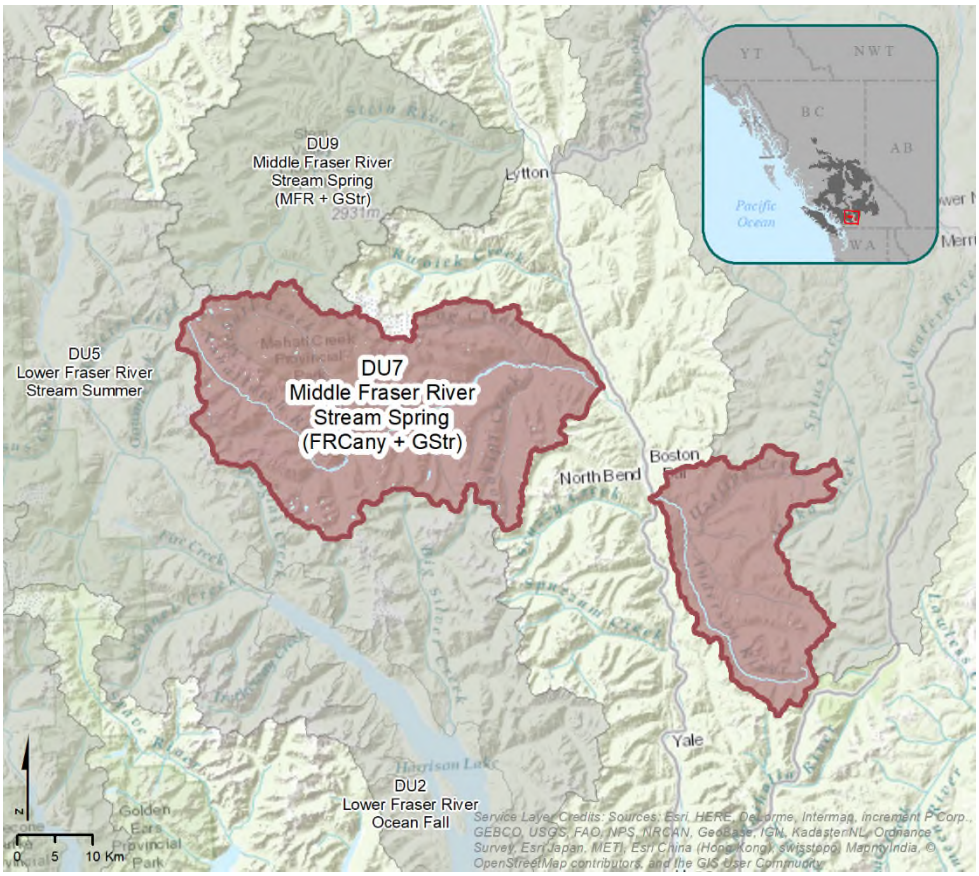
Unité désignable 7 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr) (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	FRCany+GStr/fluvial/printemps
Zone adaptative conjointe (ZAC)	FRCany+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Printemps

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison au printemps.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

Zone d'occurrence et zone d'occupation



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

Lytton= Lytton

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

DU5 lower Fraser river stream summer= UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été

DU7 middle Fraser river stream spring (FRCany+GStr) = UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)

Mehatl creek provincial park= Parc provincial Mehatl Creek

North bend= North Bend

Boston= Boston

Yale= Yale

DU2 lower Fraser river ocean fall= UD 2 – Bas Fraser, type océanique, automne

Golden ears provincial park= Parc provincial Golden Ears

Figure 52. Carte UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps.

Cette UD est formée de deux parties géographiquement distinctes. Elle s'étend d'une crête montagneuse près du lac Haynon, au nord (lat. 50,12, long. 122,07), jusqu'au sud-est de la rivière Anderson (lat. 49,57, long. 121,23). La limite la plus à l'ouest se trouve à la rivière Nahatlatch (lat. 49,96, long. 122,28), et la limite la plus à l'est se trouve à la rivière Anderson (lat. 48,86, long. 121,09). Le centre de l'UD se trouve à lat. 49,91, long. 121,48, et la superficie totale de l'UD est de 1 705,57 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 103 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 52 km, soit 0,52 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (2,7 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 0,03 % de la superficie de l'UD. La densité du réseau routier dans l'UD 7 est de 0,3 km/km^2, avec une moyenne de 0,4 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 2,9 % de l'habitat riverain et 2,7 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 2,0 % des peuplements de pins. Il n'y a ni aménagement urbain ni exploitation minière à l'intérieur des limites de l'UD.

Abondance

Les estimations des relevés annuels pour cette espèce sauvage sont disponibles pour la période de 2009 à 2017, et varient de 2 à 65. Même si ces estimations sont des indices, on ne s'attend pas à ce que la hausse des indices signifie une augmentation de la taille de la population; le nombre d'individus matures ne devrait pas dépasser 250.

Fluctuations et tendances

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace. La réalisation d'une évaluation au moyen du calculateur de menaces de l'UICN pour cette UD est considérée comme une priorité élevée.

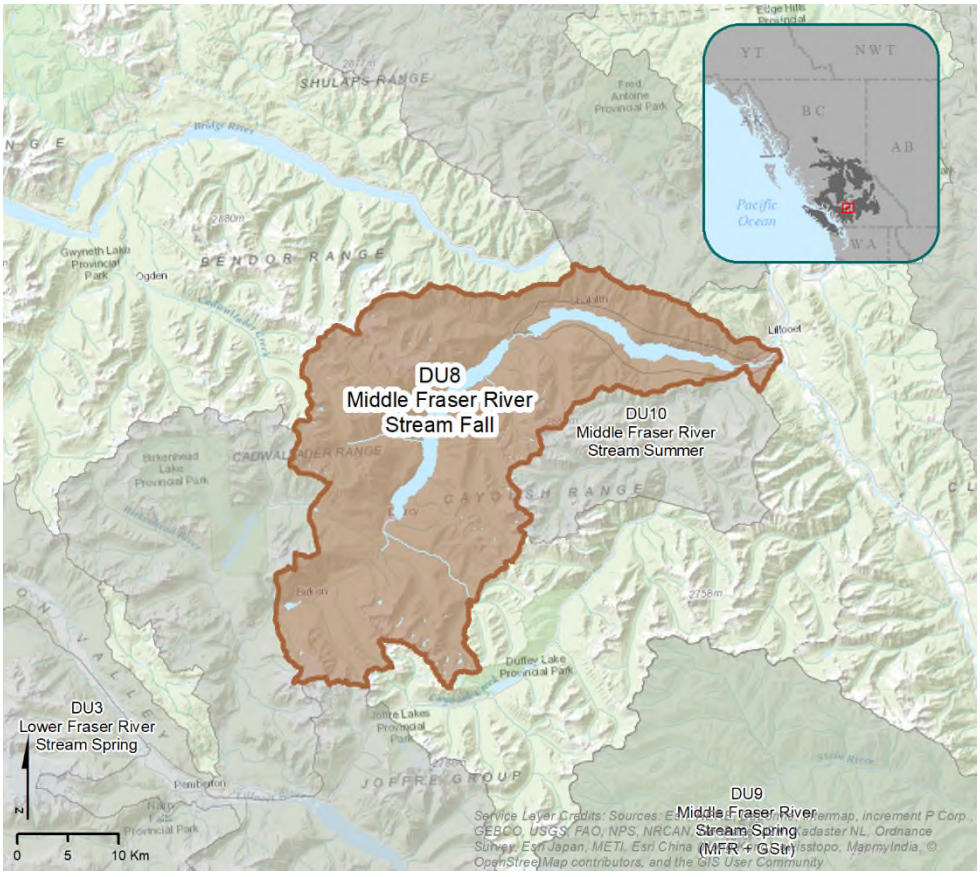
Unité désignable 8 : population du moyen Fraser, type fluvial, automne (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	MFR+GStr/fluvial/automne
Zone adaptative conjointe (ZAC)	MFR+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de remonte	Automne

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en automne.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU8 middle Fraser river stream fall= UD 8 – Moyen Fraser, type fluvial, automne

DU10 middle Fraser river stream summer= UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été

YT= Yn

NWT= T.-N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

DU3 lower Fraser river stream spring= UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

Figure 53. Carte de l'UD 8 – Moyen Fraser, type fluvial, automne.

Cette UD s'étend du côté nord du ruisseau Whitecap (lat. 50,75, long. 122,47), le long des lacs Seton et Anderson, jusqu'au ruisseau Haylmore, au sud (lat. 50,41, long. 122,40). La limite la plus à l'ouest de cette UD se trouve au ruisseau McGillivray (lat. 50,61, long. 122,62), et la limite la plus à l'est se trouve au confluent de la rivière Seton et du Fraser (lat. 50,67, long. 121,92). Le centre de l'UD se trouve à lat. 50,71, long. 122,27, et la superficie totale de l'UD est de 981,85 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 63 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 32 km, soit 0,32 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

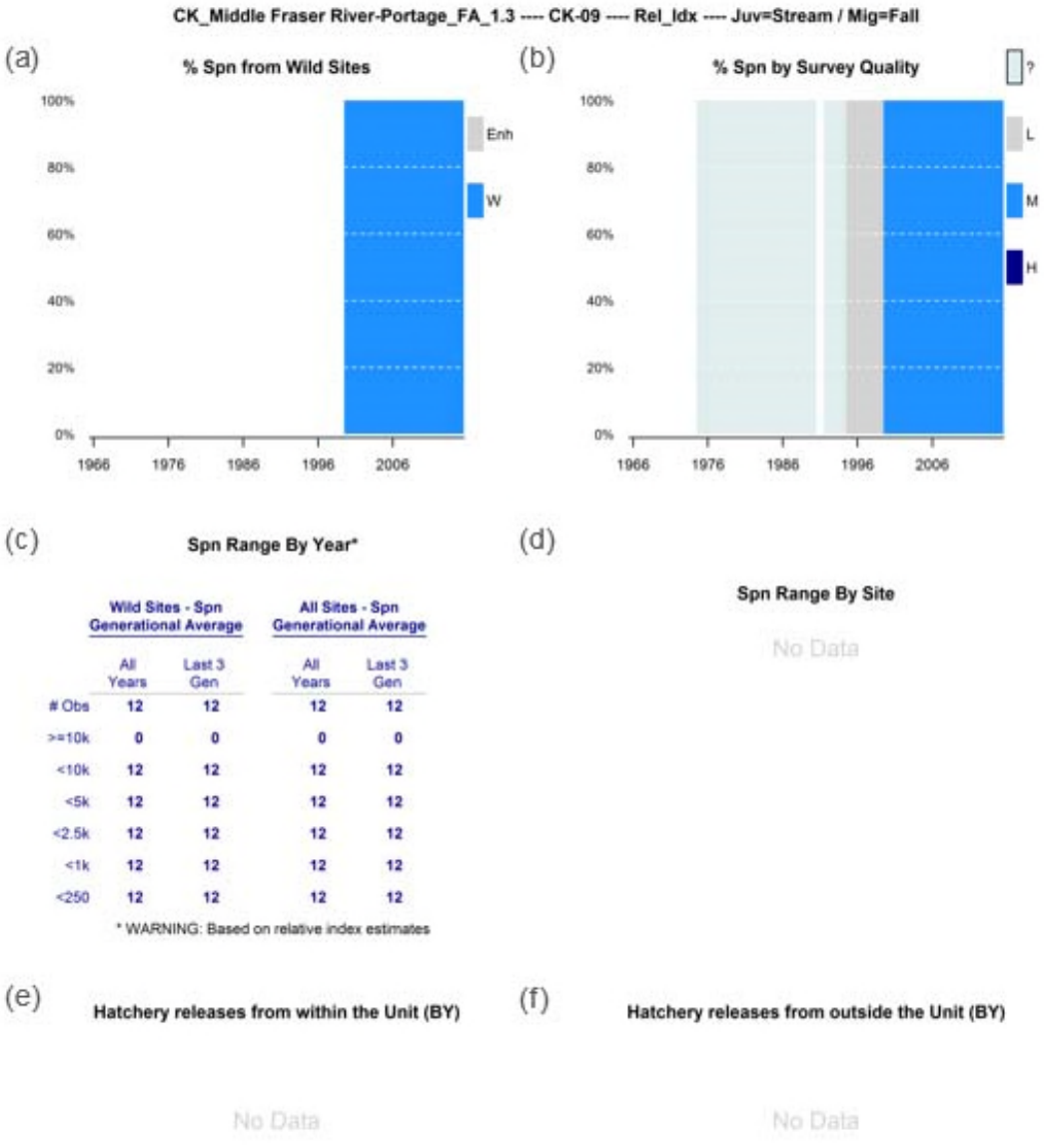
Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (5,0 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 0,1 % de la superficie de l'UD, et l'aménagement urbain, 0,9 %. La densité du réseau routier dans l'UD 8 est de 0,6 km/km^2, avec une moyenne de 0,5 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 4,5 % de l'habitat riverain et 4,1 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 3,0 % des peuplements de pins. Il n'y a aucune exploitation minière à l'intérieur des limites de l'UD. Le barrage Seton, qui se trouve dans cette UD, a entraîné une dégradation de l'habitat en aval du barrage (BC Hydro, 2011a).

Abondance

Aucune estimation de l'abondance absolue n'est accessible pour cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Tous les individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient faibles à modérés ou inconnus (figure 54b). Douze moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données de la série chronologique sur l'indice d'abondance relative des individus reproducteurs, et toutes les moyennes indiquent moins de 250 individus reproducteurs (figure 54c).

Bien que les données sur l'abondance soient des indices, les spécialistes sont d'avis que les sous-estimations ne dépassent probablement pas 50 %. Pendant les années d'échantillonnage , tous les individus matures provenaient d'un seul cours d'eau (ruisseau Portage), qui présentait des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 54a). Il n'y a aucune mention concernant les lâchers d'écloseries.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_middle Fraser River – portage_FA= CK_Moyen Fraser – Portage_FA

CK_09= CK_09

Rel_Idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=fall= Juv.=fluvial/mig.=automne

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= N^{bre} d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 54. UD 8 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

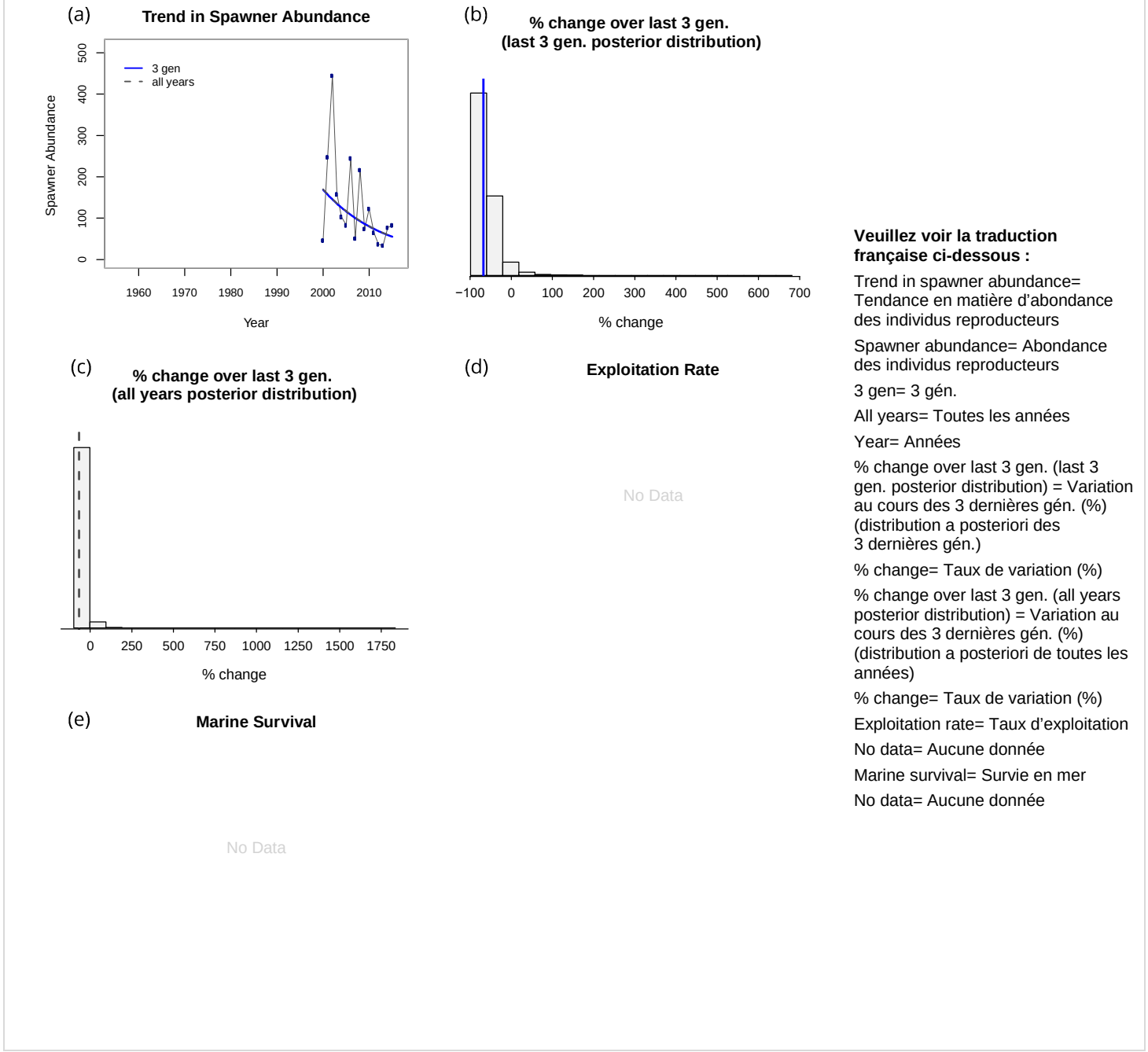
Fluctuations et tendances

Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -67 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 13 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -90 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,90 (tableau 25, figure 54a,b)

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 25. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Moyen Fraser, type fluvial, automne	4,5	2000-2015	-67	-90,13	0,90	0,77	0,44	16
		Comme ci-dessus						



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Années

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 55. UD 8 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace. La réalisation d'une évaluation au moyen du calculateur de menaces de l'UICN pour cette UD est considérée comme une priorité élevée, étant donné que les effectifs des échappées ont commencé à diminuer en 2000 et 2001 et qu'ils sont actuellement très bas (moins de 20 poissons en 2016 et 2017) (Bailey, comm. pers., 2018). Le saumon chinook frayait dans le portage de Seton, mais l'habitat en aval du barrage Seton s'est dégradé et constitue probablement un facteur limitatif (BC Hydro, 2011a). Dans le cours inférieur de la rivière Nahatlatch, qui se trouve dans cette UD, il existe un site minier abandonné, où des stériles ont été rejetés dans le canyon Nahatlatch (Bailey, comm. pers., 2018).

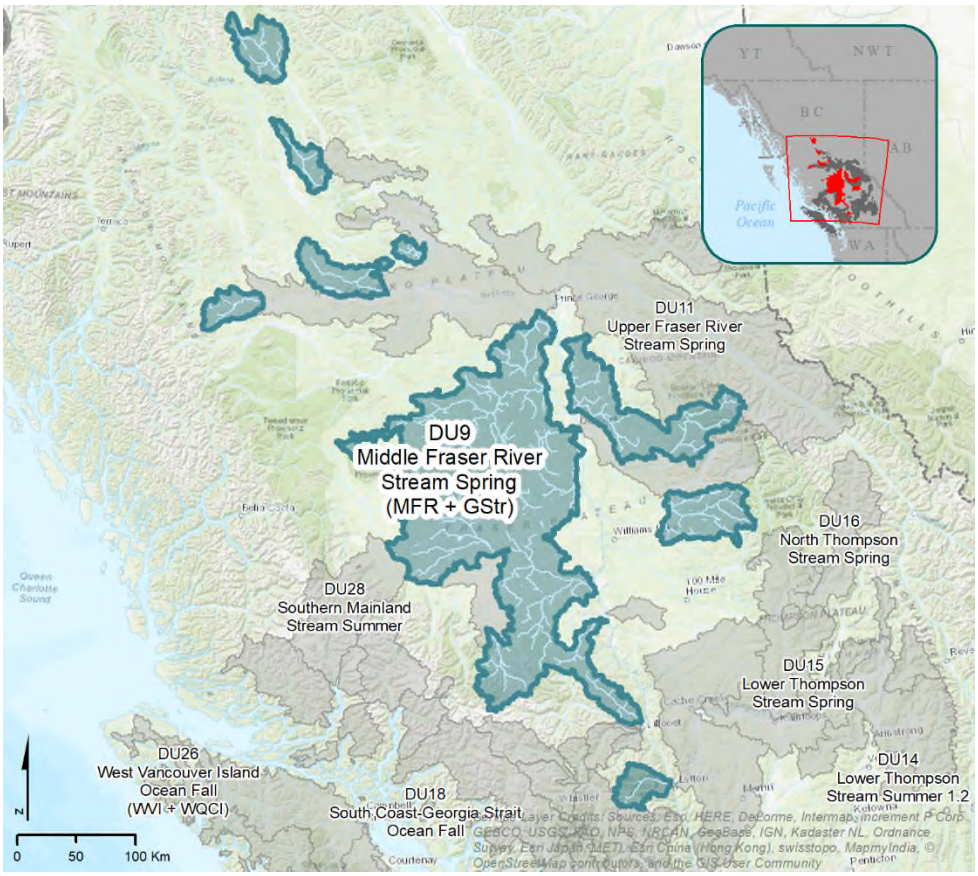
Unité désignable 9 : population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr) (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	MFR+GStr/fluvial/printemps
Zone adaptative conjointe (ZAC)	MFR+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de remonte	Printemps

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison au printemps.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU11 upper Fraser river stream spring= UD 11 – Haut Fraser, type fluvial, printemps

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

DU16 north Thompson stream spring= UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps

DU28 southern mainland stream summer= UD 28 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été

DU15 lower Thompson stream spring= UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps

DU14 lower Thompson stream summer= UD 14 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.2

DU26 West Vancouver Island ocean fall (WVI + WQCI) = UD 26 – Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI+WQCI)

DU18 south coast-Georgia Strait ocean fall= UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne

Figure 56. Carte de l'UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps.

Cette UD, formée de neuf parties séparées, est l'une des plus vastes UD mentionnées dans le présent rapport. L'UD 9 s'étend de la rivière Driftwood, près du lac Bear, au nord (lat. 56,17, long. 126,97), jusqu'à la rivière Stein, près de la montagne Skihist, au sud (lat. 50,12, long. 122,01). L'UD s'étend de la rivière Nadina, à l'ouest (lat. 53,78, long. 127,27), jusqu'à la rivière Cariboo, près du mont Lunn, à l'est (lat. 53,07, long. 120,43). Le centre de l'UD se trouve à lat. 52,72, long. 123,09, et la superficie totale de l'UD est de 47 965,10 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 4 490 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 2 245 km, soit 22,32 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (16,1 %), l'aménagement urbain représentant 0,4 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 2,6 %, et l'exploitation minière, 0,1 %. La densité du réseau routier dans l'UD 9 est de 1,2 km/km^2, avec une moyenne de 0,5 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 13,5 % de l'habitat riverain et 13,0 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 24,6 % des peuplements de pins.

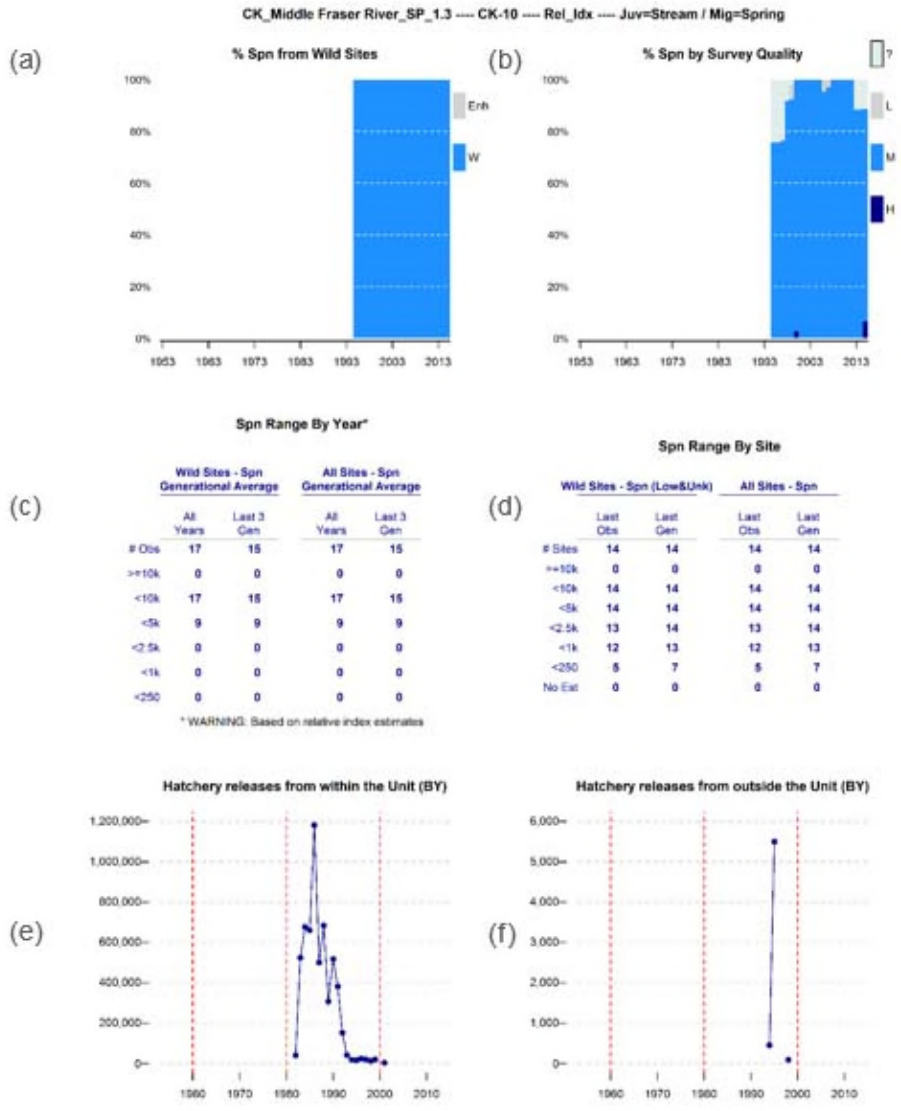
Les installations hydroélectriques confinent les saumons chinooks dans le cours inférieur de la rivière Bridge. Avant l'installation du barrage Mission à la décharge du lac Carpenter, le saumon chinook occupait le cours moyen de la rivière Bridge et ses affluents, les ruisseaux Ferguson et Tyaughton, où les estimations du nombre d'individus reproducteurs étaient de 1 à 300, de 300 et de 2 000, respectivement (BC Hydro, 2011a). À l'heure actuelle, la fraye se produit seulement dans les zones en aval du barrage Terzaghi (Komori, 1997). Le nombre d'individus reproducteurs dans la rivière Yalakom a diminué, tandis qu'il a augmenté dans la rivière Bridge : en comparant les périodes 1969-1980 et 1981-1992, on constate que le nombre moyen d'individus reproducteurs est passé de 136 à 23 dans la rivière Yalakom et de 125 à 529 dans la rivière Bridge (Komori, 1997).

Abondance

Pour la plupart des années, il n'y a aucune estimation de l'abondance absolue accessible liée à cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Dix-sept moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des estimations de la série chronologique sur l'indice d'abondance relative, et 8 moyennes se situent entre 5 000 et 10 000 individus reproducteurs. Les 9 moyennes générationnelles restantes indiquent moins de 5 000 individus reproducteurs (figure 57c).

La plupart des individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés. Toutefois, en 2000 et en 2015, un petit pourcentage d'individus reproducteurs provenait de sites d'échantillonnage où la qualité des données était élevée (c.-à-d. estimations de l'abondance absolue) (figure 57b). Quatorze sites ont fourni des données qui ont permis de calculer dix-sept moyennes générationnelles de l'abondance absolue : les moyennes se situaient entre 2 500 et 5 000 individus reproducteurs dans un site; entre 1 000 et 2 500 individus reproducteurs dans un autre site; entre 250 et 1 000 individus reproducteurs dans sept sites; à moins de 250 individus reproducteurs dans cinq sites (figure 57d).

Pendant les années d'échantillonnage, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 57a). Cependant, de 1980 à 2000, des poissons d'écloserie ont été lâchés dans l'UD, atteignant un maximum d'environ 1 200 000 en 1986. Le nombre d'individus lâchés entre le milieu des années 1990 et 2001 était très faible (figure 57e). Trois lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'UD ont été consignées avant 2000. Il n'y a eu aucune mention de lâchers d'écloseries après 2001.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_middle Fraser river_SP= CK_Moyen Fraser_SP

CK-10= CK-10

Rel_Idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=spring= Juv.=fluvial/mig.=printemps

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (Low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – Spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

Figure 57. UD 9 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

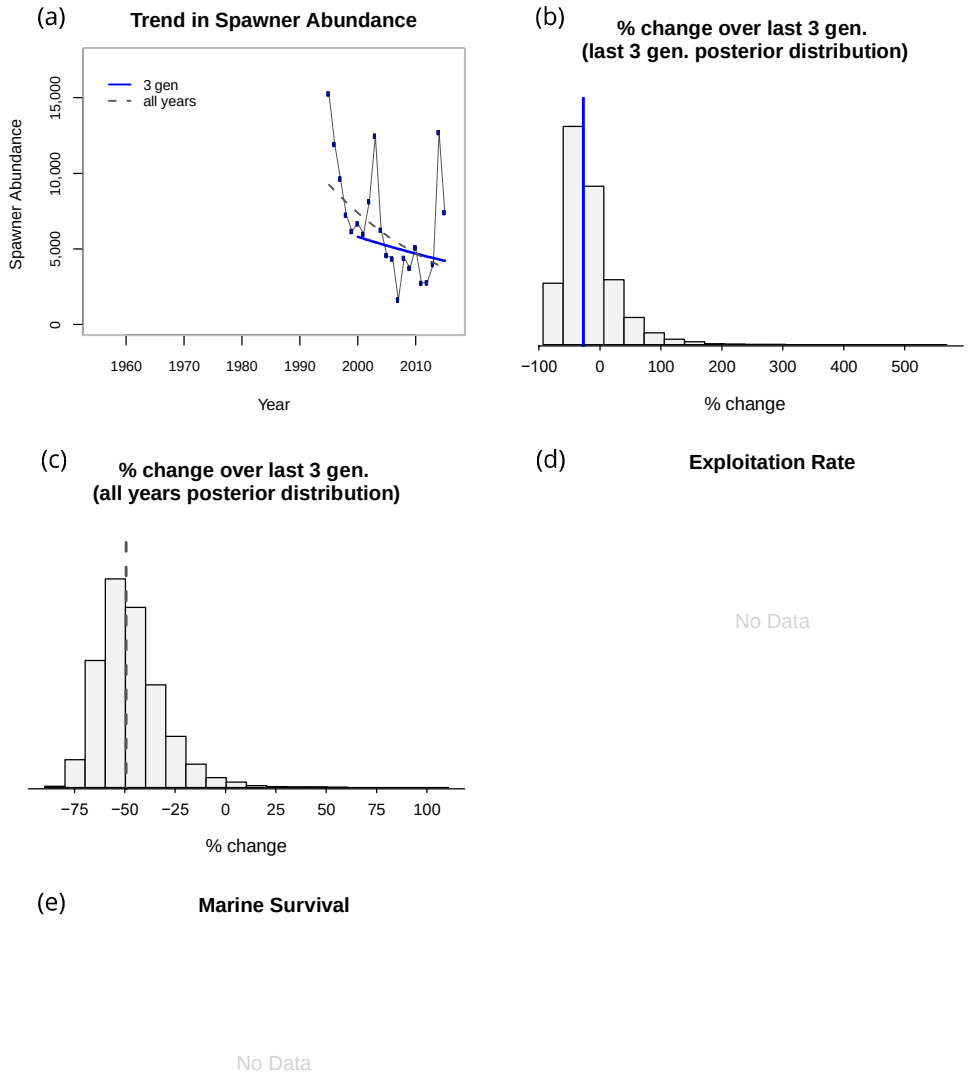
Fluctuations et tendances

Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures aurait varié de -28 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 97 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -73 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,48 (tableau 26, figure 58a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -49 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -9 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -72 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,87 (figure 58c)

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 26. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Moyen Fraser, type fluvial, printemps	4,5	2000-2015	-28	-73,97	0,48	0,22	0,04	16
		1995-2015	-49	-72,-9	0,87	0,47	0,04	21



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Années

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 58. UD 9 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « élevé-moyen » (B-C) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. Les menaces les plus importantes touchant spécifiquement cette UD découlent des modifications de l'écosystème. L'irrigation, l'endiguement et le creusement de fossés dans le bassin du bas Fraser contribuent à la perte de bras morts et de milieux hors chenal. Ces pratiques sont de plus en plus répandues en amont le long du Fraser (Bailey, comm. pers., 2018). De plus, le passage d'une utilisation des terres à des fins agricoles à une utilisation des terres à des fins résidentielles et commerciales entraîne une perte d'habitat de croissance et d'hivernage. L'accumulation de neige et les changements dans les régimes hydrologiques ont également un impact sur cette UD. Plusieurs sites dans la rivière Cottonwood sont touchés par des activités d'exploitation minière en roche dure et d'exploitation de placers ainsi que par la lixiviation de contaminants et le drainage minier acide (Bailey, comm. pers., 2018). Souvent, la pollution aquatique qui s'échappe de ces sites se traduit par la présence d'algues jaune ocre au fond des rivières. Le drainage minier acide constitue une menace élevée qui pourrait avoir des conséquences dévastatrices à long terme sur la communauté aquatique et réduire la capacité productive de ces rivières. L'exploitation des placers se produit également dans la rivière Bridge.

Parmi les menaces moins importantes, on compte les impacts du bétail et de l'équipement agricole dans l'habitat fluvial, les barrages et la gestion de l'eau, les espèces envahissantes, les sécheresses, les températures extrêmes et les taux de récolte. Pour cette UD, une ponte plus importante était généralement observée chez les individus reproducteurs au cours de la période de 2012 à 2015, mais le taux de mortalité en mer était élevé. En plus des épaulards résidents, les phoques et les otaries sont d'importants prédateurs.

En 2005, les taux d'exploitation dans cette UD étaient de 60 %. Les tentatives visant à réduire ce taux à 30 % n'ont pas été entièrement fructueuses : un taux réaliste se situe probablement à 20-40 %.

Les tableaux du calculateur des menaces sont inclus dans le présent rapport (voir annexe 1).

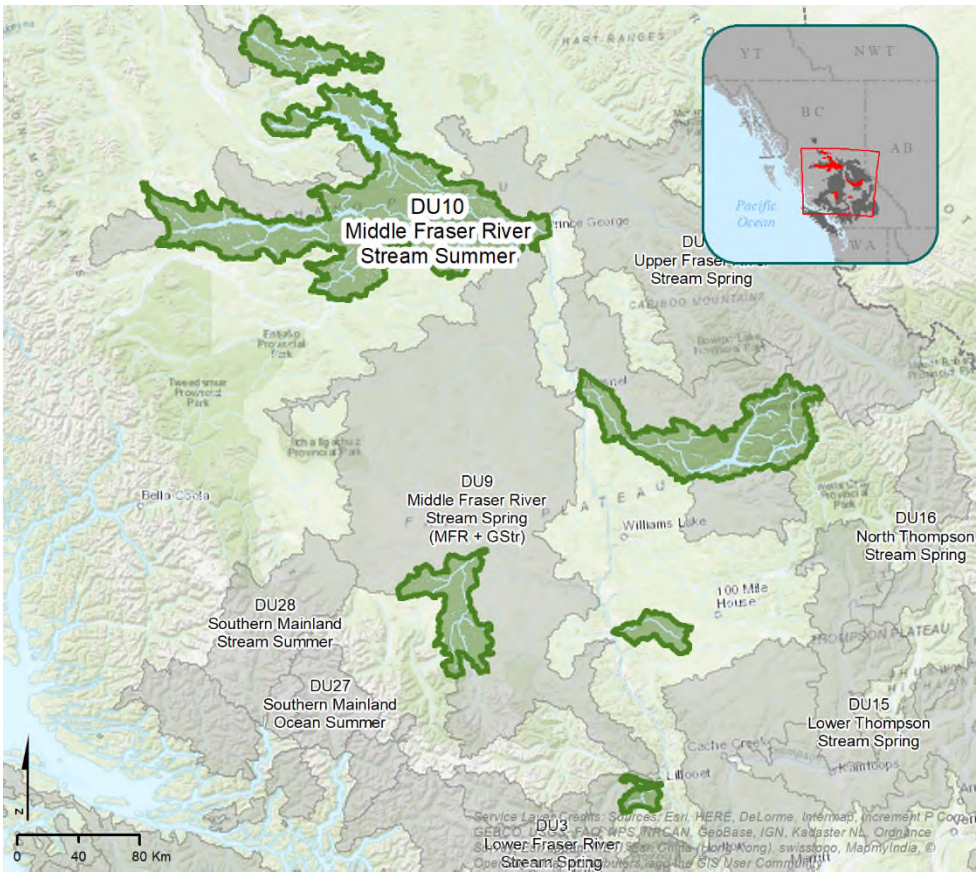
Unité désignable 10 : population du moyen Fraser, type fluvial, été (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	MFR+GStr/fluvial/été
Zone adaptative conjointe (ZAC)	MFR+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de remonte	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU10 middle Fraser river stream summer= UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été

DU upper Fraser river stream spring= UD – Haut Fraser, type fluvial, printemps

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

DU16 north Thompson stream spring= UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps

DU15 lower Thompson stream spring= UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps

DU28 southern mainland stream summer= UD 28 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été

DU27 southern mainland ocean summer= UD 27 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été

DU3 lower Fraser river stream spring= UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps

YT= Yn

NWT= T.-N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 59. Carte de l'UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été.

Cette UD est composée de cinq parties géographiquement distinctes qui s'étendent de la rivière Middle, près de la montagne Nesabut, au nord (lat. 55,23, long. 125,58), jusqu'au ruisseau Elkin, au sud (lat. 51,39, long. 123,51). La limite la plus à l'ouest de cette UD se trouve à la rivière Stellako, près du mont Parrott (lat. 54,12, long. 126,71), et la limite la plus à l'est se trouve au ruisseau Niagara, près du mont Sir Wilfrid Laurier (lat. 52,88, long. 120,16). Le centre de l'UD se trouve à lat. 53,50, long. 123,72, et la superficie totale de l'UD est de 22 072,99 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 2 616 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 1 308 km, soit 13 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

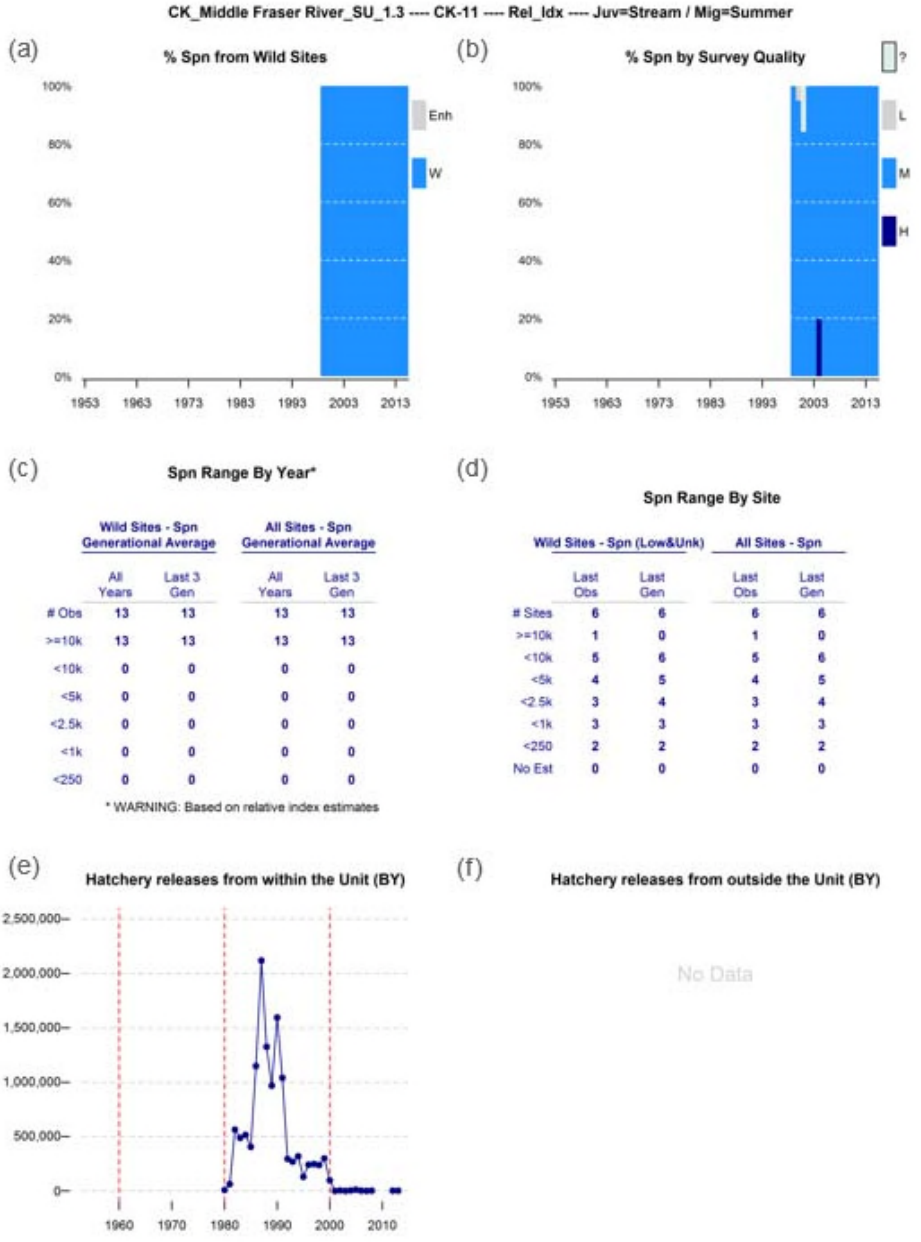
Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (11,6 %), l'aménagement urbain représentant 0,9 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 2,0 %, et l'exploitation minière, 0,1 %. La densité du réseau routier dans l'UD 10 est de 1,0 km/km^2, avec une moyenne de 0,32 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 11,4 % de l'habitat riverain et 8,5 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 21,0 % des peuplements de pins.

Abondance

Pour la plupart des années, il n'y a aucune estimation de l'abondance absolue accessible liée à cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Treize moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données de la série chronologique sur l'indice d'abondance relative des individus reproducteurs, et toutes les moyennes générationnelles indiquent 10 000 individus reproducteurs ou plus (figure 60c). La plupart des individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés. Toutefois, en 2004, environ 20 % des individus reproducteurs provenaient d'un site où la qualité des données était élevée (c.-à-d. estimations de l'abondance absolue) (figure 60b). Six sites ont fourni suffisamment de données sur l'abondance absolue pour calculer treize moyennes générationnelles : un site comptant 10 000 individus reproducteurs ; un site comptant entre 5 000 et 10 000 individus reproducteurs; un site comptant entre 2 500 et 5 000 individus reproducteurs; un site comptant entre 1 000 et 2 500 individus reproducteurs; deux sites comptant moins de 250 individus reproducteurs (figure 60d).

Pendant les années d'échantillonnage, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 60a). Cependant, de 1980 à 2013, des poissons d'écloserie ont été lâchés, atteignant un maximum d'environ 2 200 000, avant de diminuer jusqu'à un très petit nombre d'individus après 2000 (figure 60e).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_middle Fraser river_SU= CK_Moyen Fraser_SU

CK-11= CK-11

Rel_idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=summer= Juv.=fluvial/mig.=été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (Low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – Spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 60. UD 10 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

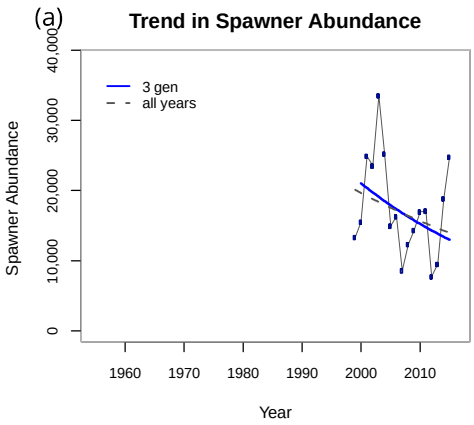
Fluctuations et tendances

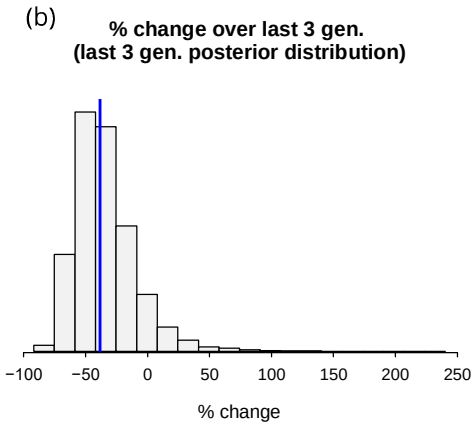
Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié d'environ -38 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 28 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -70 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,64 (tableau 27, figure 61a,b). Selon toute la série chronologique de données (et une année supplémentaire), au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -29 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 39 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -63 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,48 (figure 61c).

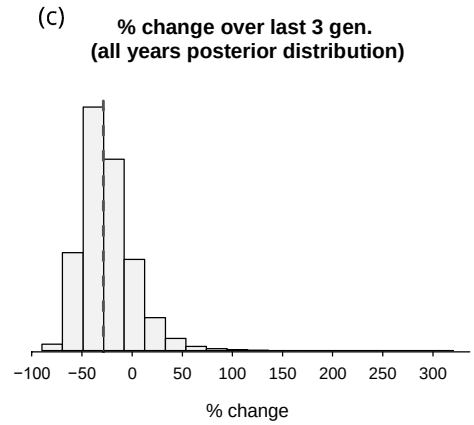
Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 27. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Probabi-lité d'un déclin de 50 %	Probabi-lité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observation s
Moyen Fraser, type fluvial, été	4,5	2000-2015	-38	-70,28	0,64	0,26	0,03	16
		1999-2015	-29	-63,39	0,48	0,14	0,01	17







(d) **Exploitation Rate**

No Data

(e) **Marine Survival**

No Data

Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Années

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 61. UD 10 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace pour cette UD. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont recommandé l'utilisation du calculateur des menaces de l'UD 17 comme indicateur de l'UD 10 (voir tableau 18), mais l'évaluation de l'UD 17 n'a pas été effectuée au cours de l'atelier.

Les connaissances des spécialistes indiquent qu'il y a des activités d'exploitation minière en roche dure et d'exploitation de placers ainsi que du drainage minier acide et de la lixiviation de contaminants à plusieurs localités dans les rivières Quesnel et Cariboo (Bailey, comm. pers., 2018). Souvent, la pollution aquatique qui s'échappe de ces sites se traduit par la présence d'algues jaune ocre au fond des rivières. Le drainage minier acide constitue une menace élevée qui pourrait avoir des conséquences dévastatrices à long terme sur la communauté aquatique et réduire la capacité productive de ces rivières. La catastrophe de la mine du mont Polley en 2014 s'est produite dans l'aire de cette UD. Une brèche dans le bassin de résidus de la mine de cuivre/d'or a provoqué le déversement de boues et d'eau contaminées dans le lac Polley. Le barrage Kenney, qui se trouve en dehors de la limite méridionale de l'aire de cette UD (approximativement à lat. 53,58, long. 124,95), pourrait avoir une incidence sur la température et les débits dans la rivière Nechako, ce qui influerait sur la période de migration des smolts du saumon chinook (Sykes *et al*., 2009).

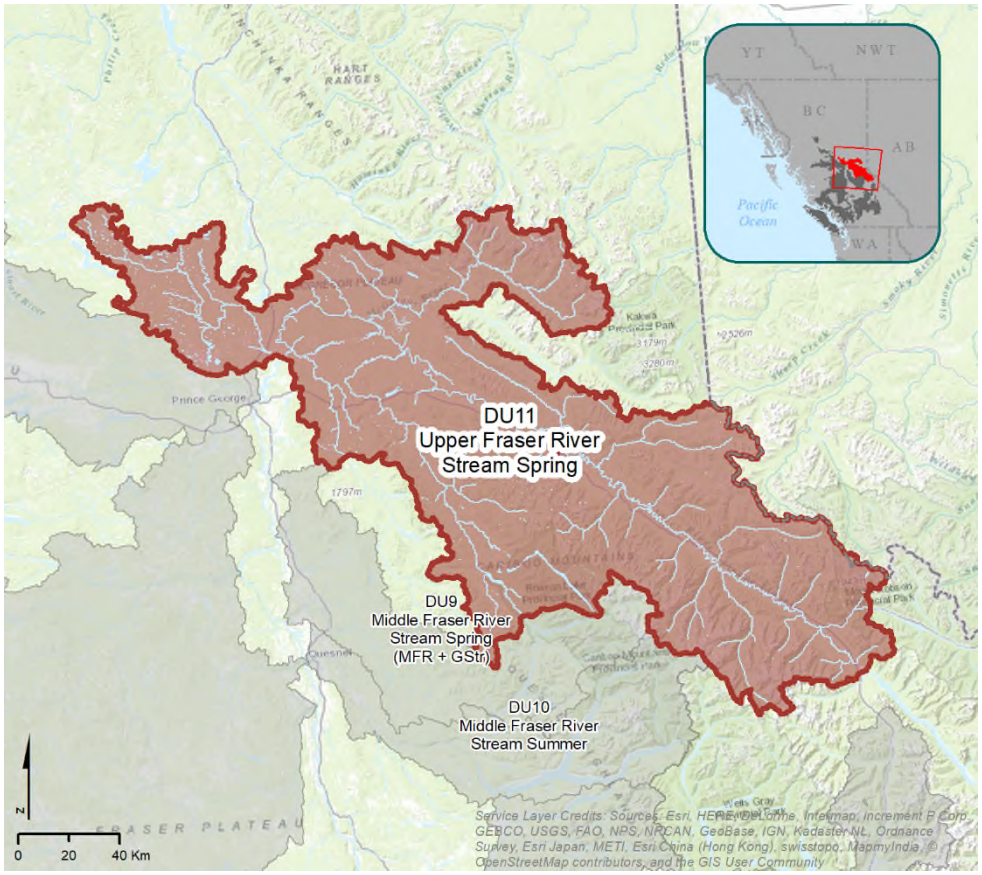
Unité désignable 11 : population du haut Fraser, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	UFR/fluvial/printemps
Zone adaptative conjointe (ZAC)	UFR
Cycle vital	Type fluvial
Période de remonte	Printemps

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison au printemps.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU11 upper Fraser river stream spring= UD 11 – Haut Fraser, type fluvial, printemps

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)

DU10 middle Fraser river stream summer= UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été

YT= Yn

NWT= T.-N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 62. Carte de l'UD 11 – Haut Fraser, type fluvial, printemps.

Cette UD s'étend de la rivière Salmon, près du mont MacKinnon, dans le nord (lat. 54,62, long. 123,69), jusqu'à la rivière Raush, au mont Sir Wilfrid Laurier, dans le sud (lat. 52,69, long. 119,73). La limite la plus à l'est se trouve à la rivière Holmes, le long du mont Robson (lat. 53,36, long. 119,41), et la limite la plus à l'ouest se trouve aussi dans le nord, près de la rivière Salmon. Plus au sud, cette UD s'étend vers l'ouest près du mont Burdett (lat. 52,98, long. 121,51). Le centre de l'UD se trouve à lat. 53,67, long. 120,91, et la superficie totale de l'UD est de 24 431,59 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 4 065 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 2 033 km, soit 20,21 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

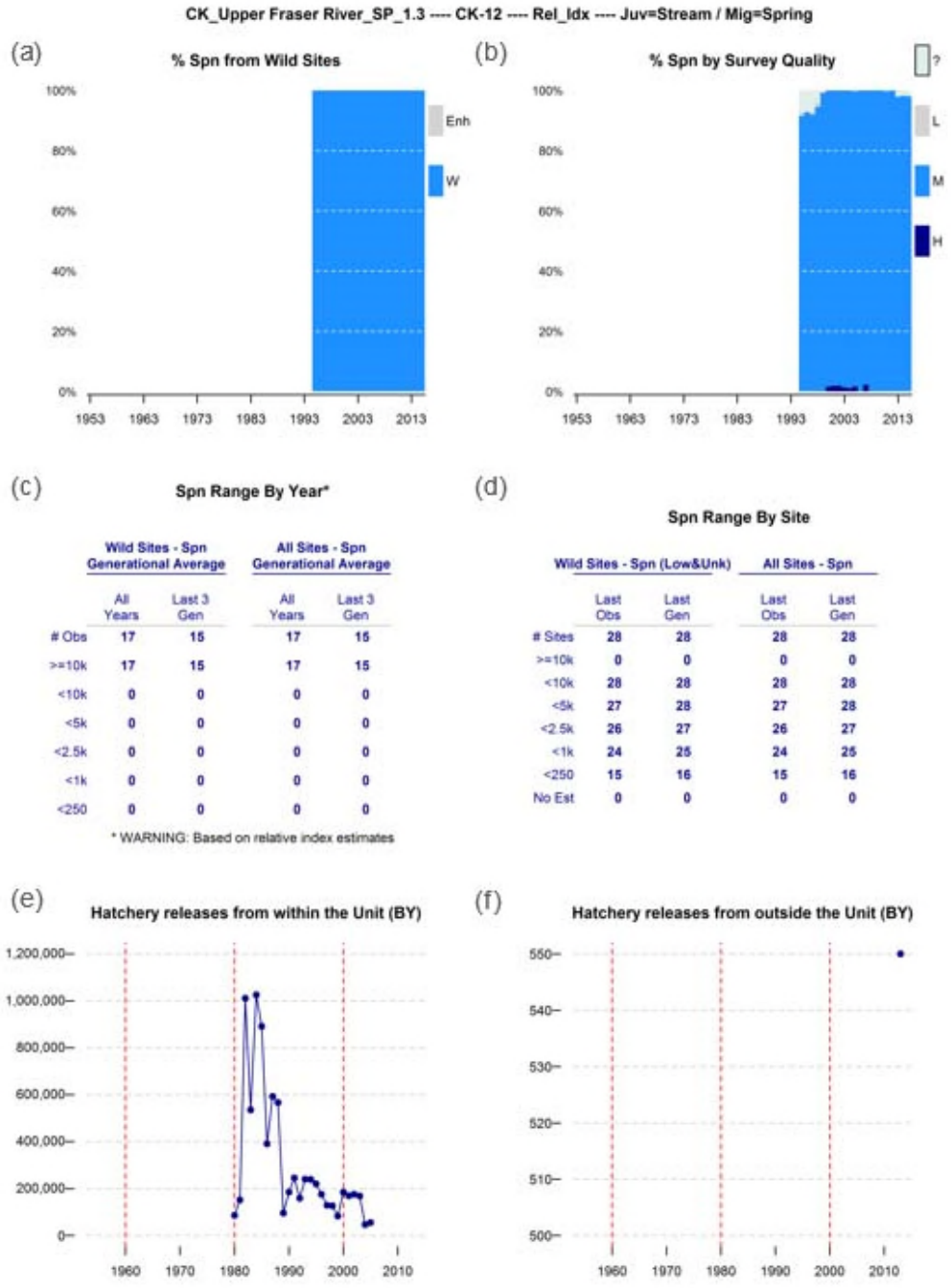
Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (17,5 %), l'aménagement urbain représentant 0,09 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 0,7 %, et l'exploitation minière, 0,01 %. La densité du réseau routier dans l'UD 11 est de 0,9 km/km^2, avec une moyenne de 0,5 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 15,5 % de l'habitat riverain et 16,6 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 5,5 % des peuplements de pins.

Abondance

Presque toutes les données proviennent de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés et pour lesquels des indices d'abondance relative sont disponibles. Une petite proportion des sites d'échantillonnage fournissaient des estimations d'abondance absolue entre 1999 et 2007 (figure 63b). Dix-sept moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données de la série chronologique sur l'abondance des individus reproducteurs, et toutes les moyennes indiquent 10 000 individus reproducteurs ou plus (figure 63c). Les estimations d'abondance absolue provenaient de 28 sites, dont plus de la moitié étaient occupés par moins de 250 individus reproducteurs. Un site abritait entre 5 000 et 10 000 individus reproducteurs; un autre, entre 2 500 et 5 000; deux sites, entre 1 000 et 2 500 individus reproducteurs; neuf sites, entre 250 et 1 000.

Pendant les années d'échantillonnage, presque tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 63a). Un nombre relativement élevé de poissons d'écloserie ont été lâchés au cours des années 1980, atteignant un maximum d'environ 1 000 000 en 1984. Après 1989, le nombre d'individus lâchés est passé à environ 50 000; les lâchers d'écloseries ont cessé complètement en 2005 (figure 63e).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_upper Fraser river_SP= CK_Haut Fraser_SP

CK-12= CK-12

Rel_Idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=spring= Juv.=fluvial/mig.=printemps

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (Low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – Spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

Figure 63. UD 11 - Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

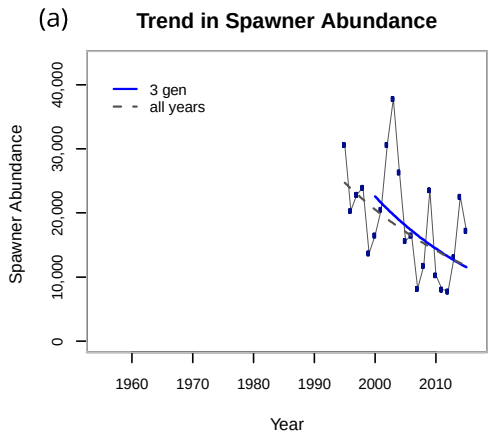
Fluctuations et tendances

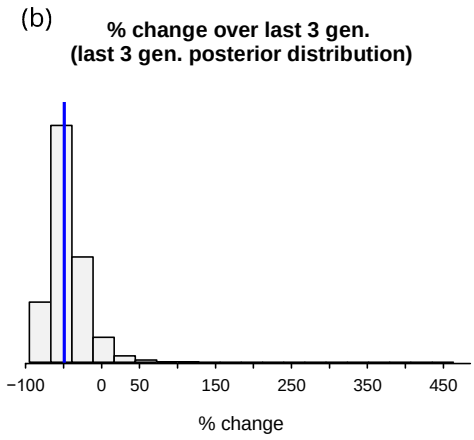
Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié d'environ -49 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 15 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -77 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,79 (tableau 28, figure 64a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -43 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -8 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -64 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,81.

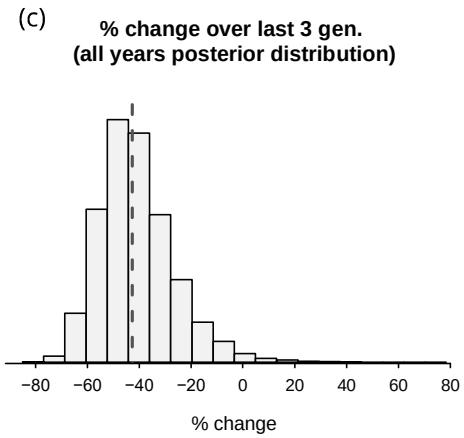
Le taux d'exploitation totale est passé d'un minimum d'environ 0,1, en 1986, à un maximum de 0,8, en 1996, mais le taux a commencé à diminuer entre 2000 et 2002 (figure 64d). Les dernières données disponibles sur les micromarques magnétisées codées dans le NuSEDS (présentées ci-après) proviennent de l'année de ponte 2002 et indiquent un taux d'exploitation de 0,4. Récemment, le taux de capture en cours d'eau a été estimé au moyen d'un modèle de reconstitution des remontes et variait entre 10 et 20 % (English *et al.*, 2007). Le taux moyen de survie en mer (du smolt au stade adulte) était d'environ 0,01, de 1986 à 2002, et a très peu fluctué au cours de cette période (figure 64e). Les données sur la survie en mer ne sont pas disponibles après 2002. Il n'y a aucune donnée disponible sur la productivité des stocks pour cette UD.

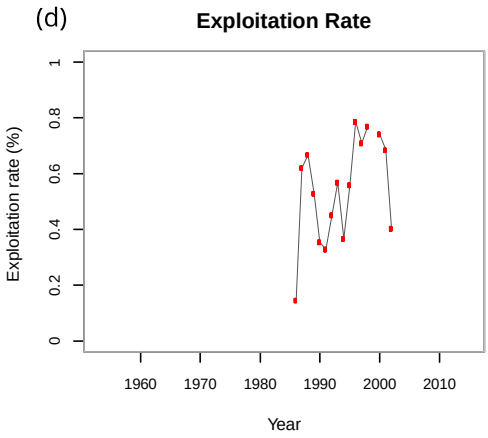
Tableau 28. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique ainsi que de toute la série chronologique.

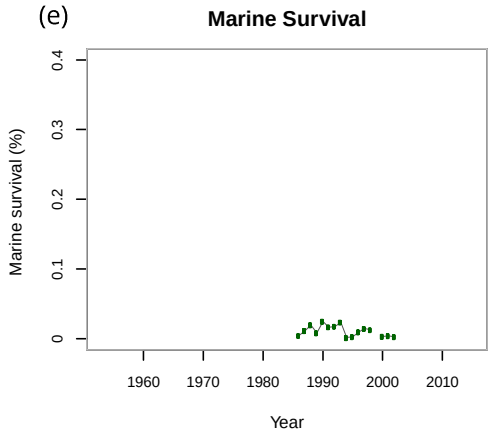
Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Haut Fraser, type fluvial, printemps	4,5	2000-2015	-49	-77,15	0,79	0,48	0,09	16
		1995-2015	-43	-64, -8	0,81	0,28	0	21











Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Années

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

Exploitation rate (%) = Taux d'exploitation (%)

Year = Année

Marine survival= Survie en mer

Marine survival (%) = Survie en mer (%)

Year = Année

Figure 64. UD 11 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « élevé-moyen » (B-C) à l'impact des menaces pesant sur cette UD. Comme les femelles cherchent activement un mélange d'eaux souterraines et d'eaux de surface lorsqu'elles choisissent leurs sites de ponte à l'automne, les menaces les plus importantes dans cette UD sont les modifications de l'écosystème attribuables aux changements climatiques, aux phénomènes climatiques marins cycliques (El Niño) et au changement de la disponibilité d'eaux souterraines causé par les changements du volume et de la période de fonte des neiges. Une autre série de répercussions sur la survie en mer comme en 2003 et en 2007 pourrait faire disparaître des groupes de saumons chinooks de l'UD. Les anciennes activités d'exploitation des placers dans les réseaux hydrographiques des rivières Bowron et Willow ont également causé une importante altération de l'habitat à cause des grandes quantités de sédiments fins qui ont été rejetés dans la rivière (Bailey, comm. pers., 2018). La sédimentation peut réduire le taux de survie œuf-alevin et nuire à la communauté d'insectes aquatiques dont se nourrit le chinook en croissance.

Le maintien du taux de prise cible de 30 % pour cette UD n'a connu qu'un succès limité, le taux pour la plus récente année de ponte étant de 40 %. Le saumon chinook est exposé à des filets tout au long de sa montaison dans le Fraser en plus d'être exposé à une pression de pêche constante, exacerbée par une faible vitesse de montaison depuis l'embouchure du fleuve jusqu'aux frayères.

Les autres répercussions englobent les espèces envahissantes (espèces de poissons à rayons épineux), les avalanches et les glissements de terrain, les sécheresses et les températures extrêmes.

Les tableaux du calculateur des menaces sont inclus dans le présent rapport (voir annexe 1).

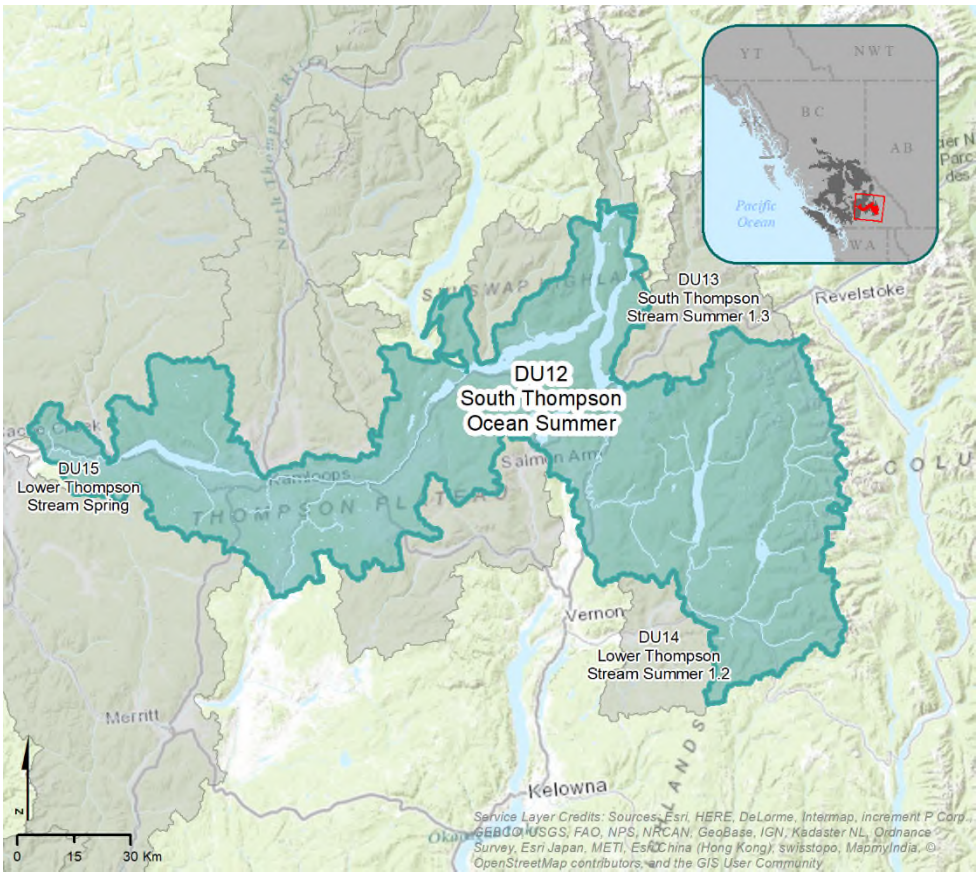
Unité désignable 12 : population de la Thompson Sud, type océanique, été (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	ST+GStr/océanique/été
Zone d'adaptation conjointe (ZAC)	STh+GStr
Cycle vital	Type océanique
Période de montaison	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 3,8 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type océanique et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
DU12 south Thompson ocean summer= UD 12 – Thompson Sud, type océanique, été
DU13 south Thompson stream summer= UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été
DU14 lower Thompson stream summer= UD 14 – Basse Thompson, type fluvial, été
DU15 lower Thompson stream spring= UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps
YT= Yn
NWT= T.N.-O.
BC= C.-B.
AB = Alb.
WA= Wash.
Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 65. Carte de l'UD 12 – Thompson Sud, type océanique, été.

Cette UD s'étend d'ouest en est, du ruisseau Battle autour du mont Fehr (lat. 50,84, long. 121,20) jusqu'au ruisseau Spectrum autour du mont Odin, dans la portion sud-est de l'UD (lati. 50,18, long. 118,30). La limite septentrionale de l'UD se trouve près du bras Seymour, à l'extrémité nord du lac Shuswap (lat. 51,25, long. 118,99), et la limite méridionale se trouve au ruisseau Ferry (lat. 50,05, long. 118,77). Le centre de l'UD se trouve à lat. 50,67, long. 119,34, et la superficie totale de l'UD est de 10 330,45 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 1 125 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 563 km, soit 5,6 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Cette UD est une combinaison de deux UC de la Politique concernant le saumon sauvage : CK-13 et CK-15.

Tendances en matière d'habitat

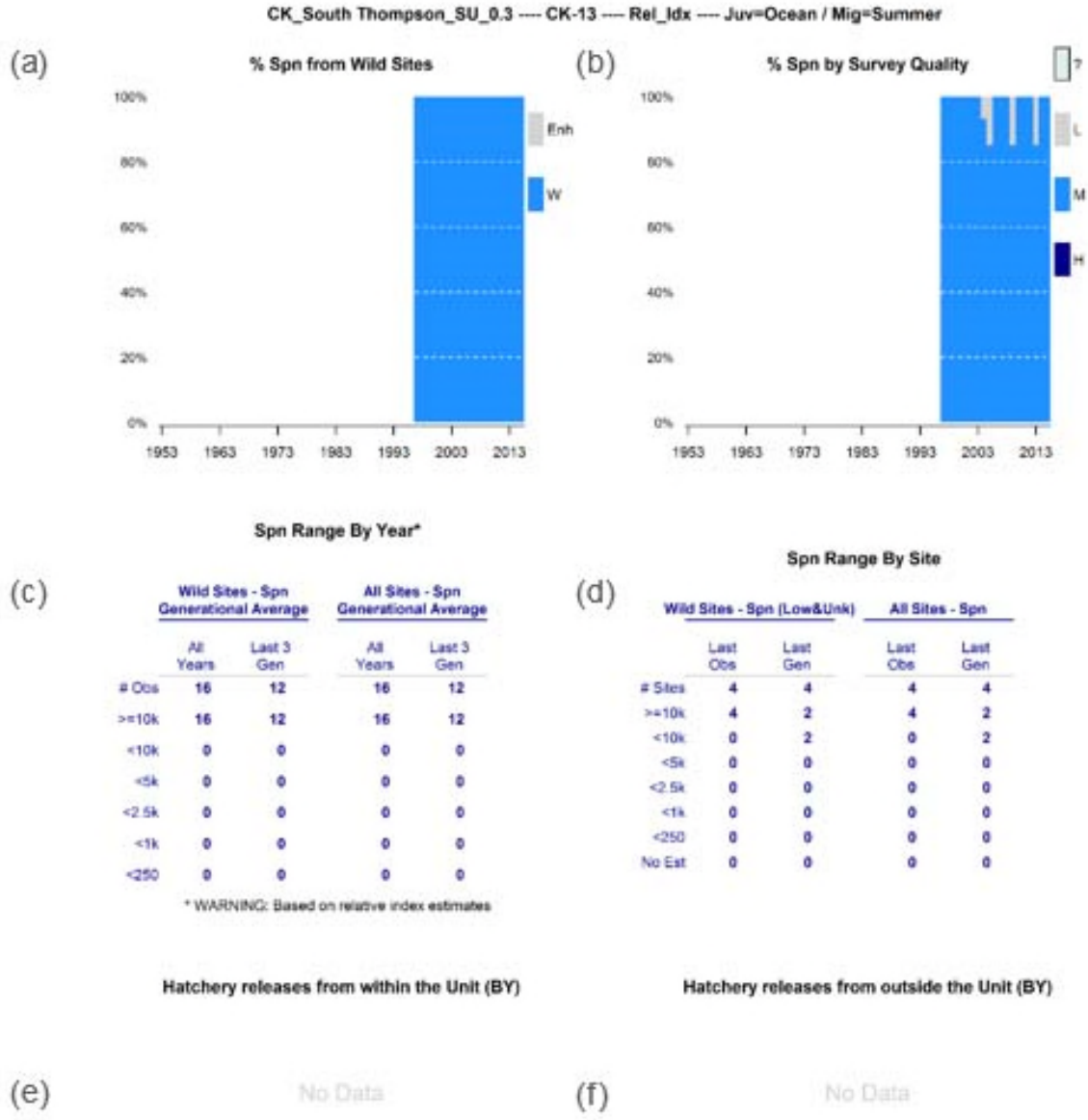
Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (20,3 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 6,4 % de la superficie de l'UD, et l'aménagement urbain, 0,9 %. La densité du réseau routier dans l'UD 12 est de 1,5 km/km^2, avec une moyenne de 0,7 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 20,5 % de l'habitat riverain et 13,0 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 2,5 % des peuplements de pins. Porter *et al.* (2013) n'ont signalé aucune exploitation minière dans l'UD. Toutefois, voir les commentaires dans la section « Menaces et facteurs limitatifs » ci-après concernant les risques potentiels liés aux mines Highland Valley Copper et New Afton.

La rivière Thompson Sud et la rivière Little ont toutes deux été draguées aux fins de circulation maritime. Le gravier de frayère a été retiré du talweg et/ou placé sur la rive ou empilé au milieu du chenal en talus qui dépassent le niveau de la rivière et créent des îles pendant la période de fraye (Bailey, comm. pers., 2018). Cette activité a réduit l'habitat de fraye et la capacité de production de l'UD.

Abondance

La plupart des données sur les individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés, à l'exception de la portion CK-15 de l'UD, où, depuis 2005, la plupart des données sur les individus reproducteurs provenaient de sites où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient élevés (figure 67b). Seize moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir de données de la série chronologique sur les individus reproducteurs de la section CK-13, et trente, de la section CK-15. Dans les 2 unités, les moyennes générationnelles indiquent au moins 10 000 individus reproducteurs (figure 66c et figure 67c). La proportion moyenne d'individus reproducteurs dans chaque CK était de 0,673 (CK-13) et de 0,327 (CK-15). Six sites présentant des données absolues sur les individus reproducteurs sont désignés (CK -13 et CK -15 combinées). Selon les estimations, les 4 sites de CK-13 et le site de CK-15 comptent une moyenne d'au moins 10 000 individus reproducteurs. Selon les estimations, le site restant (milieu de la rivière Shuswap) devrait compter entre 2 500 et 5 000 individus reproducteurs.

Au cours des années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus reproducteurs de CK -13 et la plupart de ceux de CK-15 provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 66a et figure 67a). Selon l'année, environ de 10 à 30 % des individus reproducteurs de CK-15 provenaient de cours d'eau mis en valeur (figure 67a). Le lâcher d'individus d'écloserie dans CK-15 a commencé en 1980 et a atteint un sommet de plus de 2 millions d'individus avant de se stabiliser au cours des 15 dernières années à environ 750 000 individus lâchés par année (figure 67e). Aucun individu d'écloserie n'a été observé dans CK-13.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_south Thompson_SU= CK_Thompson Sud_SU

CK-13= CK-13

Rel_Idex= Ind. d'abon. rel.

Juv=ocean/Mig=summer= Juv.=océan/mig.=été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus reproducteurs

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

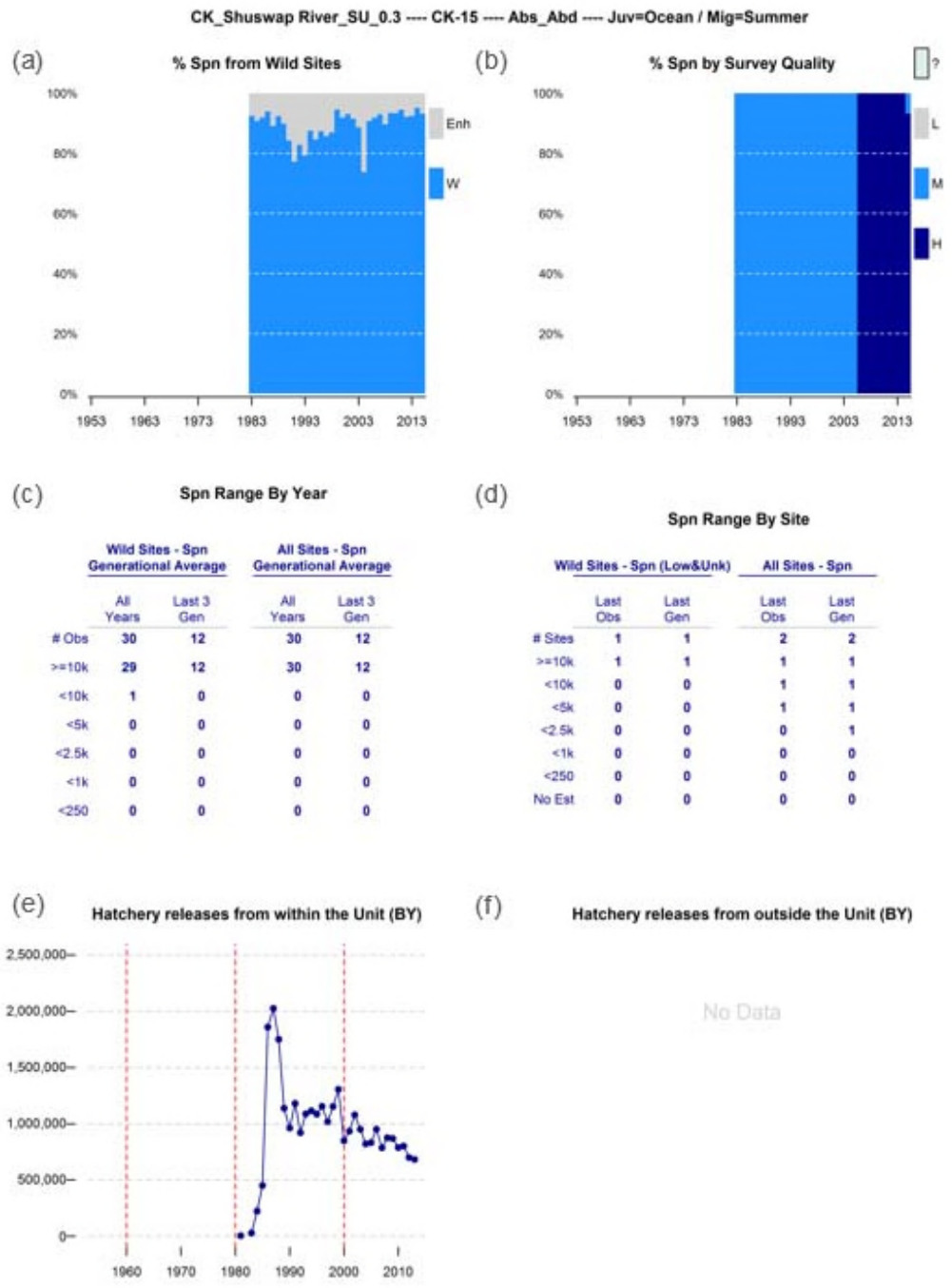
Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 66. UD 12 (CK-13) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_shuswap river_SU= CK_rivière Shuswap_SU

CK-15= CK-15

Abs_Abd= Abond. abs.

Juv=ocean/Mig=summer = Juv.=océan/mig.=été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 67. UD 12 (CK-15) – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

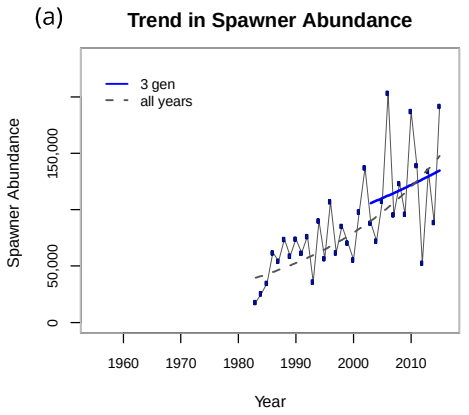
Fluctuations et tendances

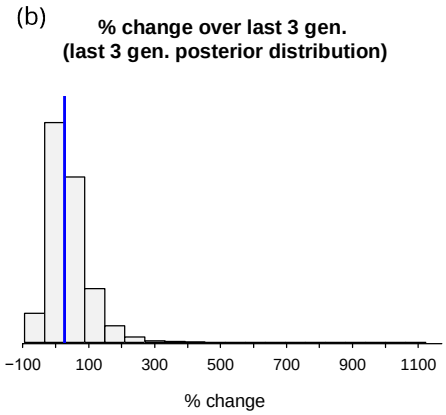
Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures aurait varié de 26 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 195 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -45 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,07 (tableau 29, figure 68a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ 64 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 95 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = 38 %), avec une probabilité nulle de déclin de 30 % (tableau 29, figure 68a,c).

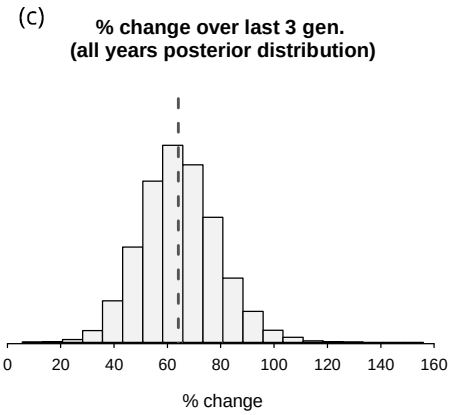
Même si des stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées existent, aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est actuellement accessible pour cette UD.

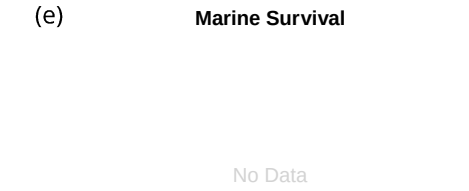
Tableau 29. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité de déclin de 30 %	Probabi-lité de déclin de 50 %	Probabi-lité de déclin de 70 %	Nombre d'observations
Thompson Sud, type océanique, été	3,8	2003-2015	26	-45,195	0,07	0,02	0	13
		1983-2015	64	38,95	0	0	0	33









Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance = Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

Year= Année

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = % de variation au cours des 3 dernières gén. (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 68. UD 12 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace. La réalisation d'une évaluation au moyen du calculateur des menaces de l'UICN pour cette UD est considérée comme étant de faible priorité.

Même si Porter *et al*. (2013) ne signalent aucune exploitation minière au sein de cette UD, les mines Highland Valley Copper et New Afton possèdent des bassins de résidus qui, en cas de défaillance, pourraient entraîner l'écoulement de substances toxiques dans la partie de la rivière Thompson occupée par l'UD (Bailey, comm. pers., 2018).

Unité désignable 13 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.3 (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 69. Carte de l'UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.3.

Figure 70. UD 13 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Tableau 30. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 71. UD 13 – Tendances en matière d'abondance des reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

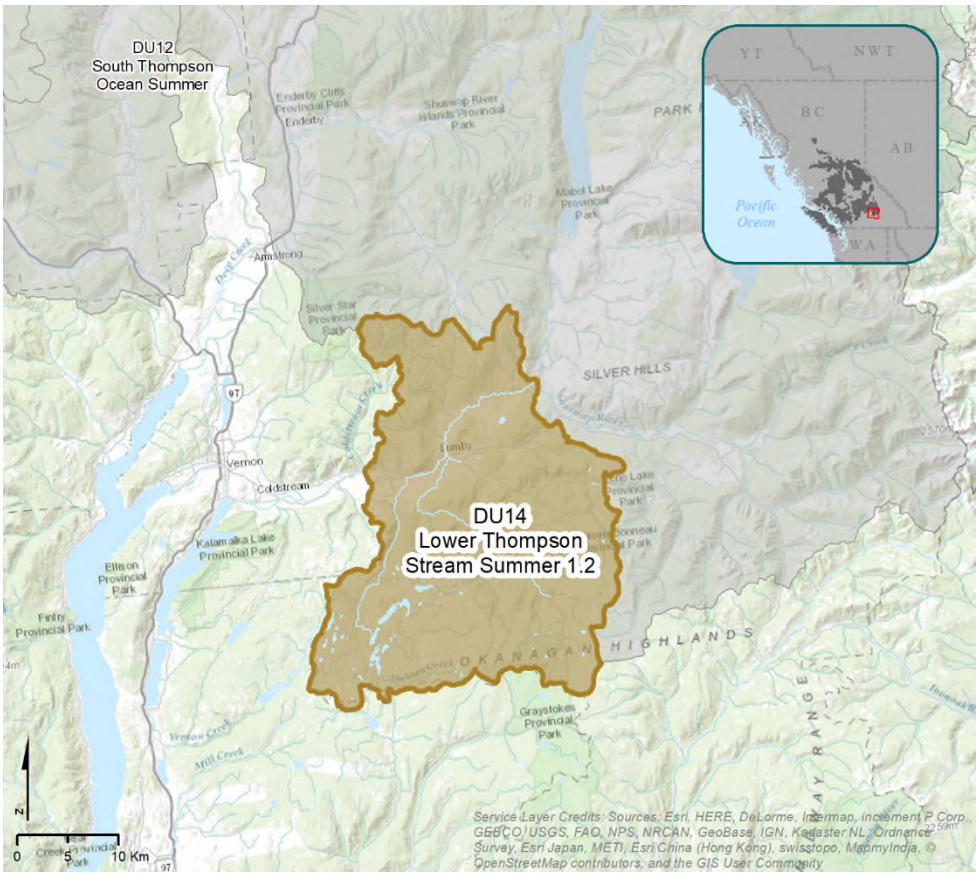
Unité désignable 14 : population de la Thompson Sud, type fluvial, été 1.2 (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	STh+GStr/fluvial/été
Zone d'adaptation conjointe (ZAC)	STh+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Été

Contrairement à l'UD 13, la durée de génération moyenne de cette UD (3 ans) est atypique du saumon chinook (4,1 ans en utilisant l'UD de la rivière Nicola, printemps, comme indicateur, tel que l'indique le tableau 17). Comme l'UD 13, ces individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en été – les suffixes 1.2 et 1.3 sont utilisés dans les titres pour différencier ces stratégies relatives au cycle vital.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU12 south Thompson ocean summer= UD 12 – Thompson Sud, type océanique, été

Enderby cliffs provincial park = Parc provincial Enderby Cliffs

Shuswap river islands provincial park= Parc provincial Shuswap River Islands

Mabel lake provincial park= Parc provincial Mabel Lake

Armstrong= Armstrong

Silver Star provincial park= Parc provincial Silver Star

Silver hills= Collines Silver

Vernon= Vernon

Coldstream= Coldstream

Kalamaika lake provincial park= Parc provincial Kalamaika Lake

Ellison provincial park= Parc provincial Ellison

Fintry provincial park= Parc provincial Fintry

Vernon creek= Ruisseau Vernon

Mill creek= Ruisseau Mill

Lumby= Lumby

DU14 lower Thompson stream summer 1.2= UD 14 – Basse Thompson, type fluvial, été 1.2

Okanagan highlands= Hautes terres de l'Okanagan

Graystokes provincial park= Parc provincial Graystokes

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific ocean= Océan Pacifique

Figure 72. Carte de l'UD 14 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.2.

Cette UD s'étend depuis le ruisseau Vance, dans le nord-ouest près du parc provincial de Silver Star (lat. 50,33, long. 119,39), jusqu'au ruisseau Duteau, autour de la montagne Buck (lat. 50,02, long. 118,87). Le centre de l'UD se trouve à lat. 51,45, long. 120,08, et la superficie totale de l'UD est de 794,19 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 70 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 35 km, soit 0,35 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

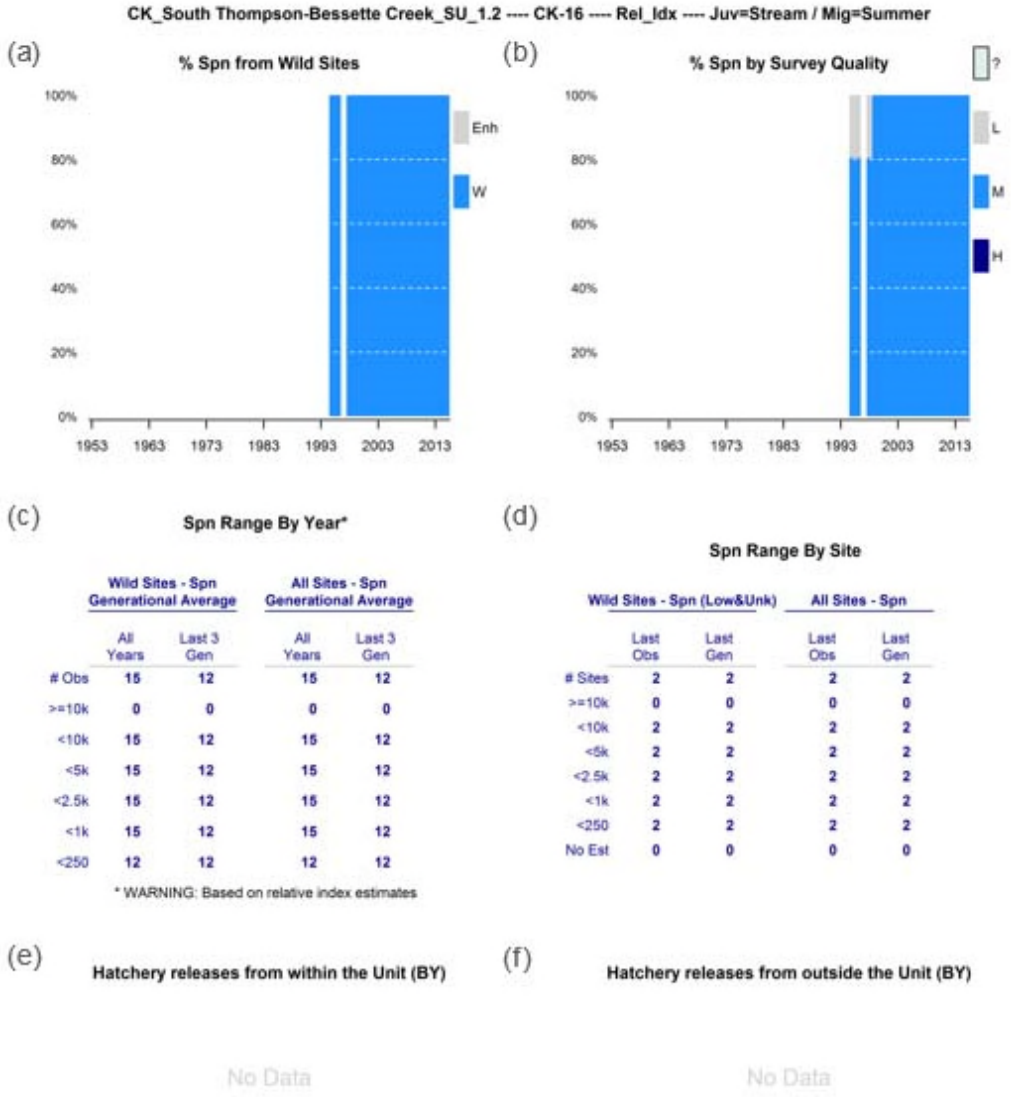
Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (24,0 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 8,0 % de la superficie de l'UD, et l'aménagement urbain, 0,9 %. La densité du réseau routier dans l'UD 14 est de 1,7 km/km^2, avec une moyenne de 0,7 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 20,4 % de l'habitat riverain et 15,7 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 5,3 % des peuplements de pins. Aucune exploitation minière n'est effectuée à l'intérieur des limites de l'UD.

Abondance

La plupart des données sur les individus reproducteurs provenaient de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés (figure 73b). Quinze moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données accessibles de la série chronologique sur l'abondance (figure 73c), et toutes les moyennes sauf 2 indiquent entre 250 et 1 000 individus reproducteurs. Les 2 moyennes générationnelles restantes indiquent moins de 250 individus reproducteurs. Les données absolues sur l'abondance proviennent de 2 sites, chacun indiquant une moyenne de moins de 250 individus reproducteurs (figure 73d).

Pendant les années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 73a). Aucun lâcher d'écloseries n'a été consigné pour cette UD.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_south Thompson-bessette creek_SU= CK_Thompson Sud-ruisseau Bessette_SU

CK-16= CK-16

Rel_Idx= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=summer = Juv.= fluvial/mig.= été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 73. UD 14 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

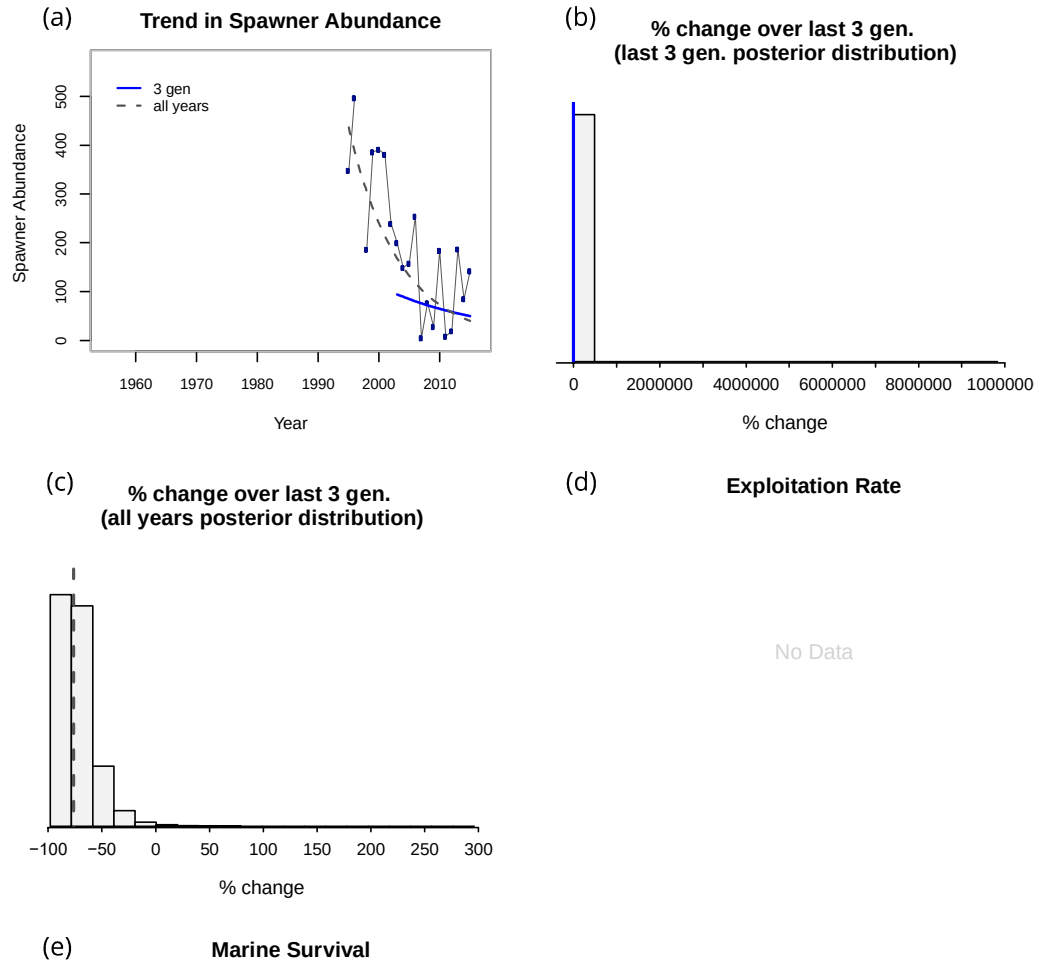
Fluctuations et tendances

Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié d'environ -47 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = 705 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -96 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,59 (tableau 31, figure 74a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -76 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -31 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -92 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,98 (figure 74a,c).

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 31. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Probabi-lité d'un déclin de 50 %	Probabi-lité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Thompson Sud, type fluvial, été 1.2	4	2003-2015	-47	-96,705	0,59	0,48	0,33	13
		1995-2015	-76	-92,-31	0,98	0,92	0,67	20



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Year= Année

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières générations)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 74. UD 14 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont recommandé l'utilisation du calculateur des menaces de l'UD 15 comme indicateur de l'UD 14 (voir tableau 18), avec la principale différence suivante : comme pour l'UD 13, les juvéniles de l'UD 14 demeurent en eau douce pendant un an et utilisent de plus petits cours d'eau. Ces caractéristiques rendent les individus plus vulnérables que le saumon chinook de l'UD 15 aux problèmes de gestion de l'eau et à l'aménagement accru. Dans les rivières Bessette et Duteau, par exemple, le saumon chinook doit composer avec l'assèchement, le ruissellement agricole et la hausse des températures de l'eau (Bailey, comm. pers., 2018). Une agriculture considérable est pratiquée dans l'UD, et l'élevage de bovins et les activités agricoles ont des répercussions négatives sur la quantité et la qualité d'habitat riverain. Des barrages sont présents dans les cours supérieurs de ce réseau, détournant l'eau à l'extérieur du bassin, influant sur le débit annuel moyen et entraînant un faible débit saisonnier. En se fondant sur ces points et les résultats obtenus pour l'UD 15, les participants ont conclu qu'un impact global calculé élevé à moyen (B/C) devait être attribué à l'UD 14. Comme les femelles cherchent activement un mélange d'eaux souterraines et d'eaux de surface lorsqu'elles choisissent leurs sites de ponte à l'automne, les menaces les plus importantes dans cette UD sont les modifications de l'écosystème attribuables aux changements climatiques, aux phénomènes climatiques marins cycliques (El Niño) et au changement de la disponibilité d'eaux souterraines causé par les changements du volume et de la période de fonte des neiges. Une autre série de répercussions sur la survie en mer comme en 2003 et en 2007 pourrait faire disparaître des groupes de saumons chinooks de l'UD. Les autres répercussions moins importantes englobent les espèces envahissantes (le poisson à rayons épineux), les avalanches/glissements de terrain, les sécheresses et les températures extrêmes.

Les résultats du calculateur des menaces pour cette population sont fondés sur ceux de l'UD 15.

Unité désignable 15 : population de la Thompson inférieure, type fluvial, printemps (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 75. Carte de l'UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps.

Figure 76. UD 15 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Tableau 32. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des 3 dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 77. UD 15 – Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

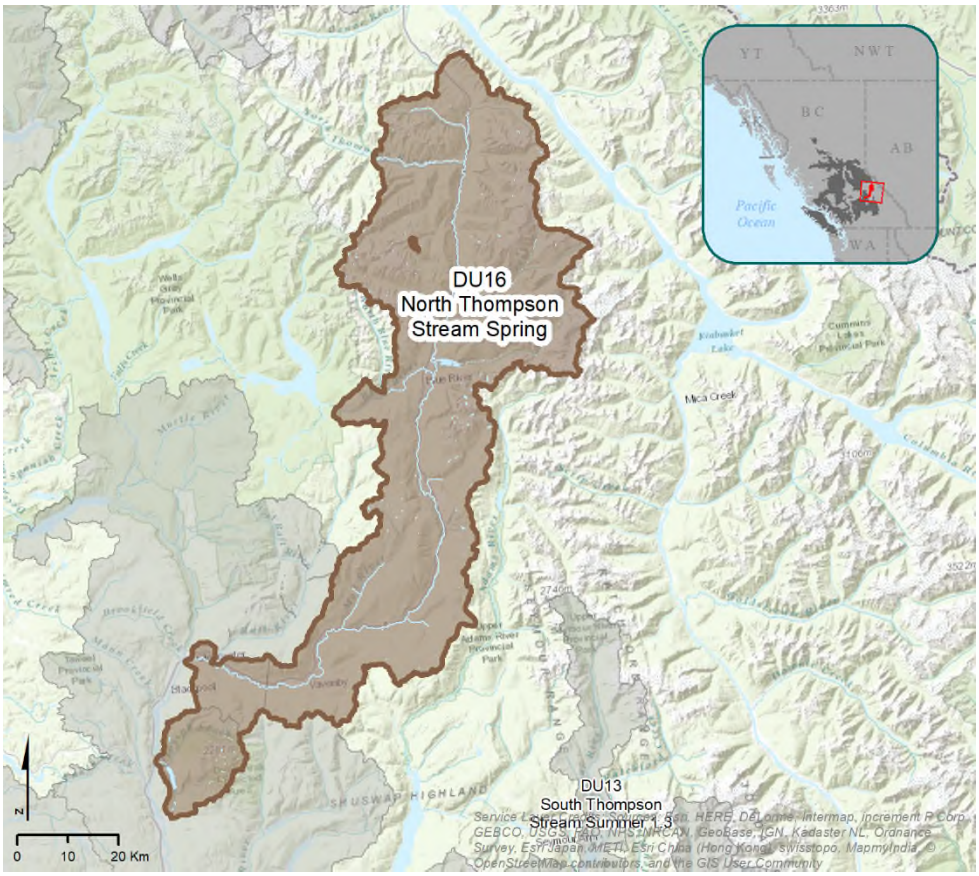
Unité désignable 16 : population de la Thompson Nord, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	NTh+GStr/fluvial/printemps
Zone adaptative conjointe (ZAC)	NTh+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Printemps

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison au printemps.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU16 north Thompson stream spring= UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps

DU13 south Thompson stream summer 1.3 = UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.3

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 78. Carte de l'UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps.

Cette UD s'étend depuis le mont Sir Allan McNab, le mont Charlotte et le mont Albreda, au nord, jusqu'à l'aire protégée du lac Dunn et du ruisseau Dunn, au sud. La limite la plus à l'ouest se trouve à l'endroit où le lac Dunn s'écoule dans la rivière Thompson Nord, et la limite la plus à l'est se trouve au ruisseau Mud, près de Hallam Peak (N : lat. 52,67, long. 119,11; S : lat. 51,38, long. 120,10; O : lat. 51,46, long. 120,17; E : lat. 52,18, long. 118,80). Le centre du territoire de l'UD se trouve à lat. 51,88, long. 119,51, et la superficie totale de l'UD est de 4 105,59 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 291 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 146 km, soit 1,45 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

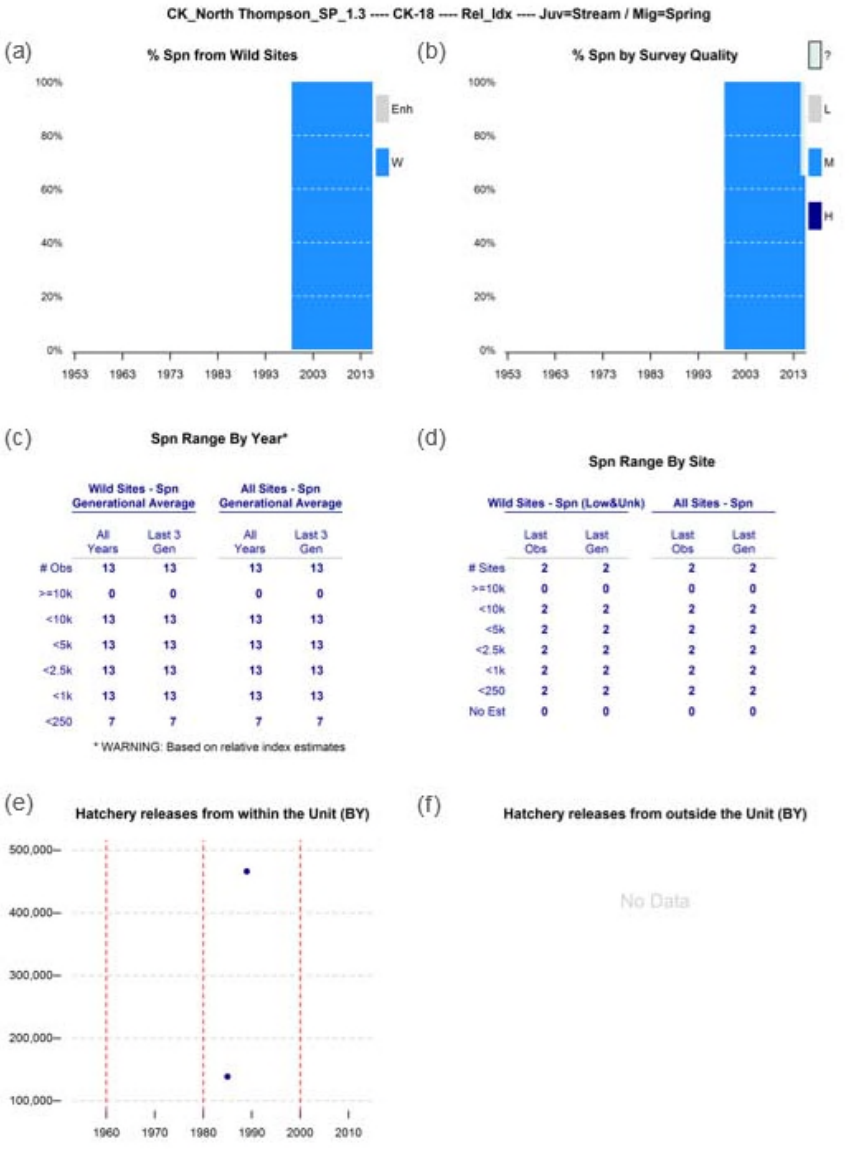
Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (17,8 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 0,4 % de la superficie de l'UD, et l'aménagement urbain, 0,2 %. La densité du réseau routier dans l'UD 16 est de 1,2 km/km^2, avec une moyenne de 0,6 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 15,4 % de l'habitat riverain et 17,2 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 3,3 % des peuplements de pins. Aucune exploitation minière n'est effectuée à l'intérieur des limites de l'UD.

Abondance

Aucune estimation de l'abondance absolue n'est accessible pour cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Presque toutes les données sur les individus reproducteurs proviennent de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés (figure 79b). Treize moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des estimations de la série chronologique sur les indices d'abondance relative d'individus reproducteurs, et 6 années présentent des moyennes générationnelles se situant entre 250 et 1 000 individus reproducteurs, et 7 années, des moyennes inférieures à 250 individus reproducteurs (figure 79c). Les données proviennent de 2 sites, chacun présentant des moyennes générationnelles inférieures à 250 individus reproducteurs.

Pendant les années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 79a). Seulement deux lâchers d'écloseries dans les années 1980 ont été consignés pour cette UD (figure 79^e). Les individus reproducteurs du ruisseau Finn constituaient la source de ponte pour ces individus. Des juvéniles ont été lâchés dans le ruisseau Finn, tout comme des smolts 0+, dans le cadre de quatre lâchers

distincts en 1985; tous les individus portaient une micromarque magnétique codée. Un autre lâcher de smolts 0+ a été effectué à partir de la même source de ponte en 1989, mais ces smolts ne portaient ni étiquettes ni marques (G. Brown, comm. pers.).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_north Thompson_SP= CK_Thompson Nord_SP

CK-18= CK-18

Rel_Idx = Ind. d'abon. Rel.

Juv=stream/Mig=spring = Juv.= fluvial/mig.= printemps

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus reproducteurs

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est= Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 79. UD 16 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

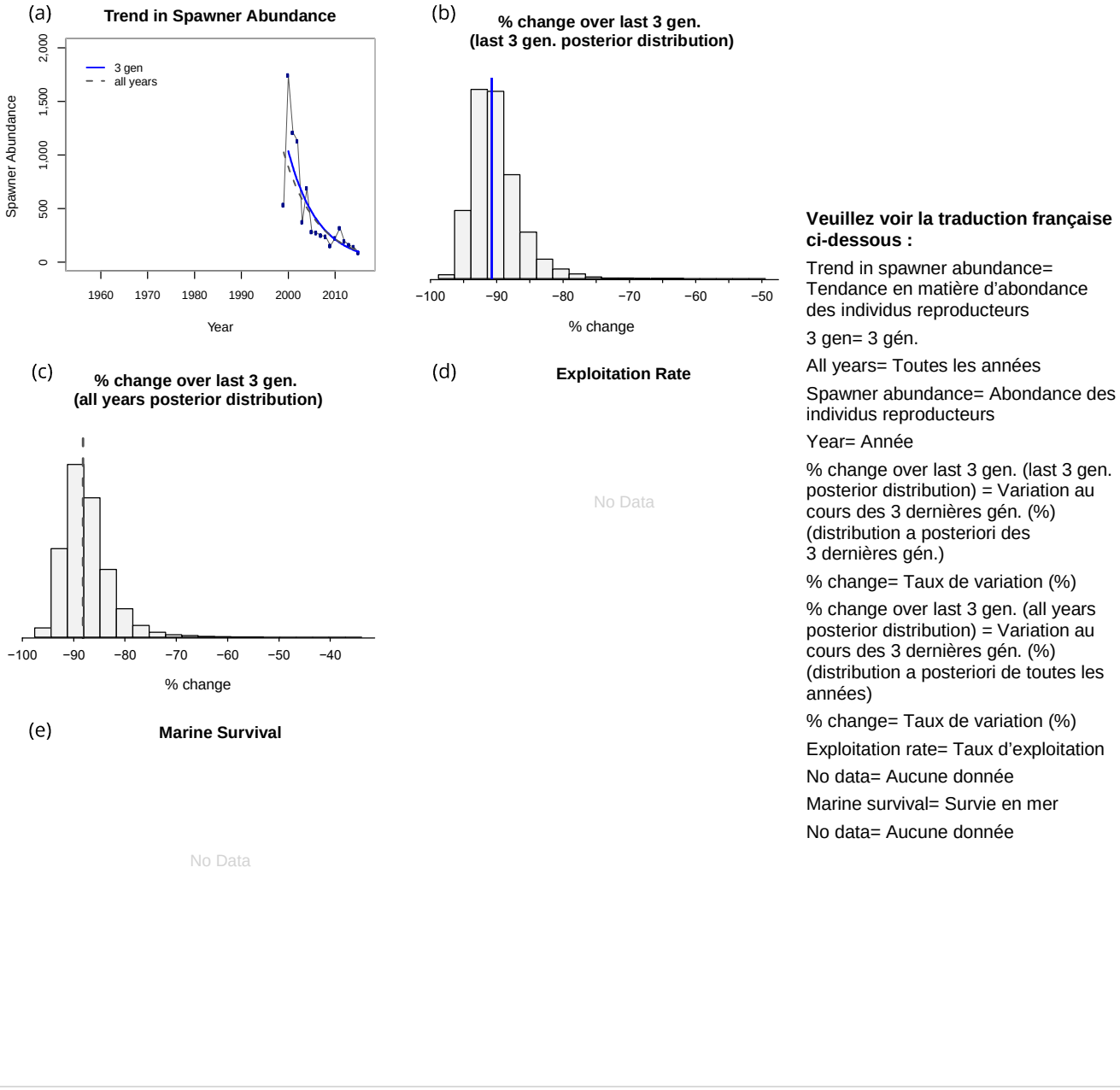
Fluctuations et tendances

Selon une estimation faite à partir des 3 trois dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié de -91 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -81 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -95 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 100 % (tableau 33, figure 80a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -88 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -76 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -94 %), avec une probabilité de déclin de 30 % également de 100 % (tableau 33, figure 80a,c).

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 33. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des 3 dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Probabi-lité d'un déclin de 50 %	Probabi-lité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Thompson Nord, type fluvial, printemps	4,5	2000-2015	-91	-95, -81	1	1	1	16
		1999-2015	-88	-94, -76	1	1	0,99	17



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

Year= Année

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 80. UD 16 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt à l'âge adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont recommandé l'utilisation du calculateur des menaces de l'UD 11 comme indicateur de l'UD 16 (voir tableau 18). Selon les résultats obtenus pour l'UD 11, un impact global calculé élevé-moyen (B/C) devrait être attribué à l'UD 16. Comme les femelles cherchent activement un mélange d'eaux souterraines et d'eaux de surface lorsqu'elles choisissent leurs sites de ponte à l'automne, les menaces les plus importantes dans cette UD sont les modifications de l'écosystème attribuables aux changements climatiques, aux phénomènes climatiques marins cycliques (El Niño) et au changement de la disponibilité d'eaux souterraines causé par les changements du volume et de la période de fonte des neiges. Une autre série de répercussions sur la survie en mer comme en 2003 et en 2007 pourrait faire disparaître des groupes de saumons chinooks de l'UD.

Les autres répercussions englobent les espèces envahissantes (p. ex. la perchaude), les avalanches/glissements de terrain, les sécheresses et les températures extrêmes.

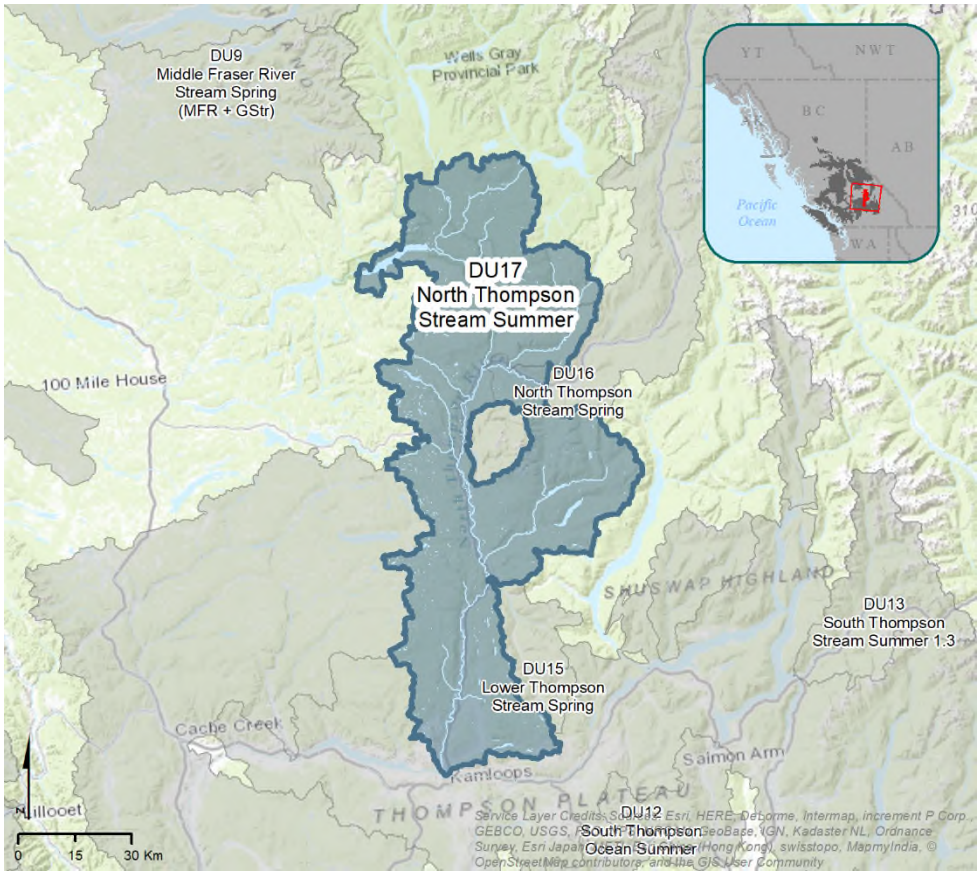
Unité désignable 17 : population de la Thompson Nord, type fluvial, été (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	NTh+GStr/fluvial/été
Zone adaptative conjointe (ZAC)	NTh+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d'occurrence et zone d'occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU9 middle Fraser river stream spring (MFR + GStr) = UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR + GStr)

Wells gray provincial park= Parc provincial Wells Gray

100 mile house= 100 Mile House

DU17 north Thompson stream summer= UD 17 – Thompson Nord, type fluvial, été

DU16 north Thompson stream spring= UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps

DU15 lower Thompson stream spring= UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps

DU13 south Thompson stream summer 1.3 = UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été 1.3

DU12 south Thompson ocean summer= UD 12 – Thompson Sud, type océanique, été

Cache creek= Ruisseau Cache

Shuswap highland= Hautes terres de la Shuswap

Salmon arm= Salmon Arm

Kamloops= Kamloops

Thompson plateau= Plateau Thompson

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB= Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 81. Carte de l'UD 17 – Thompson Nord, type fluvial, été.

Cette UD englobe le bassin de la rivière Clearwater et la portion sud de la rivière Thompson Nord. La zone s'étend vers le sud-ouest depuis la rivière Murtle, autour de la montagne Kilpill, jusqu'au confluent de la rivière Thompson Nord avec la Thompson, près de Kamloops (Colombie-Britannique). La limite la plus à l'ouest se situe près de l'extrémité ouest du lac Mahood, et la limite la plus à l'est se situe au ruisseau Bendelin, autour de la montagne Saskum (N : lat. 52,14, long. 119,90; S : lat. 50,68, long. 120,34; O : lat. 51,85, long. 120,53; E : lat. 51,37, long. 119,50). Le centre de l'UD se trouve à lat. 51,43, long. 120,15, et la superficie totale de l'UD est de 6 168,43 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 714 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 357 km, soit 3,55 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

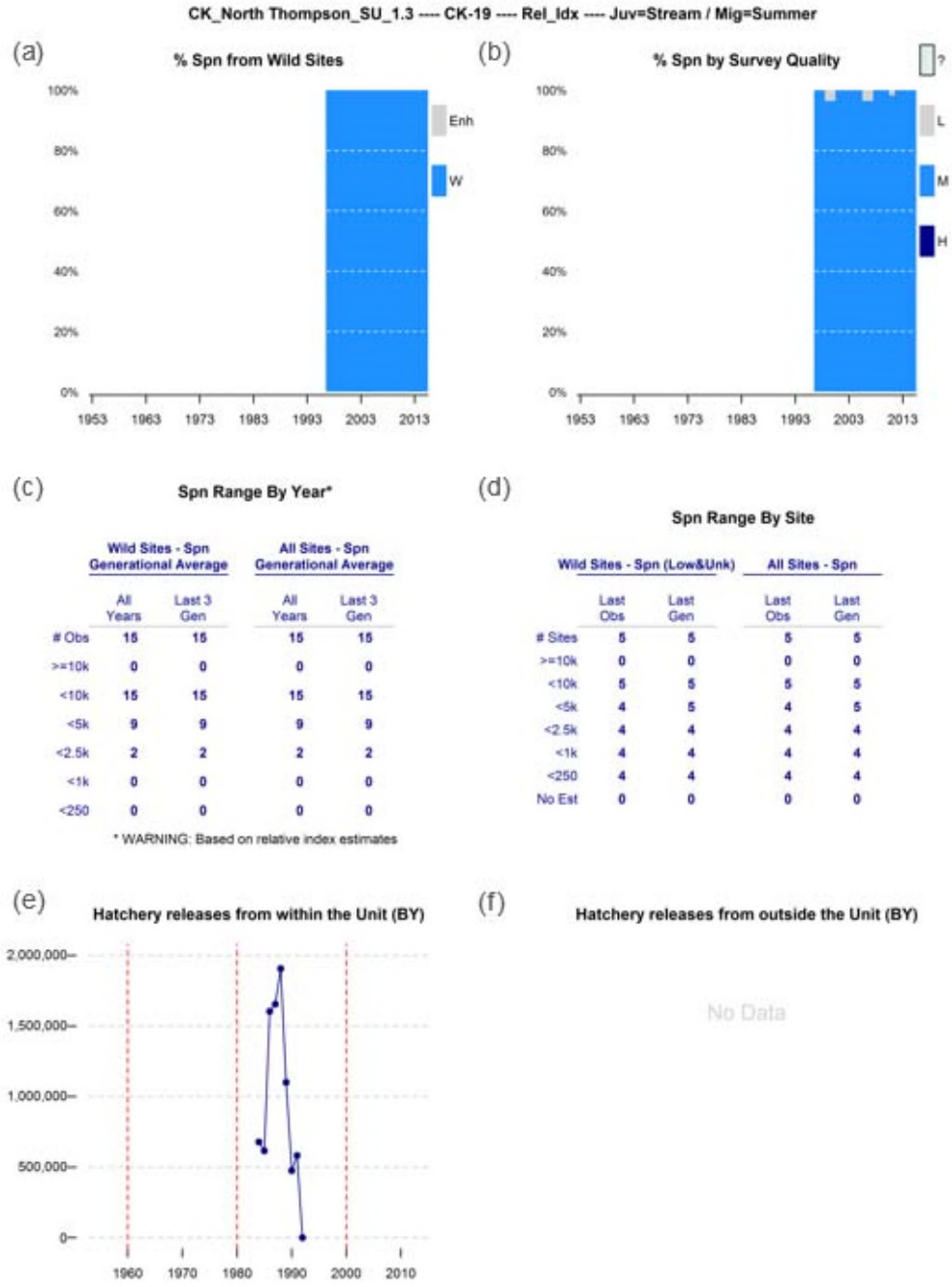
Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (15,2 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 0,7 % de la superficie de l'UD, et l'aménagement urbain, 3,3 %. La densité du réseau routier dans l'UD 17 est de 1,3 km/km^2, avec une moyenne de 0,7 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 12,8 % de l'habitat riverain et 11,2 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 6,8 % des peuplements de pins. Aucune exploitation minière n'est effectuée à l'intérieur des limites de l'UD.

Abondance

Aucune estimation de l'abondance absolue n'est accessible pour cette UD; seuls des indices d'abondance relative existent. Presque toutes les données sur les individus reproducteurs proviennent de sites d'échantillonnage où les efforts d'échantillonnage et la qualité des relevés étaient modérés (figure 82b). Quinze moyennes générationnelles peuvent être calculées à partir des données de la série chronologique sur les indices d'abondance relative d'individus reproducteurs accessibles, dont 6 ayant des moyennes générationnelles entre 5 000 et 10 000 individus, 7 ayant des moyennes entre 2 500 et 5 000 individus, et 2 ayant des moyennes inférieures à 2 500 individus (figure 82c). Les estimations de l'abondance des individus reproducteurs ont été faites à partir de 5 sites (7 sites de fraye sont décrits), l'un comptant entre 2 500 et 5 000 individus, et les 4 autres, moins de 250 individus (figure 82d). Les cinq sites affichent des déclins.

Pendant les années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur (figure 82a). Des lâchers d'écloseries ont été effectués de 1984 à 1992, atteignant un maximum d'environ 2 000 000 d'individus en 1988 avant de chuter à environ

0 en 1992 (figure 82e). Des individus reproducteurs des rivières Clearwater, Raft et Thompson Nord ont été utilisés comme stocks de géniteurs, et 95 % de tous les individus lâchés étaient des smolts 0+. Les 5 % restants étaient des alevins nourris et des smolts 1+ (G. Brown, comm. pers.).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_North thompson_SU= CK_Thompson Nord_SU

CK-19= CK-19

Rel_Idex= Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=summer = Juv.= fluvial/mig.=été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus reproducteurs

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

Wild sites – spn (low & Unk) = Sites naturels – individus reproducteurs (faibles et inconnus)

All sites – spn= Tous les sites – individus reproducteurs

Last obs= Dernière obs.

Last gen= Dernière gén.

Sites= Nbre de sites

No Est = Aucune estim.

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 82. UD 17 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

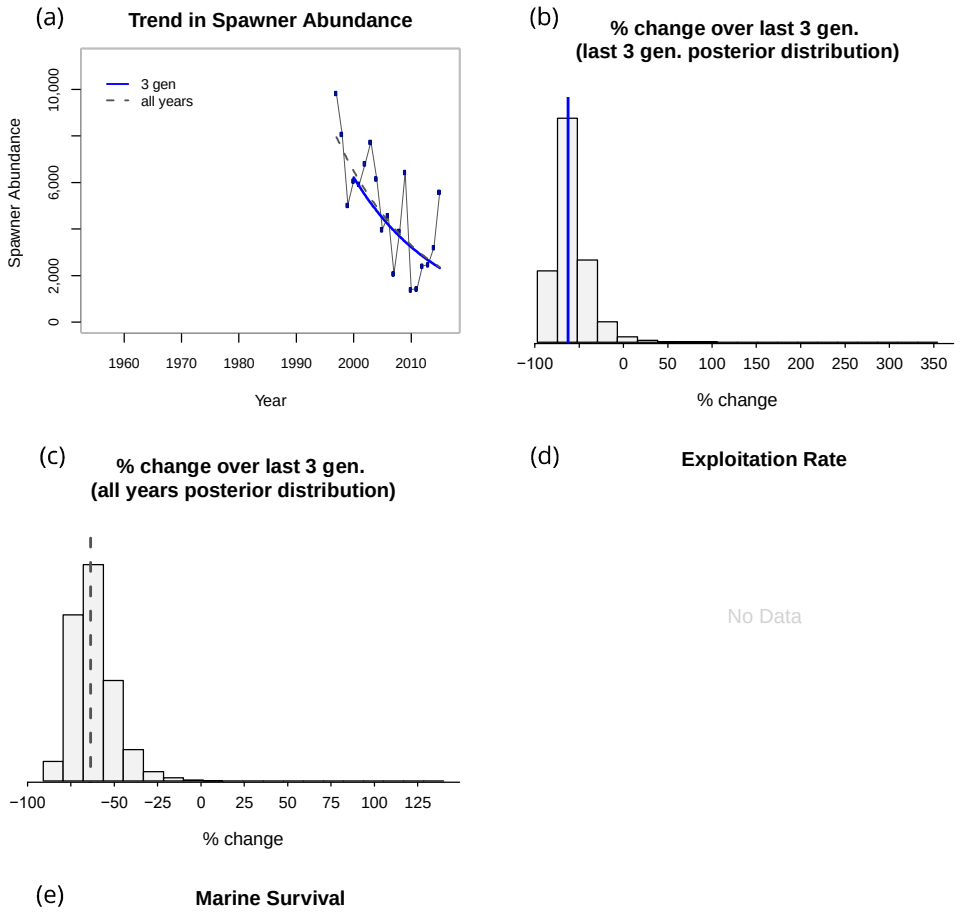
Fluctuations et tendances

Selon une estimation faite à partir des 3 dernières générations de données, le nombre d'individus matures a varié d'environ -62 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -10 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -84 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,93 (tableau 34, figure 83a,b). Selon toute la série chronologique de données, au cours des 3 dernières générations, le nombre d'individus matures a varié d'environ -64 % (limite supérieure de l'IC à 95 % = -33 %, limite inférieure de l'IC à 95 % = -80 %), avec une probabilité de déclin de 30 % de 0,98 (tableau 34, figure 83a,c).

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD, car il n'y a pas de stocks indicateurs portant des micromarques magnétisées codées.

Tableau 34. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Nom de l'UD	Durée d'une génération	Four-chette d'années	Taux de variation médian	IC à 95 %	Probabi-lité d'un déclin de 30 %	Proba-bilité d'un déclin de 50 %	Proba-bilité d'un déclin de 70 %	Nombre d'observations
Thompson Nord, type fluvial, été	4,5	2000-2015	-62	-84,-10	0,93	0,75	0,29	16
		1997-2015	-64	-80, -33	0,98	0,86	0,26	19



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Trend in spawner abundance= Tendance en matière d'abondance des individus reproducteurs

3 gen= 3 gén.

All years= Toutes les années

Spawner abundance= Abondance des individus reproducteurs

Year= Année

% change over last 3 gen. (last 3 gen. posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori des 3 dernières gén.)

% change= Taux de variation (%)

% change over last 3 gen. (all years posterior distribution) = Variation au cours des 3 dernières gén. (%) (distribution a posteriori de toutes les années)

% change= Taux de variation (%)

Exploitation rate= Taux d'exploitation

No data= Aucune donnée

Marine survival= Survie en mer

No data= Aucune donnée

Figure 83. UD 17 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace selon le calculateur de menaces.

Unité désignable 18 : population de la côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 84. Carte de l’UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne.

Figure 85. UD 18 – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

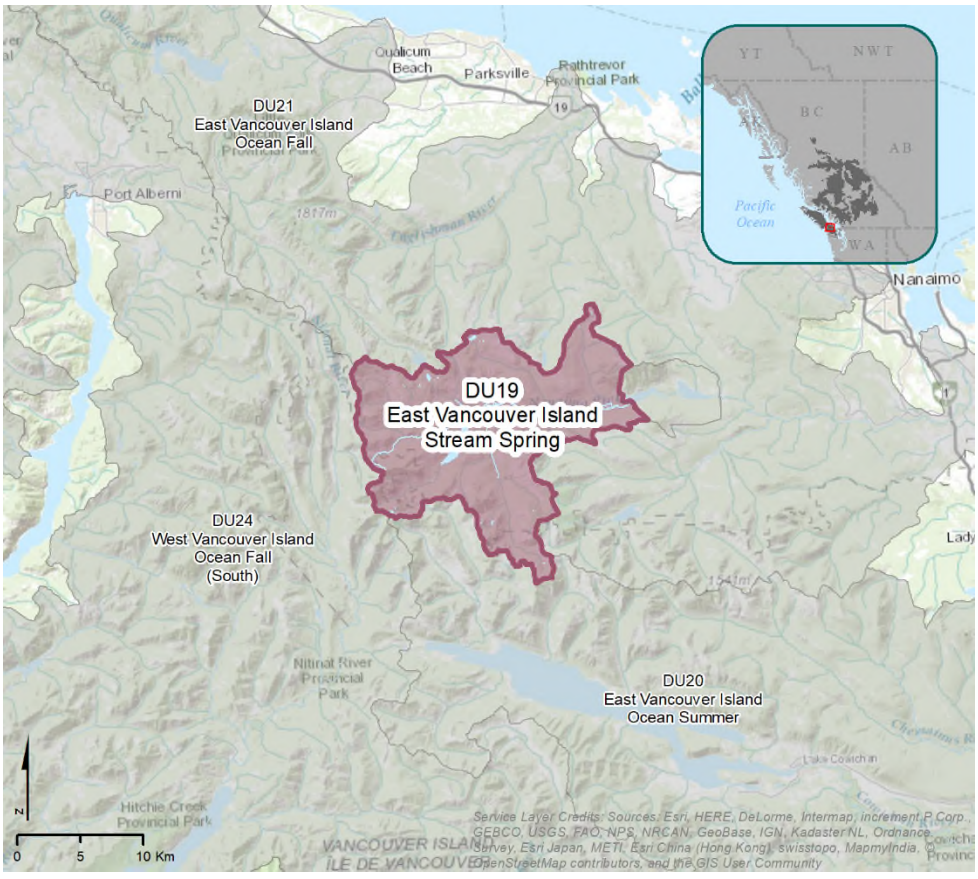
Unité désignable 19 : population de l’est de l’île de Vancouver, type fluvial, printemps (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l’UD	EVI+GStr/fluvial/printemps
Zone adaptative conjointe (ZAC)	EVI+GStr
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Printemps

La durée de génération moyenne de cette UD est de 3,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison au printemps.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

<u>Zone d’occurrence et zone d’occupation</u>



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Qualicum beach= Qualicum Beach

Parksville= Parksville

Rathtrevor provincial park= Parc provincial Rathtrevor

DU21 east Vancouver Island ocean fall= UD 21 – Est de l’île de Vancouver, type océanique, automne

Port Alberni= Port Alberni

Nanaimo= Nanaimo

DU19 east Vancouver Island stream spring= UD 19 – Est de l’île de Vancouver, type fluvial, printemps

DU20 east Vancouver Island ocean summer= UD 20 – Est de l’île de Vancouver, type océanique, été

DU24 West Vancouver Island ocean fall (south) = UD 24 – Ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (sud)

Nitinat River provincial park= Parc provincial Nitinat River

Hitchie creek provincial park= Parc provincial Hitchie Creek

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB = Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 86. Carte de l’UD 19 – Est de l’île de Vancouver, type fluvial, printemps.

Cette UD s'étend vers l'est, depuis le ruisseau Sadie au mont Moriarty, jusqu'à la rivière Nanaimo, autour du mont Hooker. La limite septentrionale se trouve au ruisseau Rush, autour de la montagne Okay, et la limite méridionale se trouve au ruisseau Green, près du mont Buttle (N : lat. 49,16, long. 124,27; S : lat. 48,96, long. 124,33; O : lat. 49,12, long. 124,52; E : lat. 49,07, long. 124,20). Le centre de l'UD se trouve à lat. 49,09, long. 124,23, et la superficie totale de l'UD est de 245,33 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 41 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 21 km, soit 0,21 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (23,6 %), l'aménagement urbain représentant 3,6 % de la superficie de l'UD, l'agriculture et l'aménagement rural, 2,7 %, et l'exploitation minière, 0,3 %. La densité du réseau routier dans l'UD 19 est de 2,5 km/km^2, avec une moyenne de 0,9 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 20,9 % de l'habitat riverain et 17,0 % du couvert forestier de l'UD. Cette UD n'est pas affligée par le dendroctone du pin ponderosa.

Abondance

Il n'y a pas suffisamment de données sur l'abondance, la mise en valeur et les lâchers d'écloseries pour cette UD. Toutefois, le peu de données sur l'abondance indique que, de 1987 à 2007, le nombre maximal d'individus observés pendant toute une année était de 25. En 1979, 166 individus ont été observés, soit le nombre le plus élevé. Plus récemment, en 2012 et en 2013, seulement deux et cinq individus ont été consignés, respectivement. Même si les données de relevés récents indiquent une sous-estimation d'un nombre inconnu, le nombre d'individus matures est encore probablement inférieur au seuil de 250.

Fluctuations et tendances

Aucune donnée sur la récolte, la survie en mer (du smolt au stade adulte) et la productivité des stocks n'est accessible pour cette UD.

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. De plus amples efforts sont nécessaires (p. ex. en tentant d'obtenir des connaissances d'experts) pour déterminer un degré de menace selon le calculateur de menaces.

Unité désignable 20 : population de l’est de l’île de Vancouver, type océanique, été (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 87. Carte de l’UD 20 – Est de l’île de Vancouver, type océanique, été.

Figure 88. UD 20 – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Tableau 35. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l’abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d’un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 89. UD 20 – Tendances en matière d’abondance des individus reproducteurs, de taux d’exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Unité désignable 21 : population de l’est de l’île de Vancouver, type océanique, automne (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 90. Carte de l’UD 21 – Est de l’île de Vancouver, type océanique, automne.

Figure 91. UD 21 (CK-21) – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Figure 92. UD 21 (CK-22) – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Figure 93. UD 21 (CK-25) – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Figure 94. UD 21 (CK-27) – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Tableau 36. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l’abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d’un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 95. UD 21 – Tendances en matière d’abondance des individus reproducteurs, de taux d’exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Figure 96. UD 21 – Productivité des stocks calculée comme le nombre total d’adultes (individus reproducteurs et prises) produits par les individus reproducteurs d’une année de ponte (AP) divisé par le nombre d’individus reproducteurs pendant l’AP. Les données sur la productivité sont seulement accessibles pour la CK-22. Cette figure est mise à jour à partir des données de Brown *et al*. (2013).

Unité désignable 22 : population de la côte sud – fjords du sud, type océanique, automne (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 97. Carte de l'UD 22 – Côte sud – fjords du sud, type océanique, automne.

Figure 98. UD 22 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Tableau 37. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l'abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d'un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 99. UD 22 – Tendances en matière d'abondance des individus reproducteurs, de taux d'exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Unité désignable 23 : population de l’est de l’île de Vancouver, type océanique, automne (EVI + SFj) (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 100. Carte de l’UD 23 – Est de l’île de Vancouver, type océanique, automne (EVI + SFj).

Figure 101. UD 23 – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Tableau 38. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l’abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d’un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 102. UD 23 – Tendances en matière d’abondance des individus reproducteurs, de taux d’exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Unité désignable 24 : population de l’ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (sud) (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 103. Carte de l’UD 24 – Ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (sud).

Figure 104. UD 24 – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Tableau 39. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l’abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d’un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 105. UD 24 – Tendances en matière d’abondance des individus reproducteurs, de taux d’exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Figure 106. UD 24 – Ventilation des taux d’exploitation de la pêche en milieu marin et de la pêche terminale de 1970 à 2015.

Unité désignable 25 : population de l’ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot) (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 107. Carte de l’UD 25 – Ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot).

Figure 108. UD 25 – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Tableau 40. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l’abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d’un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 109. UD 25 – Tendances en matière d’abondance des individus reproducteurs, de taux d’exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

Unité désignable 26 : population de l’ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (WVI + WQCI) (pas encore évaluée)

Figures et tableaux à paraître dans la partie 2 :

Figure 110. Carte de l’UD 26 – Ouest de l’île de Vancouver, type océanique, automne (WVI + WQCI).

Figure 111. UD 26 – Abondance, mise en valeur et lâchers d’écloseries.

Tableau 41. Résumé du taux de variation estimé (intervalle de confiance à ± 95 %) de l’abondance des individus reproducteurs et de la probabilité d’un déclin au cours des 3 dernières générations (> 30 %, > 50 %, > 70 %). Les taux de variation au cours des trois dernières générations sont fournis selon une analyse des trois dernières générations de données ainsi que de toute la série chronologique.

Figure 112. UD 26 – Tendances en matière d’abondance des individus reproducteurs, de taux d’exploitation et de survie en mer (du smolt au stade adulte).

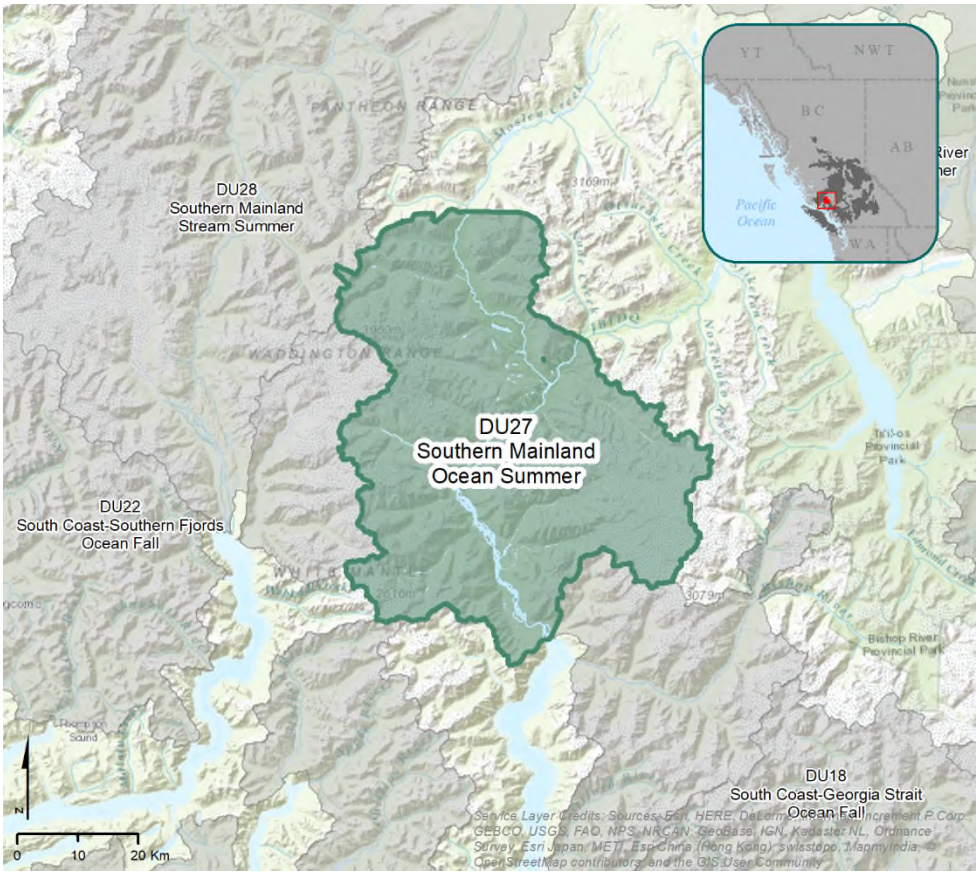
Unité désignable 27 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	HK+SFj/océanique/été
Zone adaptative conjointe (ZAC)	HK+SFj
Cycle vital	Type océanique
Période de montaison	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type océanique et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

Zone d'occurrence et zone d'occupation



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

DU27 southern Mainland ocean summer= UD 27 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été

DU28 southern mainland stream summer= UD 28 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été

DU22 south coast-southern Fords ocean fall= UD 22 – Côte sud – fjords du sud, type océanique, automne

DU18 south coast-Georgia Strait ocean fall=UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne

YT= Yn

NWT= T.N.-O.

BC= C.-B.

AB = Alb.

WA= Wash.

Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 113. Carte de l'UD 27 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été.

Cette UD englobe le bassin de la rivière Homathko et s'étend vers le sud, depuis le ruisseau Mosley, autour des pics West Branch, jusqu'à l'exutoire de la rivière Homathko dans la baie Bute. La limite la plus à l'ouest se trouve au ruisseau Scar, près de la montagne Dauntless, et la limite la plus à l'est se trouve au ruisseau Doran, près du mont Queen Bess (N : lat. 51,56, long. 125,06; S : lat. 50,89, long. 124,93; O : lat. 51,20, long. 125,33; E : lat. 51,20, long. 124,46). Le centre de l'UD se trouve à lat. 50,93, long. 124,86, et la superficie totale de l'UD est de 2 836,28 km^2.

Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 154 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 77 km, soit 0,77 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (5,8 %), l'agriculture et l'aménagement rural représentant 1,4 % de la superficie de l'UD. La densité du réseau routier dans l'UD 27 est de 0,4 km/km^2, avec une moyenne de 0,4 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 5,4 % de l'habitat riverain et 4,4 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 11 % de la superficie de l'UD. Aucun aménagement urbain ni aucune exploitation minière ne sont effectués dans l'UD.

Abondance

Cette UD fait l'objet de peu de renseignements concernant l'abondance. Le saumon chinook de cette UD se trouve dans un grand réseau glaciaire aux eaux turbides au sein d'une région isolée. Les récents indices d'abondance relative des individus reproducteurs étaient de 0 individu en 2010 et de 267 individus en 2011. Par le passé (dans les années 1960 et 1970), des relevés ont révélé des milliers d'individus, mais la qualité des relevés était incertaine et la comparabilité des estimations entre les périodes est inconnue.

Fluctuations et tendances

Aucune donnée sur les tendances en matière d'abondance, de récolte, de survie en mer (du smolt au stade adulte) et de productivité des stocks n'est accessible.

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « faible » (D) à l'impact des menaces qui pèsent sur l'UD 27. Un certain risque existe en raison des modifications de l'écosystème attribuables aux producteurs (minimaux) indépendants d'électricité et aux avalanches/glissements de terrain causés par le terrain escarpé dans ce système. Les résultats du calculateur de menaces pour cette population sont fondés sur ceux de l'UD 28. De nombreuses questions doivent faire l'objet d'une étude plus approfondie. Certaines cotes du calculateur de menaces sont « inconnues » et, si elles étaient connues, elles pourraient changer l'impact global calculé.

Même si la récolte est omniprésente et continue, elle n'est pas considérée comme étant une menace, car sa gravité ne devrait pas changer beaucoup au cours des trois prochaines générations. Ainsi, toute répercussion de la récolte sur les niveaux de population actuels serait négligeable.

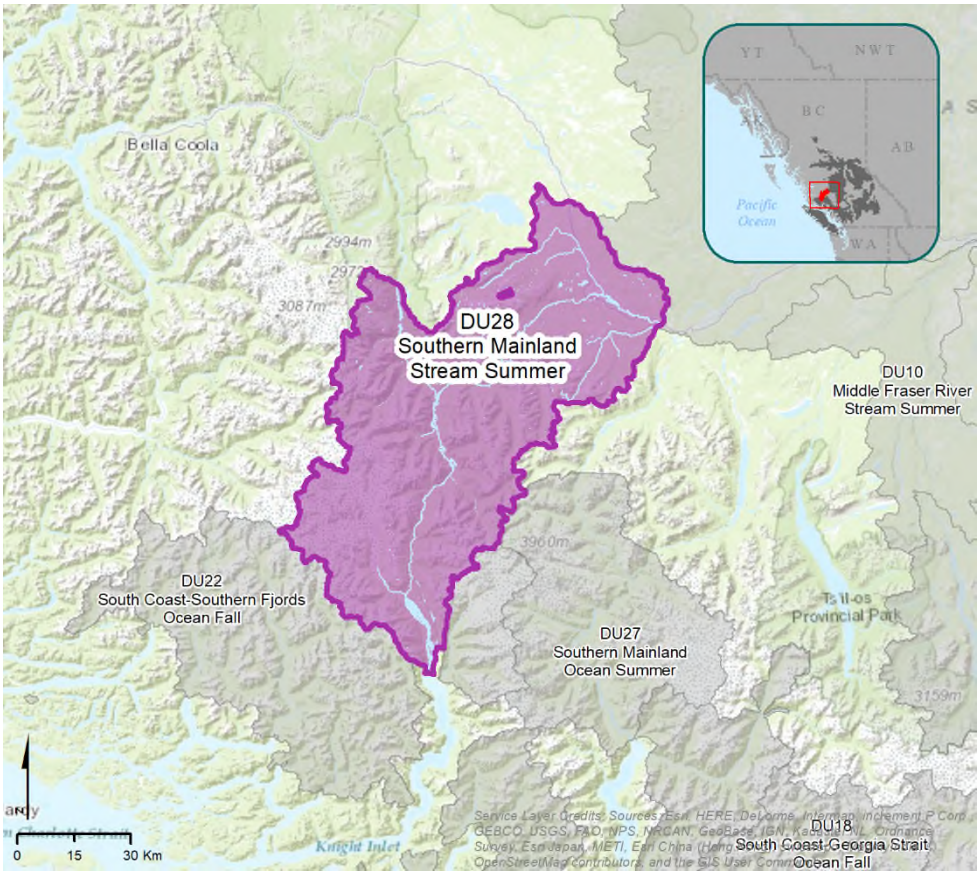
Unité désignable 28 : population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été (évaluée en novembre 2018)

Nom abrégé de l'UD	HK+SFj/fluvial/été
Zone adaptative conjointe (ZAC)	HK+SFj
Cycle vital	Type fluvial
Période de montaison	Été

La durée de génération moyenne de cette UD est de 4,5 ans. Les individus présentent des variantes du cycle vital du type fluvial et effectuent leur montaison en été.

Pour examiner les méthodes concernant les données déclarées dans les chapitres sur chaque UD, consulter les sections préliminaires du présent rapport.

Zone d'occurrence et zone d'occupation



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Bella coola= Bella Coola
DU28 southern mainland stream summer= UD 28 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été
DU10 middle Fraser river stream summer= UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été
DU27 southern mainland ocean summer= UD 27 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été
DU22 south coast-southern Fjords ocean fall= UD 22 – Côte sud – fjords du sud, type océanique, automne
YT= Yn
NWT= T.N.-O.
BC= C.-B.
AB= Alb.
WA= Wash.
Pacific Ocean= Océan Pacifique

Figure 114. Carte de la zone de l'UD 28 à l'intérieur des terres – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été.

Cette UD s'étend vers le sud-ouest depuis le ruisseau McClinchy, près du lac Charlotte, jusqu'à l'endroit où la rivière Klinaklini se déverse dans la baie Knight (N : lat. 52,24, long. 125,17; S : lat. 51,10, long. 125,61). La limite la plus à l'est se trouve à la rivière Klinaklini, près de la montagne Martin (lat. 51,96, long. 124,68), et l'extrémité ouest se trouve à la rivière Klinaklini, près de la montagne Silverthrone (lat. 51,42, long. 126,16). Le centre de l'UD se trouve à lat. 51,27, long 125,61, et la superficie totale de l'UD est de 5 848,22 km^2.

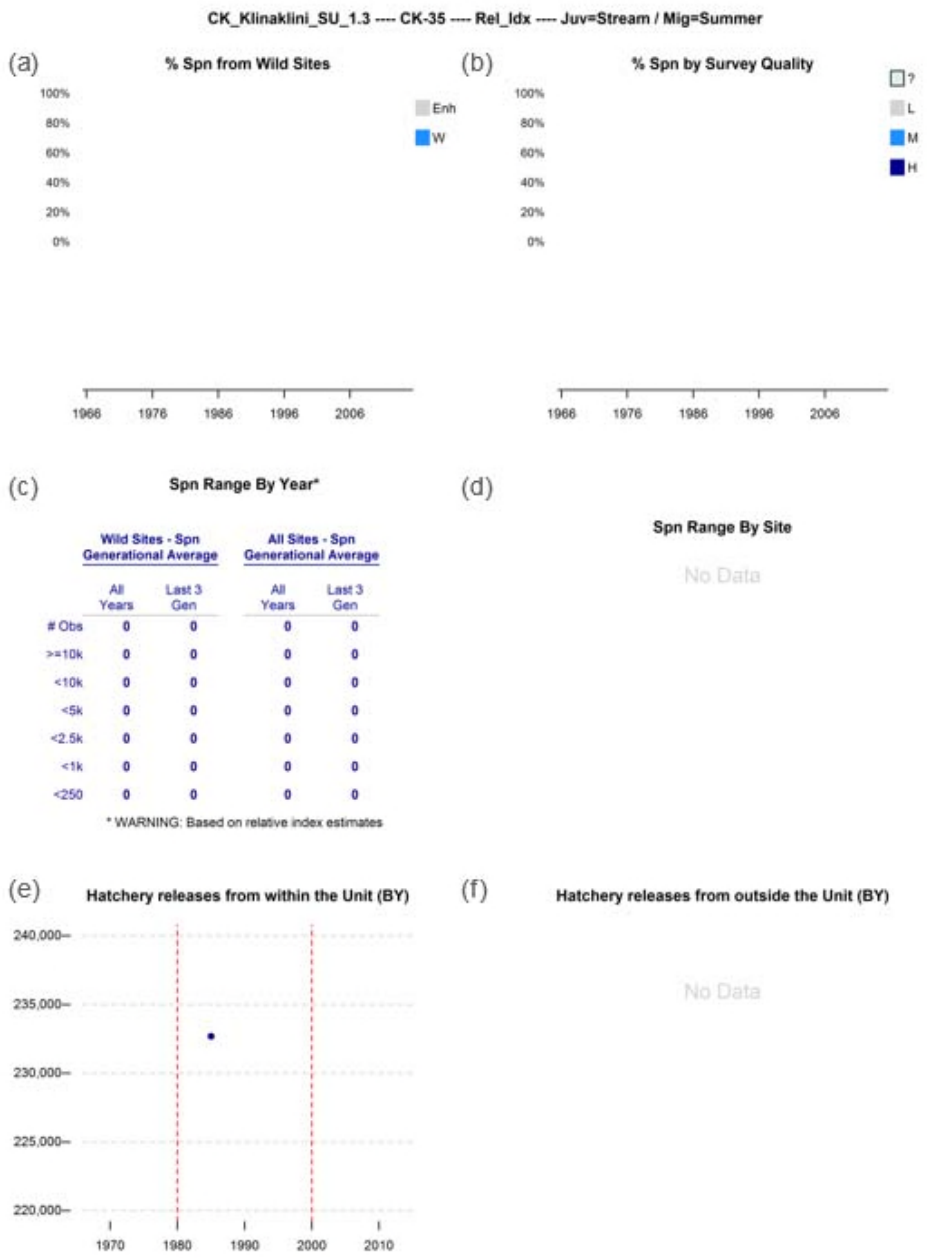
Comme pour toutes les UD prises en considération dans le présent rapport, la zone d'occurrence englobe les cours d'eau de fraye et l'aire de répartition océanique, et elle est donc d'une superficie supérieure à 20 000 km^2. L'IZO est de 447 km^2 selon une distance totale de montaison connue de 224 km, soit 2,23 % de la distance de montaison connue dans l'ensemble des UD.

Tendances en matière d'habitat

Les terres entourant l'habitat d'eau douce de cette UD sont altérées (5,4 %), l'aménagement urbain représentant 0,02 % de la superficie de l'UD, et l'agriculture et l'aménagement rural, 0,6 %. La densité du réseau routier dans l'UD 28 est de 0,3 km/km^2, avec une moyenne de 0,3 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons (dans toutes les UD, la densité moyenne du réseau routier est de 1,33 km/km^2 et le nombre moyen de traverses de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible aux poissons est de 0,62). Des perturbations touchent 1,4 % de l'habitat riverain et 4,7 % du couvert forestier de l'UD. Le dendroctone du pin ponderosa afflige 15 % des peuplements de pins. Aucune exploitation minière n'est effectuée dans l'UD.

Abondance

Même si des estimations historiques de l'abondance sont disponibles pour cette espèce sauvage, les méthodes ont changé au fil du temps. La plus récente estimation, effectuée en 2003, était de 13 365 individus. Aucune donnée n'existe pour les trois dernières générations. Cette UD n'est pas considérée comme étant mise en valeur, mais un lâcher d'environ 233 000 smolts d'écloserie a eu lieu en 1985 (figure 115e).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

CK_Klinaklini_SU= CK_Klinaklini_SU

CK-35= CK-35

Rel_Idx = Ind. d'abon. rel.

Juv=stream/Mig=spring = Juv. = fluvial/mig. = été

% spn from wild sites= Individus reproducteurs de sites naturels (%)

Enh= Mis en valeur

W= Sauvages

% spn by survey quality= Individus reproducteurs par qualité de relevé (%)

L= F

M= M

H= É

Spn range by year= Fourchette d'individus reproducteurs par année

Wild sites – spn generational average= Sites naturels – moyenne générationnelle des individus reproducteurs

All sites – spn generational average= Tous les sites – moyenne générationnelle des individus

All years= Toutes les années

Last 3 gen= 3 dernières gén.

obs= Nbre d'obs.

Warning: based on relative index estimates= Avertissement : selon les estimations de l'indice d'abondance relative

Spn range by site= Fourchette d'individus reproducteurs par site

No data= Aucune donnée

Hatchery releases from within the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'intérieur de l'unité (AP)

Hatchery releases from outside the unit (BY) = Lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'unité (AP)

No data= Aucune donnée

Figure 115. UD 28 – Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries.

Fluctuations et tendances

Aucune donnée sur les tendances en matière d'abondance, de récolte, de survie en mer (du smolt au stade adulte) et de productivité des stocks n'est accessible.

Menaces et facteurs limitatifs

En ce qui concerne les menaces et les facteurs limitatifs généraux qui s'appliquent à toutes les UD, voir la section « Menaces et facteurs limitatifs » dans l'introduction. Les spécialistes du saumon chinook qui ont participé à l'atelier sur le calculateur des menaces de l'UICN en février 2017 ont conclu qu'il faudrait attribuer la valeur « faible » (D) à l'impact des menaces pesant sur l'UD 27. Un certain risque existe en raison des modifications de l'écosystème attribuables aux producteurs (minimaux) indépendants d'électricité et aux avalanches/glissements de terrain causés par le terrain escarpé dans ce système. De nombreuses questions doivent faire l'objet d'une étude plus approfondie. Certaines cotes du calculateur de menaces sont « inconnues » et, si elles étaient connues, elles pourraient changer l'impact global calculé.

Même si la récolte est omniprésente et continue, elle n'est pas considérée comme étant une menace, car sa gravité ne devrait pas changer beaucoup au cours des trois prochaines générations. Ainsi, toute répercussion de la récolte sur les niveaux de population actuels serait négligeable.

Les tableaux du calculateur des menaces sont inclus dans le présent rapport (voir annexe 1).

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

Aux États-Unis, deux unités importantes pour l'évolution (UIE) du saumon chinook sont inscrites comme étant en voie de disparition, et sept UIE, comme étant menacées (tableau 42) (USFW, 2014).

Tableau 42. Sommaire des statuts du saumon chinook figurant actuellement à l'*Endangered Species Act* (UEI = unité importante pour l'évolution)

Statut	Date de l'inscription	Région responsable	Endroit visé par l'inscription
En voie de disparition	02/08/1999	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE du haut Columbia, printemps
En voie de disparition	06/04/1990	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE du fleuve Sacramento, hiver
Menacée	29/12/1999	National Marine Fisheries Service (région 11)	Côte de la Californie
Menacée	29/12/1999	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE de la Vallée centrale, printemps
Menacée	02/08/1999	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE de la haute Willamette
Menacée	02/08/1999	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE du bas Columbia
Menacée	02/08/1999	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE de Puget Sound
Menacée	22/04/1992	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE de la rivière Snake, printemps/été
Menacée	22/04/1992	National Marine Fisheries Service (région 11)	UIE de la rivière Snake, automne

Statuts et classements non juridiques

Liste rouge de l'UICN – le saumon chinook n'a pas encore été évalué.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Des employés de Pêches et Océans Canada ont été contactés à de multiples reprises. Remerciements particuliers à Gayle Brown, à Gottfried Pestal et à Mary Thiess pour leur soutien tout au long de la génération des données et du processus de rédaction. Laurelle Santana, Colleen Cranmer et Stella Chen, d'ESSA Technologies Ltd., et Gwenn Farrell ont grandement aidé à établir le format et la structure du rapport.

SOURCES D'INFORMATION

Alderdice, D.F. et F.P.J. 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.

Alexander, R.F., K.K. English, B.L. Nass et S.A. Bickford. 1998. Distribution, timing and fate of radio-tagged adult Sockeye Salmon, Chinook Salmon, and Steelhead Salmon tracked at or above Wells Dam on the mid-Columbia River in 1997. Prepared for Public Utility District No. 1 of Douglas County, Washington.

Bailey, R., comm. pers. 2017. *En personne dans les bureaus d'ESSA Technologies Ltd. les 1er et 2 novembre 2017.* Chef du programme d'évaluation des stocks du saumon chinook et du saumon coho du Fraser et du secteur de l'intérieur, Direction des sciences, Pêches et Oceans Canada, 985 McGill Place, Kamloops, BC V2C 6X6.

Bakun, A. 1973. Coastal upwelling indices, west of North America, 1946-71. NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-671, 163 p. (Available from Natl. Mar. Fish. Serv., 2725 Montlake Blvd. E., Seattle, WA 98 1 12.)

Bakun, A. 1975. Daily and weekly upwelling indices, West Coast of North America, 1967-73. NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF-693,114 p. (Available from Natl. Mar. Fish. Serv., 2725 Montlake Blvd. E., Seattle, WA 981 12.)

Barraclough, W.E. et A.C. Phillips. 1978. Distribution of juvenile salmon in the southern Strait of Georgia during the period April to July 1966-1969. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 826:47p.

BC Hydro. 2011a. Bridge/Seton River Watershed: Salmonid Action Plan. 24 pp.

BC Hydro. 2011b. Puntledge River Watershed Salmonid Action Plan. 20 pp.

Beacham, T.D. et C.B. Murray. 1990. Temperature, egg size, and development of embryos and alevins of five species of Pacific salmon: a comparative analysis. Trans. Am. Fish. Soc. 119(6): 927-945.

Beacham, T.D., K.J. Supernault, M. Wetklo, B. Deagle, K. Labaree, J.R. Irvine, J.R. Candy, K.M. Miller, R.J. Nelson et R.E. Withler. 2003. The geographic basis for population structure in Fraser River Chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha). Fishery Bulletin, 101(2), pp.229-243.

Beacham, T. D. et R.E. Withler. 2010. Comment on "Gene flow increases temporal stability of Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytscha) populations in the Upper Fraser River, British Columbia, Canada"Appears in Can. J. Fish. Aquat. Sci. 66: 167–176. Journal of the Fisheries Board of Canada, 67(1), 202–205.

Beamish, R.J. 1993. Climate and exceptional fish production off the west coast of North America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 2270–2291.

Beamish, R.J. et D.R. Bouillon. 1993. Pacific salmon production trends in relation to climate. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:1002-1016.

Beamish, R.J., K.L. Lange, C.M. Neville, R.M. Sweeting et T.D. Beacham. 2011. Structural patterns in the distribution of ocean- and stream-type juvenile Chinook Salmon populations in the Strait of Georgia in 2010 during the critical early marine period. NPAFC Doc. 1354. 27 pp. www.npafc.org.

Beamish, R.J. et C. Mahnken. 2001. A critical size and period hypothesis to explain natural regulation of salmon abundance and the linkage to climate and climate change. Progress in Oceanography 49: 423–437.

Beamish, R.J. et C.M. Neville. 2000. Predation-based mortality on juvenile salmon in the Strait of Georgia. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Tech. Rep. 2: 11–12. http://www.npafc.org/new/publications/Bulletin/Bulletin%20No.%204/077-091Heard.pdf (consulté le 8 avril 2014).

Beamish, R.J., I.A. Pearsall et M.C. Healey. 2003. A history of research on the early marine life of Pacific salmon off Canada's Pacific Coast. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Bull 3:1-40.

Beamish, R. J., R.M. Sweeting, T.D. Beacham, K.L. Lange et C.M. Neville. 2010. A late ocean entry life-history strategy improves the marine survival of Chinook Salmon in the Strait of Georgia. North Pacific Anadromous Fish Commission Doc. 1282. 14 pp. Fisheries and Oceans Canada, Pacific Biological Station. www.npafc.org.

Beamish, R.J., R.M. Sweeting, C.M. Neville, K.L. Lange, T.D. Beacham et D. Preikshot. 2012. Wild Chinook Salmon survive better than hatchery salmon in a period of poor production. Env. Biol. Fish. 91:135-148.

Becker, C.D. 1973. Food and growth parameters of juvenile Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, in central Columbia River. Fish. Bull, (U.S.) 71:387-400.

Becker, L.A., M.A. Pascual et N.G. Basso. 2007. Colonization of the southern Patagonia Ocean by exotic Chinook salmon. Conservation Biology, 21(5), pp.1347-1352.

Bell, R. 1958. Time, size, and estimated numbers of seaward migrants of Chinook Salmon and Steelhead Trout in the Brownlee-Oxbow section of the middle Snake River. State of Idaho Department of Fish and Game, Boise, ID. 36 p.

Bentzen P., J.B. Olsen, J.E. McLean, T.R. Seamons et T.P. Quinn. 2001. Kinship analysis of pacific salmon: insights into mating, homing, and timing of reproduction. The Journal of Heredity 92(2): 127-136.

Berejikian, B. et M. Ford. 2003. A review of relative fitness of hatchery and natural salmon (Preliminary Review Draft). National Marine Fisheries Service. 29 p.

Bjornn, T.C. 1971. Trout and salmon movements in two Idaho streams as related to temperature, food, stream flow, cover and population density. Trans. Am. Fish. Soc. 100:423-438.

Bond, N.A., M.F. Cronin, H. Freeland et N. Mantua. 2015. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. Geophysical Research Letters, 42(9), pp.3414-3420.

Bradford, M.J. et J.R. Irvine. 2000. Land use, fishing, climate change, and the decline of Thompson River, British Columbia, Coho Salmon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57:13-16.

Bradford, M.J. et Taylor, G.C. 1997. Individual variation in dispersal behaviour of newly emerged Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Upper Fraser River, British Columbia. Can. J. Fish. Aquat. Sci.54:1585 – 1592.

Brady, J.A. 1983. Lower Yukon River salmon test and commercial fisheries, 1981. Alaska Dep. Fish and Game ADFandG Tech. Data Rep. 89:91 p.

Brannon, E.L. et A. Setter. 1987. Marine distribution of a hatchery fall Chinook Salmon population. *In* E. Brannon et B. Jonsson (eds.), Proceedings of the Salmonid Migration and Distribution Symposium, p. 63-69. Trondheim, Norway.

Brannon, E.L., M.S. Powell, T.P Quinn et A. Talbot. 2004. Population structure of Columbia River Basin Chinook Salmon and Steelhead Trout. Reviews in Fisheries Science, 12:99-232.

Braun, D.C., J.W. Moore, J. Candy et R.E. Bailey. 2015. Population diversity in salmon: linkages among response, genetic and life-history diversity. Ecography, 39(3), 317–328.

Briggs, J.C. 1953. The behaviour and reproduction of salmonid fishes in a small coastal stream, Calif. Dep. Fish Game Fish. Bull. 94:62 p.

Brown, M.E. Thiess et G. Pestal (in prep). Updated Status Information For Conservation Units of Southern BC Chinook Salmon. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences.

Brown, G., S.J. Baillie, M.E. Thiess, J.R. Candy, C.K. Parken, G. Pestal et D.M. Willis. 2013a. Pre-COSEWIC assessment of southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations. CSAP 2012/13 P23.

Brown, G.S., S.J. Baillie, R.E. Bailey, J.R. Candy, C.A. Holt, C.K. Parken, G.P. Pestal, M.E. Thiess et D.M. Willis. 2013b. Pre-COSEWIC review of southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) conservation units, Part II: Data, analysis and synthesis. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/nnn. vi + xx p.

Brown, T. G. et P.M. Winchell. 2004. Fish Community of Shuswap Lake's Foreshore (Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2568) (pp. 1–60). Fisheries and Oceans Canada Science Branch, Pacific Region, Pacific Biological Station.

Brown, G., Thiess, M.E., Pestal, G., Holt, C.A et Patten, B. Sous presse. Integrated Biological Status Assessments under the Wild Salmon Policy Using Standardized Metrics and Expert Judgement: Southern British Columbia Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Conservation Units. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/nnn. vi + xx p.

Buhle, E. R., K.K. Holsman, M.D Scheuerell et A. Albaugh. 2009. Using an unplanned experiment to evaluate the effects of hatcheries and environmental variation on threatened populations of wild salmon. Biological Conservation, 142(11), 2449–2455.

Burner, C.J. 1951. Characteristics of spawning nests of Columbia River salmon. Fish. Bull. Fish Wildl. Serv. 61:97-110.

California HSRG (California Hatchery Scientific Review Group). 2012. California Hatchery Review Report. Prepared for the US Fish and Wildlife Service and Pacific States Marine Fisheries Commission. 100 p.

Candy, J. 2013. Quantifying genetic variation in southern BC Chinook Salmon. Presentation during Pre-COSEWIC workshop held on Feb 6, 2013.

Candy J.R., J.R. Irvine, C.K. Parken, S.L. Lemke, R.E. Bailey, M. Wetklo et K. Jonsen. 2002. A discussion paper on possible new stock groupings (Conservation Units) for Fraser River Chinook Salmon. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2002/085.

Carl, L.M. 1982. Natural reproduction of Coho Salmon and Chinook Salmon in some Michigan streams. N. Am. J. Fish. Manage. 2:375-380.

Cavalli-Sforza, L.L. et W.F. Edwards. 1967. Phylogenetic analysis models and estimation procedures. Am. J. Hum. Genet., 19, 233–257.

Chapman, D.W. et T.C. Bjornn. 1969. Distribution of salmonids in streams, with special reference to food and feeding, p. 153-176. In: T.G. Northcote (ed.). Symposium on Salmon and Trout in Streams. H.R. MacMillan Lectures in Fisheries. Institute of Fisheries, University of British Columbia, Vancouver, BC. 388 p.

Chilcote, M. W., K.W. Goodson et M.R Falcy. 2011. Reduced recruitment performance in natural populations of anadromous salmonids associated with hatchery-reared fish. Journal of the Fisheries Board of Canada, 68(3), 511–522.

Clarke, C. N., D.J. Fraser et C.F. Purchase. 2016. Lifelong and carry-over effects of early captive exposure in a recovery program for Atlantic salmon (Salmo salar). Animal Conservation, 19(4).

Chasco, B., I. C. Kaplan, A. Thomas, A. Acevedo-Gutiérrez, D. Noren, M.J. Ford, M. Bradley Hanson, J. Scordino, S. Jeffries, S. Pearson, K. N. Marshall et E. J. Ward. 2017. Estimates of Chinook Salmon consumption in Washington State inland waters by four marine mammal predators from 1970 to 2015. Journal of the Fisheries Board of Canada, *74*(8), 1173–1194.

Christie, M.R., M.L. Marine, R.A. French et M.S. Blouin. 2012. Genetic adaptation to captivity can occur in a single generation. Proceedings of the National Academy of Sciences, 109(1), pp.238-242.

COSEWIC 2006. COSEWIC assessment and status report on the Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytscha* (Okanagan population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vii + 41 pp. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm). [Également disponible en français : 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. (http://www.registrelep.gc.ca/status/status_f.cfm).]

COSEWIC 2010. Appendix E7: COSEWIC Guidelines on Manipulated Populations. [Également disponible en français : COSEPAC 2010. Annexe E7 : Lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées.]

COSEWIC ATK Subcommittee. 2014. ATK Assessment Report on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Canada for Vancouver Island, Sunshine Coast, and Fraser River [Revised]. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa ON.

COSEWIC. 2015. COSEWIC Report on Proposed Designatable Units for Chinook Salmon *Oncorhynchus tshawytcsha* in Southern British Columbia.

Cullon, D. L., M.B. Yunker, C. Alleyne, N.J. Dangerfield, S. O'Neill, M.J. Whiticar et P.S. Ross. 2009. Persistent organic pollutants in Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): Implications for resident killer whales of British Columbia and adjacent waters. Environmental Toxicology and Chemistry, *28*(1), 148–161.

d'Eon-Eggertson, N.K. Dulvy et R.M. Peterman. 2014. Reliable identification of declining populations in an uncertain world. Conservation Letters doi: 10.1111/conl.12123.

Dahlberg, M. et D. Phinney. 1967. The use of adipose fin pigmentation for distinguishing between juvenile Chinook Salmon and Coho Salmon in Alaska. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 24(1), 209–210.

Dahlberg, M.L. 1982. Report of incidence of codedwire tagged salmonids in catches of foreign commercial and research vessels operating in the North Pacific Ocean and Bering Sea during 19801982. (Submitted to annual meeting International North Pacific Fisheries Commission, Tokyo, Japan, November 1982.) Auke Bay Laboratory, Northwest and Alaska Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, Auke Bay, AK. 11p.

Dahlberg, M.L. et S. Fowler. 1985. Report of incidence of coded-wire-tagged salmonids in catches of foreign commercial and research vessels operating in the North Pacific Ocean and Bering Sea during 1984-85. (Submitted to annual meeting International North Pacific Fisheries Commission, Tokyo, Japan, November 1985.) Auke Bay Laboratory, Northwest and Alaska Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, Auke Bay, AK. 16 p.

Dahlberg, M.L., P.P. Thrower et S. Fowler. 1986. Incidence of coded-wire-tagged salmonids in catches of foreign commercial and research vessels operating in the North Pacific Ocean and Bering Sea in 1985-1986. (Submitted to annual meeting International North Pacific Fisheries Commission, Anchorage, Alaska, November 1986.) Auke Bay Laboratory, Northwest and Alaska Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, Auke Bay, AK. 26 p.

de Mestral Bezanson, L., M.J. Bradford, S. Casley, K. Benner, T. Pankratz et M. Porter. 2012. Evaluation of Fraser River Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*) spawning distribution following COSEWIC and IUCN Redlist guidelines. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/064. v + 103 p.

Dery, S.J., M.A. Hernandez-Henriquez, P.N. Owens, M.W. Parkes et E. L. Petticrew. 2012. A century of hydrological variability and trends in the Fraser River Basin. Environmental Research Letters. 7: 0204019 (10 pp).

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2005a. Canada's Policy for Conservation of wild Pacific Salmon. Fisheries and Oceans Canada, 401 Burrard Street, Vancouver, BC V6C 3S4. p. 49+v. [Également disponible en français : MPO (Pêches et Océans Canada). 2005a. La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique. Pêches et Océans Canada, 401, rue Burrard, Vancouver, C.-B. V6C 3S4. V+49 p.]

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2005b (ébauche). Evaluation of Hatchery Practices in the Salmonid Enhancement Program (SEP) based on System Wide Recommendations from the Hatchery Reform Project for Puget Sound and Coastal Washington. Fisheries and Oceans Canada; Oceans, Habitat and Enhancement Branch, Pacific Region.

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2005c (ébauche). Operational Guidelines for Pacific Salmon Hatcheries. Fisheries and Oceans Canada, Salmonid Enhancement Program. Pacific Region.

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2008. Aquatic Species at Risk – Chinook Salmon (Okanagan population). Accessible à : http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/species-especes/ChinookSalmon-saumonquinnat-eng.htm (consulté le 8 avril 2014). [Également disponible en français : MPO (Pêches et Océans Canada). 2008. Espèces aquatiques en péril – Saumon Quinnat (population de l'Okanagan). http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/species-especes/chinookSalmon-saumonquinnat-fra.htm.]

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2012 (ébauche). SEP Production Planning: A Framework. Fisheries and Oceans Canada, Salmonid Enhancement Program. Pacific Region, Vancouver, BC.

DFO. (Fisheries and Oceans Canada) 2013a. Review and update of southern BC Chinook Salmon conservation unit assignments. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2013. [Également disponible en français : MPO. (Pêches et Océans Canada) 2013a. Examen et mise à jour des désignations d'unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013.]

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2013b (ébauche). Biological Risk Management Framework for Enhancing Salmon in the Pacific Region. Fisheries and Oceans Canada, Vancouver, BC.

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2016. State of the Physical, Biological and Selected Fishery Resources of Pacific Canadian Marine Ecosystems in 2015 (No. 3179). (P. C. Chandler, S. A. King et R. I. Perry, Eds.) (pp. 1–240). Fisheries and Oceans Canada.

DFO (Fisheries and Oceans Canada). 2017. State of the Physical, Biological and Selected Fishery Resources of Pacific Canadian Marine Ecosystems in 2016 (No. 3225). (P. C. Chandler, S. A. King et J. Boldt, Eds.) (pp. 1–251). Fisheries and Oceans Canada.

Diewart, R. 2007. Habitat requirements for ten Pacific salmon life-history strategies. Données inédites. Prepared for Heather Stalberg, WSP Habitat Strategy Coordinator, Fisheries and Oceans Canada, Habitat and Enhancement Branch, Kamloops, BC.

Di Lorenzo, E. et N. Mantua. 2016. Multi-year persistence of the 2014/15 North Pacific marine heatwave. Nature Climate Change, 6(11), pp.1042-1047.

Dorner, B., M.J. Catalano et R.M. Peterman. 2017. Spatial and temporal patterns of covariation in productivity of Chinook Salmon populations of the Northeastern Pacific. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, cjfas–2017–0197.

Ducommun, G. 2013. ATK Source Report on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Vancouver Island, Sunshine Coast, and Fraser River populations) in Canada. Prepared for Aboriginal Traditional Knowledge Sub-Committee of the Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada.

Dunford, W.E. 1975. Space and food utilization by salmonids in marsh habitats of the Fraser River estuary. Mémoire de maîtrise ès sciences. University of British Columbia, Vancouver, BC. 81 p.

Dunmall, K.M., J.D. Reist, E.C. Carmack, J.A. Babaluk, M.P Heide-Jørgensen et M.F. Docker. 2013. Pacific salmon in the Arctic: harbingers of change. *Responses of Arctic Marine Ecosystems to Climate Change. Alaska Sea Grant, University of Alaska Fairbanks*, pp.141-160.

Einum, S., A.P. Hendry et I.A. Fleming. 2002. Egg-size evolution in aquatic environments: does oxygen availability constrain size? Proceedings. Biological Sciences / the Royal Society, 269(1507), 2325–2330.

English, K.K., D. Peacock et B. Spilsted. 2006. North and central coast core stock assessment program for salmon. Prepared by LGL Limited for the Pacific Salmon Foundation and Fisheries and Oceans Canada. 78 pp.

English, K. K., R.E. Bailey et D. Robichaud. 2007. Assessment of Chinook Salmon returns to the Fraser River watershed using run reconstruction techniques, 1982-04. Research Document 2007/020. Fisheries and Oceans Canada-Canadian Science Advisory Secretariat. pp. 1–84.

Everest, F.H. et D.W. Chapman. 1972. Habitat selection and spatial interaction by juvenile Chinook Salmon and Steelhead trout in two Idaho streams. J. Fish. Res. Board Can. 29:91-100.

Fabry V. J., B. A. Seibel, R. A. Feely et J. C. Orr. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. ICES Journal of Marine Science 65: 414–432.

Farley, E.V., J.H. Moss et R.J. Beamish. 2007. A review of the critical size, critical period hypothesis for juvenile Pacific salmon. North Pacific Anadromous Fish Commission Bulletin 4: 311–317.

Fedorenko, A.Y. et B.G. Shepherd. 1986. Review of Salmon Transplant Procedures and Suggested Transplant Guidelines. Salmonid Enhancement Program, Department of Fisheries and Oceans, Vancouver British Columbia. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1479. 144 p.

Felsenstein, J. 2004. PHYLIP (Phylogeny Inference Package) version 3.6. Distributed by the author. Department of Genome Sciences, University of Washington, Seattle.

Ferrari, M.R., J.R. Miller et G.L. Russell. 2007. Modelling changes in summer temperature of the Fraser River during the next century. Journal of Hydrology 342: 336-346.

Ford, J.K.B. et G.M. Ellis. 2005. Prey selection and food sharing by fish-eating 'resident' killer whales (*Orcinus orca*) in British Columbia. Can. Sci. Advisory Secretariat. Res. Doc. 2005/041. Fisheries and Oceans Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C. http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas.

Ford, J.K.B. et G.M. Ellis. 2006. Selective foraging by fish-eating killer whales Orcinus orca in British Columbia. Marine Ecology Progress Series 316:185-199.

Ford, J.K.B. et Olesiuk, P.F. 2010. Hypothesis: Predation by marine mammals is an important contributor to the Fraser Sockeye Salmon situation. Summary of presentation at the Workshop on the Decline of Fraser River Sockeye Salmon, 15-17 June 2010, Nanaimo, B.C.

Ford, M., A. Murdoch et S. Howard, S. 2012. Early male maturity explains a negative correlation in reproductive success between hatchery-spawned salmon and their naturally spawning progeny. Conservation Letters, 5(6), 450–458.

Ford, M.J., J. Hempelmann, M.B. Hanson, K.L. Ayres, R.W. Baird, C.K. Emmons, J.I. Lundin, G.S. Schorr, S.K. Wasser et L.K. Park. 2016. Estimation of a killer whale (*Orcinus orca*) population's diet using sequencing analysis of DNA from feces. Plos one, 11(1), p.e0144956.

Fraser D.J., Starr, P.J. et A.Y. Federenko. 1982. A review of Chinook Salmon and Coho Salmon of the Fraser River. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1125.

Gardner, J., D.L. Peterson, A. Wood et V. Maloney. 2004. Making Sense of the Debate about Hatchery Impacts: Interactions Between Enhanced and Wild Salmon on Canada's Pacific Coast. Pacific Fisheries Resource Conservation Council. 187 pp.

Goodman, D. 1975. A synthesis of the impacts of proposed expansion of the Vancouver International Airport and other developments on the fisheries resources of the Fraser River estuary. Vol. I and II, Section II. *In*: Fisheries resources and food web components of the Fraser River estuary and an assessment of the impacts of proposed expansion of the Vancouver International Airport and other developments on these resources. Prepared by Department of Environment, Fisheries and Marine Service. Environment Canada, Vancouver, BC.

Goudet, J., Raymond, M., de Meeus, T. et Rousset, F., 1996. Testing differentiation in diploid populations. Genetics 144: 1931-1938.

Groot, C. et L. Margolis eds., 1991. Pacific salmon life histories. UBC press.

Guimond, E. 2008. Puntledge River impoundment and diversion dam fishway assessment 2007. Prepared for Comox Valley Project Watershed Society. 21 pp.

Gustafson R.G., W.H. Lenarz, B.B. McCain, C.C. Schmitt, W.S. Grant, T.L. Builder et R.D. Methot. 2000. Status review of Pacific Hake, Pacific Cod, and Walleye Pollock from Puget Sound, Washington. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC- 44, 275 p.

Hallock, R.J., D.H. Fry, Jr. et D.A. LaFaunce. 1957. The use of wire fyke traps to estimate the runs of adult salmon and Steelhead Salmon in the Sacramento River. Calif. Fish Game 43:271-298.

Hankin, D.G., J.H. Clark, R.B. Deriso, J.C. Garza, G.S. Morishima, B.E. Riddell, C. Schwarz et J.B. Scott. 2005. Report of the Expert Panel on the Future of the Coded Wire Tag Program for Pacific Salmon. PSC Tech. Rep. No. 18, November 2005. 300 p. (comporte les réponses de l'agence en annexes).

Hanson, M. B., R.W. Baird, J.K.B. Ford, J. Hempelmann-Halos, D.M. Van Doornik, J.R. Candy, C.K. Emmons, G.S. Schorr, B. Gisborne, K.L. Ayres, S. K. Wasser, K.C. Balcomb, K. Balcomb-Bartok, J.G. Sneva et M.J. Ford. 2010. Species and stock identification of prey consumed by endangered southern killer whales in their summer range. Endangered Species Research 11: 69-82.

Hart, J.L. 1973. Pacific fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 180:740 p.

Harvell, C.D., C.E. Mitchell, J.R. Ward, S. Altizer, A.P. Dobson, R.S. Ostfeld et M.D. Samuel. 2002. Climate warming and disease risk for terrestrial and marine biota. Science 296: 2158-2162 plus Supplemental material.

Healey, M.C. 1980a. The ecology of juvenile salmon in Georgia Strait, British Columbia, p. 203-229. *In*: W.J. McNeil et D.C. Himsworth (eds.). Salmonid ecosystems of the North Pacific. Oregon State University Press, Corvallis, OR.

Healey, M.C. 1980b. Utilization of the Nanaimo River estuary by juvenile Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Fish. Bull, (u.s.) 77:653-668.

Healey, M.C. 1982. Catch, escapement, and stock-recruitment for British Columbia Chinook Salmon since 1951. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1107.

Healey, M.C. 1983. Coastwide distribution and ocean migration patterns of stream- and ocean-type Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Canadian Field-Naturalist 97(4): 427-433.

Healey, M.C. 1991. Life history of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Pages 311-394 *in* C. Groot et L. Margolis, editors. Pacific Salmon Life Histories. University of British Columbia Press, Vancouver, B.C.

Healey. M.C. 2001. Patterns of gametic investment by female stream- and ocean-type Chinook Salmon. Journal of Fish Biology 58: 1545-1556.

Healey, M.C. et C. Groot. 1987. Marine migration and orientation of ocean-type Chinook Salmon and Sockeye Salmon. Am. Fish. Soc. Symp. 1:2998-312.

Healey, M.C. et F.P. Jordan. 1982. Observations on juvenile Chum Salmon and Chinook Salmon and spawning Chinook Salmon in the Nanaimo River, British Columbia, during 1975-1981. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Science. 1659: 1-31.

Healey, M.C et W.R. Heard. 1984. Inter- and intra-population variation in the fecundity of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and its relevance to life-history theory. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41:476-483.

Heard, W.R., E. Shevlyakov, O.V. Zikunova et R.E. McNicol. 2007. Chinook Salmon – trends in abundance and biological characteristics. North Pacific Anadromous Fish Commission. Bulletin No. 4: 77-91.

Hertz, E., M. Trudel, R. El-Sabaawi, S. Tucker, J.F. Dower, T.D. Beacham, A. Edwards et A. Mazumder. 2016a. Hitting the moving target: modelling gradual ontogenetic niche shifts using stable isotopes. J. Anim. Ecol. 85: 681-691.

Hertz, E., M. Trudel, R. El-Sabaawi, S. Tucker, J.F. Dower, T.D. Beacham, C. Parken, D. Mackas et A. Mazumder. 2016b. Influences of ocean conditions and feeding ecology on the survival of juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Fish. Oceanogr. 25: 407-419.

Hillman, T.W., J.S. Griffith et W.S. Platts. 1987. Summer and winter habitat selection by juvenile Chinook Salmon in a highly sedimented Idaho stream. Trans. Am. Fish. SOC. 116: 185-195.

Hoekstra, J. M., K. K. Bartz, M. H. Ruckelshaus, J. M. Moslemi et T. K. Harms. 2007. Quantitative threat analysis for management of an imperiled species-Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Ecological Applications, 17:2061-2073.

Holsman, K.K., M.D. Scheuerell, E.R. Buhle et R. Emmett. 2012. Interacting effects of translocation, artificial propagation, and environmental conditions on the marine survival of Chinook Salmon from the Columbia River, Washington, U.S.A. Conservation Biology 26: 912–922.

Holt, C.A. et Ogden, A., 2013. Software for Assessing Status of Conservation Units under Canada's Wild Salmon Policy: Instruction Manual, Nanaimo, Canada.

Holtby, L.B. et K.A. Ciruna. 2007. “Conservation Units for Pacific Salmon Under the Wild Salmon Policy”. Vol. 3848.

HSRG (Hatchery Scientific Review Group). April 2004. Hatchery Reform: Principles and Recommendations of the HSRG. 1305 Fourth Avenue, Suite 810, Seattle, WA 98101 (www.hatcheryreform.org).

Irvine, J.R. 1986. Effects of varying discharge on the downstream movement of salmon fry, (*Oncorhynchus tshawytscha*) Walbaum. J. Fish Biol. 28:17-28

Irvine, J. R., E. Linn, K. Gillespie, J.D. Reist et C. McLeod. 2009. Pacific Salmon in Canada's Arctic Draining rivers, With Emphasis on Those in British Columbia and the Yukon (pp. 1–32). Pacific Fisheries Resource Conservation Council.

Irvine, J.R. et Crawford, W.R. 2012. State of the physical biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011. DFO Can. Sci. Advis. Sec.Res. Doc. 2012/072.

IUCN 2009. Salmon and Climate Change: Fish in Hot Water. International Union for the Conservation of Nature Salmon (IUCN) SSC Salmonid Specialist Group, 4 p.

IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. www.iucnredlist.org (téléchargé le 2 juillet 2014).

Johnson, J., T. Johnson et T. Copeland. 2012. Defining life histories of precocious male parr, minijack, and jack Chinook Salmon using scale patterns. Transactions of the American Fisheries Society, (141), 1545–1556.

Kapoor, B.G. et B. Khanna. 2004. Ichthyology Handbook. Pages 137–140, Springer. ISBN 978-3-540-42854-1.

Keefer, M.L., C.C. Caudill, C.A. Peery et C.T. Boggs. 2008. Non-direct homing behaviours by adult Chinook Salmon in a large, multi-stock river system. Journal of Fish Biology 72: 27-44.

Kjelson, M.A., P.P. Raquel et F.W. Fisher. 1981. Influences of freshwater inflow on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the Sacramento-San Joaquin estuary, p. 88-102. In: R.D. Cross et D.L. Williams (eds.). Proceedings of the National Symposium on Freshwater Inflow to Estuaries, U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Serv. Prog. Fws/OBS-81/04(2).

Kilduff, D.P., E. Di Lorenzo, L.W. Botsford et S.L. Teo. 2015. Changing central Pacific El Niños reduce stability of North American salmon survival rates. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112(35), pp.10962-10966.

Kjelson, M.A., P.P. Raquel et F.W. Fisher. 1982. Life history of fall-run juvenile Chinook Salmon, Oncorhynchus tshawytscha, in the Sacramento-San Joaquin estuary, California, p. 393-411. *In*: V.S. Kennedy (ed.). Estuarine comparisons. Academic Press, New York, NY.

Komori, V. 1997. Strategic fisheries overview for the Bridge/Seton Habitat Management Area. Prepared for the Fraser River Action Plan, Fisheries and Oceans Canada. 88 pp. + appendices.

Lehnert, S.J., T.E. Pitcher, R.H. Devlin et D.D. Heath. 2016. Red and white Chinook Salmon: genetic divergence and mate choice. Molecular Ecology, 25(6), 1259–1274.

Leitritz, E. et R.C. Lewis. 1976. Trout and salmon culture. California Department of Fish and Game, Fish Bull, Sacramento, CA.

Levings, C.D. 1982. Short term use of a low tide refuge in a sandflat by juvenile Chinook Salmon, Oncorhynchus tshawytscha, Fraser River estuary. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1111:33 p.

Levy, D.A. et T.G. Northcote. 1981. The distribution and abundance of juvenile salmon in marsh habitats of the Fraser River estuary. Westwater Res. Cent. Univ. Br. Col. Tech. Rep. 25:117 p.

Levy, D.A. et T.G. Northcote. 1982. Juvenile salmon residency in a marsh area of the Fraser River estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39:270-276.

Levy, D.A., T.G. Northcote et G.J. Birch. 1979. Juvenile salmon utilization of tidal channels in the Fraser River estuary, British Columbia. Westwater Res. Cent. Univ. Br. Col. Tech. Rep. 23: 70p.

Lister, D.B. et C.E. Walker. 1966. The effect of flow control on freshwater survival of Chum Salmon, Coho Salmon, and Chinook Salmon in the Big Qualicum River. Can. Fish Cult. 37:3-25.

Lister, D.B., C.E. Walker et M.A. Giles. 1971. Cowichan River Chinook Salmon escapements and juvenile production 1965-1967. Fish. Serv. (Can.) Pac. Reg. Tech. Rep. 1971-3: 8 p.

MacKinlay, D.D., S. Lehmann, J. Bateman et R. Cook. 2004. Pacific salmon hatcheries in British Columbia. Pages 57–75 in M. J. Nickum, P. M. Mazik, J. G. Nickum et D. D. MacKinlay, editors. Propagated fish in resource management. American Fisheries Society, Symposium 44, Bethesda, Maryland.

Magnusson, A. 2001. Survival rates of Coho Salmon and Chinook Salmon released from hatcheries on the US and Canadian coast 1972-1998, with respect to climate and habitat effects. Mémoire de maîtrise ès sciences, University Washington Scholl Fisheries Aquatic Sciences. 115 p.

Mains, E.M. et J.M. Smith. 1964. The distribution, size, time, and current preferences of seaward migrant Chinook Salmon in the Columbia and Snake rivers. Wash. Dep. Fish. Fish. Res. Pap. 2:5-43.

Major, R.L. et J.L. Mighell. 1969. Egg-to-migrant survival of spring Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the Yakima River, Washington. Fish. Bull. (u.s.) 67:347-359.

Major, R.L., J. Ito, S. Ito et H. Godfrey. 1978. Distribution and origin of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in offshore waters of the North Pacific Ocean. Int. North Pac. Fish. Comm. Bull. 38:54 p.

Malick, M.J., S.P. Cox, F.J. Mueter, B. Dorner et R.M. Peterman. 2017. Effects of the North Pacific Current on the productivity of 163 Pacific salmon stocks. Fisheries Oceanography, 26(3), pp.268-281.

Manchester-Neesvig, J.B., K. Valters et W.C. Sonzogni. 2001. Comparison of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in Lake Michigan salmonids. Environmental science and technology, 35(6), pp.1072-1077.

Mantua, N.J., S.R. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace et R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. Bulletin of the American Meteorological Society 78: 1069–1079.

Master, L. L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G. A. Hammerson, B. Heidel, L. Ramsay, K. Snow, A. Teucher et A. Tomaino. 2012. NatureServe Conservation Status Assessments: Factors for Evaluating Species and Ecosystem Risk. NatureServe, Arlington, VA.

McCullough, D.A. 1999. A review and synthesis of effects of alterations to the water temperature regime on freshwater life stages of salmonids with special reference to Chinook Salmon. U.S. EPA, Region 10, Seattle, WA.

McDowall, R.M. 1994. The origins of New Zealand's Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*. Mar. Fish. Rev. 56: 1–7.

McGregor, E.A. 1922. Observations on the egg yield of Klamath River king salmon. Calif. Fish Game 8:160-164.

McGregor, E.A. 1923. A possible separation of the river races of king salmon in ocean-caught fish by means of anatomical characters. Calif. Fish Game 9:138-150.

McLeod, C.L. et J.P. O'Neil. 1983. Major range extensions of anadromous salmonids and first record of Chinook Salmon in the Mackenzie River drainage. Can. J. Zool. 61:2183-2184.

McPhail, J.D. 2007. The Freshwater Fishes of British Columbia. University of Alberta Press, lxxiv + 620 pp.

McPhail, J.D. et C.C. Lindsey. 1970. Freshwater fishes of northwestern Canada and Alaska. Bull. Fish. Res. Board. Can. 173:381p.

McPhail, J.D. et R. Carveth. 1994. Field key to the Freshwater Fishes of British Columbia. Province of British Columbia, Resources Inventory Committee.

McPhail, J.D. et Lindsey, C.C. 1986. Zoogeography of the freshwater fishes of Cascadia (the Columbia system and rivers north to the Stikine). Pages 615-637. *In* Hocutt, C.H. et E.O. Wiley eds. The zoogeography of North American freshwater fishes. John Wiley and Sons, New York.

Meehan, W.R. et D.B. Siniff. 1962. A study of the downstream migrations of anadromous fishes in the Taku River, Alaska. Trans. Am. Fish. Soc. 91:399-407.

Middleton, K.A. 2011. Factors affecting overwinter mortality and early marine growth in the first ocean year of juvenile Chinook Salmon in Quatsino Sound, British Columbia.

Miller K.M., A.D. Schulze, N. Ginther, S. Li, P.A. Patterson, A.P. Farrell et S.G. Hinch. 2009. Salmon spawning migration: metabolic shifts and environmental triggers. Comparative Biochemistry and Physiology, D: 75–89.

Mooney, H., A. Larigauderie, M. Cesario, T. Elmquist, O. Hoegh-Guldberg, S. Lavorel, G. M. Mace, M. Palmer, R. Scholes et T. Yahara 2009. Biodiversity, climate change, and ecosystem services. Current Opinion in Environmental Sustainability 1: 46-54.

Moore, S.K., V.L. Trainer, N.J. Mantua, M. S. Parker, E.A. Laws, L.C. Backer et L.E. Fleming. 2008. Impacts of climate variability and future climate change on harmful algal blooms and human health. Environmental Health 7 (Suppl 2): S4 (12 p.).

Moran, P., D.J. Teel, M.A. Banks, T.D. Beacham, M.R. Bellinger, S.M. Blankenship *et al*. 2013. Divergent life-history races do not represent Chinook Salmon coast-wide: the importance of scale in Quaternary biogeography. Journal of the Fisheries Board of Canada, 70(3), 415–435.

Morrison, J., M.C. Quick et M.G.G. Foreman. 2002 Climate change in the Fraser River watershed: flow and temperature projections. Journal or Hydrology 263: 230-244.

Morley, R.B., A.Y. Fedorenko, H.T. Bilton et S.J. Lehmann. 1996. The effects of time and size at release on returns at maturity of Chinook Salmon from Quinsam River Hatchery, B.C., 1982 and 1983 releases. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2105:88 p.

Moritz, C. 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. Systematic Biology 51(2): 238 – 254.

Morrison, J., M.C. Quick et M.G.G. Foreman. 2002 Climate change in the Fraser River watershed: flow and temperature projections. Journal or Hydrology 263: 230-244.

Mueter, F.J., B.J. Pyper et R.M. Peterman. 2002. Opposite effects of ocean temperature on survival rates of 120 stocks of Pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*) in northern and southern areas. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 456–463.

Mueter, F. J., B. J. Pyper et R. M. Peterman. 2005. Relationships between coastal ocean conditions and survival rates of northeast Pacific salmon at multiple lags. Transactions of the American Fisheries Society 134: 105-119.

Mundie, J.H. 1969. Ecological implications of the diet of juvenile Coho Salmon in streams, p. 135-152. *In*: T.G. Northcote (ed.). Symposium on Salmon and Trout in streams. H.R. MacMillan Lectures in— Fisheries. Institute of Fisheries, University of British Columbia, Vancouver, BC.

Murphy, M.L., J. Heifetz, J.F. Thedinga, S.W. Johnson et K.V. Koski. 1989. Habitat utilization by juvenile Pacific salmon (*Oncorhynchus*) in the glacial Taku River, southeast Alaska. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46:1677-1685.

Myers, K.W., C.K. Harris, C.M. Knudsen, R.V. Walker, N.D. Davis et D.E. Rogers. 1987. Stock origins of Chinook Salmon in the area of the Japanese mothership salmon fishery. N. Am. J. Fish. Manag. 7:459-474.

Myers, J.M., R.G. Kope, G.J. Bryant, D. Teel, L.J. Lierheimer, T.C. Wainwright, W.S. Grand, F.W. Waknitz, K. Neely, S.T. Lindley et R.S. Waples. 1998. Status Review of Chinook Salmon from Washington, Idaho, Oregon and California. U.S. Dept. Commerce, NOAA. Tech. Memo. NMFS-NWFSC-35, 443 p.

Myers, K.W., R.V. Walker, N.D. Davis, J.A. Armstrong, W.J. Fournier, N.J. Mantua et J. Raymond-Yakoubian. 2010. Climate-ocean effects on Chinook Salmon. Arctic-Yukon Kuskokwim Sustainable Salmon Initiative, Project Final Product. SAFS-UW-1003. School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Seattle, WA. http://www.aykssi.org/project/climate-ocean-effects-on-chinook-salmon/ (consulté le 8 avril 2014).

Nandor, G.F., J.R. Longwill et D.L. Webb. 2010. Overview of the coded-wire tag program in the Greater Pacific Region of North America, in Wolf, K.S. et O'Neal, J.S., eds., PNAMP Special Publication: Tagging, Telemetry and Marking Measures for Monitoring Fish Populations—A compendium of new and recent science for use in informing technique and decision modalities: Pacific Northwest Aquatic Monitoring Partnership Special Publication 2010-002, chap. 2, p. 5 - 46.

National Wildlife Federation. 2002. Chinook Salmon. http://www.nwf.org/Wildlife/Wildlife-Library/Amphibians-Reptiles-and-Fish/Chinook-Salmon.aspx. (consulté le 11 avril 2014).

Neave, F. 1943. Diurnal fluctuations in the upstream migration of Coho Salmon and spring salmon. J. Fish. Res. Board Can. 6:158-163.

Neilson, J.D. et C.E. Banford. 1983. Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) spawner characteristics in relation to redd physical features. Can. J. Zool. 61:1524-1531.

Neilson, J.D. et G.H. Geen. 1981. Enumeration of spawning salmon from spawner residence time and aerial counts. Trans. Am. Fish. Soc. 110:554-556.

Netboy, A. 1958. Salmon of the Pacific Northwest. Fish vs. Dams. Binfords and Mort, Portland, OR, 119 p.

Nickelson, T. E. 1986. Influences of upwelling, ocean temperature, and smolt abundance on marine survival of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in the Oregon Production Area. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 527-535.

Nickelson, T. 2003. The influence of hatchery Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) on the productivity of wild Coho Salmon populations in Oregon coastal basins. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, *60*(9), 1050–1056.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Fisheries. 2014a. Pacific Salmonids: Major Threats and Impacts. http://www.nmfs.noaa.gov/pr/species/fish/salmon.htm (consulté le 8 avril 2014).

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Fisheries. 2014b. Chinook Salmon (*Onchorhynchus tshawytscha*). http://www.nmfs.noaa.gov/pr/species/fish/chinooksalmon.htm (consulté le 8 avril 2014).

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). NOAA National Centers for Environmental Information, State of the Climate: Global Climate Report for November 2017, publié en ligne en décembre 2017, extrait le 22 décembre 2017 de https://ncdc.noaa.gov/sotc/global/201711.

Northcote, T.G., N.T. Johnston et K. Tsumura. 1979. Feeding relationships and food web structure of lower Fraser River fishes. Westwater Res. Cent. Univ. Br. Col. Tech. Rep. 16:73 p.

Noyes, P.D., M.K. McElwee, H.D. Miller, B.W. Clark, L.A. Van Tiem, K.C. Walcott, K.N. Erwin et E.D. Levin. 2009. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. Environment International 35: 971-986.

Olesiuk, P.F. 1993. Annual prey consumption by harbor seals (*Phoca vitulina*) in the Strait of Georgia, British Columbia. Fish. Bull. 91:491-515.

Olesiuk, P.F. 2010. An assessment of population trends and abundance of Harbour Seals (*Phoca vitulina*) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/105. vi + 157 p.

Olesiuk, P.F., G. Horonowitsch, G.M. Ellis, T.G. Smith, L. Flostrand et S. Warby. 1996. Predation by Harbour Seals (*Phoca vitulina*) on outmigrating salmon (*Oncorhynchus spp.)* fry and smolts in the lower Puntledge River, British Columbia. PSARC working paper S96-12. 112 p.

Olesiuk, P. F., G. M. Ellis et J.K. Ford. 2006. Life History and Population Dynamics of Northern Resident Killer Whales (*Ornicus orca*) in British Columbia. Research Document 2005/045. pp. 1–81. DFO - Canadian Science Advisory Secretariat.

Olesiuk, P.F., S.J. Jeffries, M.M. Lance, A.W. Trites, P.J. Gearing, K. Miller-Saunders, A. Tabata, S.D. Riemer et D.M. Lambourn. 2010. Prey requirements and salmon consumption by Steller Sea Lions (*Eumetopias jubatus*) in southern British Columbia and Washington State. Inédit. Version provisoire d'un document examiné à la réunion du Comité national d'examen par les pairs sur les mammifères marins, novembre 2010, Mont Joli (Québec).

Orr, J. C., V.J. Fabry, O. Aumont *et al*. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. Nature 437, 681-686.

Parken, C.K., J.R. Candy, J.R. Irvine et T.D. Beacham, T.D. 2008. Genetic and coded-wire results combine to allow more-precise management of a complex Chinook Salmon aggregate. North American Journal of Fisheries Management 28:328-340.

Pearcy, W.G. 1992. Ocean Ecology of North Pacific Salmonids. University of Washington Press, Seattle, WA.

Pearcy, W. G. et S. M. McKinnell. 2007. The ocean ecology of salmon in the northeast Pacific Ocean – man abridged history. American Fisheries Society Symposium 57: 7-30.

Perry, R. W., J. M. Plumb et C. W. Huntington. 2015. Using a laboratory-based growth model to estimate mass- and temperature-dependent growth parameters across populations of juvenile Chinook salmon. Transactions American Fisheries Society 144:331–336.

Peterman, R.M. 1987. Review of the components of recruitment of Pacific salmon. In: M. Dadswell, R. Klauda, C. Moffitt, R. Saunders, R. Rulifson et J.E. Cooper (eds.), Common Strategies of Anadromous and Catadromous Fishes, American Fisheries Society Symposium 1: 417-429.

Pike, R.G., K.E. Bennett, T.E. Redding, A.T. Werner, D.L. Spittlehouse, R.D. Moore, T.Q. Murdock, J. Beckers, B.D. Smerdon, D.D. Bladon, V.N. Foord, D.A. Campbell et P.J. Tschaplinski. 2010. *In* Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. Pike, R.G., T.E. Redding, R.D. Moore, R.D. Winker et K.D. Bladon (editors). Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C., et FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Manag. Handb. 66. www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Lmh/Lmh66.htm.

Plumb, J. M.et C. M. Moffitt. 2015. Re-estimating temperature-dependent consumption parameters in bioenergetics models for juvenile Chinook salmon. Transactions of the American Fisheries Society 144:323–330.

Plummer, Martyn. 2011. Jags. Sourceforge. http://mcmc-jags.sourceforge.net/.

Porszt, E.J., R.M. Peterman, N.K. Dulvy, A.B. Cooper et J.R. Irvine. 2012. Reliability of indicators of decline in abundance. Conservation Biology 26: 894-904.

Porter, M. et M. Nelitz. 2009. A future outlook on the effects of climate change on Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) habitats in the Cariboo-Chilcotin. Prepared by ESSA Technologies Ltd. for Fraser Salmon and Watersheds Program, B.C. Ministry ofmEnvironment, and Pacific Fisheries Resource Conservation Council.

Porter, M., S. Casley, D. Pickard, M. Nelitz et N. Ochoski. 2013. Southern Chinook Salmon Conservation Units: Habitat Indicators Report Cards. Report prepared by ESSA Technologies Ltd. for Fisheries and Oceans Canada.

Prakash, A. 1962. Seasonal changes in feeding of Coho Salmon and Chinook Salmon (spring) salmon in southern British Columbia waters. J. Fish. Res. Board Can. 19:851-866.

Preikshot, D., R.J. Beamish et C.M. Neville. 2013. A dynamic model describing ecosystem-level changes in the Strait of Georgia from 1960 to 2010. Progress in Oceanography, 115, pp.28-40.

Pritchard, A.L. et A.L. Tester. 1944. Food of spring and Coho Salmon in British Columbia. Bull. Fish. Res. Board Can. 65:23p.

PSC-CTC (Pacific Salmon Commission Joint Chinook Salmon Technical Committee)**.** 1987. Data report of the CTC on unaccounted for sources of fishing associated mortalities of Chinook Salmon in west coast salmon fisheries. TCCHINOOK (87)-3. 14 pg. Vancouver, B.C.

PSC-CTC (Pacific Salmon Commission Joint Chinook Salmon Technical Committee). 2012a. 2012 Exploitation Rate Analysis and Model Calibration. Pacific Salmon Commission Report TCCHINOOK (12)-04. Vancouver, B.C.

PSC-CTC (Pacific Salmon Commission Joint Chinook Salmon Technical Committee). 2012b. 2012 annual report of the exploitation rate analysis and model calibration. Pacific Salmon Commission Report TCCHINOOK (12)-4, Vancouver, B.C.

PSC-CTC (Pacific Salmon Commission Joint Chinook Salmon Technical Committee). 2016. Special Report Investigation of Maturation-Rate Estimation Models and their Influence on PSC Chinook Salmon Model Abundance Indices. Pacific Salmon Commission Report No. TCCHINOOK (16)-1) (pp. 1–90). Vancouver, BC.

PSC-CTC (Pacific Salmon Commission Joint Chinook Salmon Technical Committee). 2017a. 2016 Exploitation Rate Analysis and Model Calibration Supplement Data Notebook. Pacific Salmon Commission Report TCCHINOOK (17)-01). 1–97, Vancouver, B.C.

PSC-CTC (Pacific Salmon Commission Joint Chinook Salmon Technical Committee). 2017b. Annual Report of Catch and Escapement for 2016. Pacific Salmon Commission Report TCCHINOOK (17)-2 (pp. 1–225), Vancouver, B.C.

Puget Sound Partnership Climate and Chinook Salmon Guidance (Version 1.0 September 2017), 32 p.

Pyper, B.J., F.J. Mueter et R.M. Peterman. 2005. Across-species comparisons of spatial scales of environmental effects on survival rates of Northeast Pacific salmon. Transactions of the American Fisheries Society 134(1): 86-104.

Quinn, T.P. 2005. The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. Univ. Wash. Press. 278p.

Quinn, T.P. et S. Bloomberg. 1992. Fecundity of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Waitaki and Rakaia rivers, New Zealand. New Z. J. Mar. and Freshwater Res. 26:429-434.

R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Extrait de http://www.R-project.org.

Raymond, M. et F. Rousset. 1995. GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. J. Heredity, 86:248-249.

Raymond, H.L. 1968. Migration rates of yearling Chinook Salmon in relation to flows and impoundments in the Columbia and Snake rivers. Trans. Am. Fish. Soc. 97:356-359.

Raymond, H.L. 1988. Effects of hydroelectric development and fisheries enhancement on spring and summer Chinook Salmon and Steelhead Salmon in the Columbia River basin. North American Journal of Fisheries Management. 8:1-24.

Real, L.A. 1980. Fitness, uncertainty, and the role of diversification in evolution and behavior. Amer. Nat. 155:623-638.

Reid, G. 1961. Stomach content analysis of trollcaught king and Coho Salmon, southeastern Alaska, 1957-1958. U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish. 379:8 p.

Reimers, P.E. 1968. Social behaviour among juvenile fall Chinook Salmon. J. Fish. Res. Board Can. 25:2005-2008.

Reimers, P.E. 1971. The length of residence of juvenile fall Chinook Salmon in Sixes River, Oregon. Thèse de doctorat. Oregon State University, Corvallis, OR. 99 p.

Rensel, J.E., N. Haigh et T.J. Tynan. 2010. Fraser River Sockeye Salmon marine survival decline and harmful blooms of *Heterosigma akashiwo*. Harmful Algae 10: 98-115.

Rich, W.H. 1925. Growth and degree of maturity of Chinook Salmon in the ocean. Bull. Bur. Fish. (U.S.) 41:15-90.

Rich, W.H. 1942. The salmon runs of the Columbia River in 1938. Fish. Bull. Fish Wildl. Serv. 50:101-147.

Richter A. et S.A. Kolmes. 2005. Maximum temperature limits for Chinook Salmon, Coho Salmon, and Chum Salmon, and Steelhead Trout in the Pacific Northwest. Rev. Fish. Sci. 13:23-49.

Ricker, W.E. 1972. Hereditary and environmental factors affecting certain salmonid populations. In: R. C. Simon et P. A. Larkin (eds.), The Stock Concept in Pacific Salmon. MacMillan Lectures in Fisheries, p. 27-160. Univ. B.C., Vancouver, B.C.

Riddell, B., M. Bradford, R. Carmichael, D. Hankin, R. Peterman et A. Wertheimer. 2013. Assessment of Status and Factors for Decline of Southern BC Chinook Salmon: Independent Panel's Report. Prepared with the assistance of D.R. Marmorek and A.W. Hall, ESSA Technologies Ltd., Vancouver, B.C. for Fisheries and Oceans Canada (Vancouver. BC) and Fraser River Aboriginal Fisheries Secretariat (Merritt, BC). xxix + 165 pp. + Appendices.

Robinson, C.K., L.A. Lapi et E.W. Carter. 1982. Stomach contents of spiny dogfish (*Squalus acanthias*) caught near the Qualicum and Fraser rivers, April-May, 1980-1981. Can. MS Rep. Fish. Aquat. Sci. 1656:21 p.

Roseneau, M.L. 2014. Nearshore Habitat Utilization by Spawning Lake Char and Rearing Rainbow Trout in Shuswap, Little Shuswap and Mara Lakes (Manuscript Report for Fraser Basin Council) (pp. 1–130). British Columbia Institute of Technology Fish Wildlife and Recreation Program and rivers Institute.

Ruggerone, G.T. et B.A. Agler. 2010. AYK-Norton Sound Chinook Salmon growth and production. Arctic-Yukon-Kuskokwim Sustainable Salmon Initiative, Anchorage, AK.

Ruggerone, G.T. et J.L. Nielsen. 2009. A review of growth and survival of salmon at sea in response to competition and climate change. American Fisheries Society Symposium 70: 241–265.

Ruggerone, G.T. et J.R. Irvine. 2018. Numbers and Biomass of Natural-and Hatchery-Origin Pink Salmon, Chum Salmon, and Sockeye Salmon in the North Pacific Ocean, 1925–2015. Marine and Coastal Fisheries, 10(2), pp.152-168.

Ruff, C., J. Anderson, I. Kemp, N. Kendall, P. McHugh, A. Velez-Espino, C. Greene, M. Trudel, C. Holt, K. Ryding et K. Rawson. 2017. Salish Sea Chinook salmon exhibit weaker coherence in early marine survival trends than coastal populations. Fish. Oceanogr. 26: 625-637.

Sanderson, B.L., K.A. Barnas et M. M. Wargo Rub. 2009. Nonindigenous species of the Pacific Northwest: an overlooked risk to endangered species. Bioscience 59(3): 245-256.

Scheuerell, M.D. 2012. A hierarchical Bayesian model framework for evaluating the relative effects of environmental conditions on productivity of Chinook Salmon from the AYK region. Workshop Review Paper (document de travail inédit). In AYK SSI Chinook Salmon Synthesis Workshop, May 2-3, 2012. Arctic-Yukon-Kuskokwim Sustainable Salmon Initiative, Anchorage, AK.

Scheuerell, M.D., Zabel, R.W. et Sanford, B.P. 2009. Relating juvenile migration timing and survival to adulthood in two species of threatened Pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*). Journal of Applied Ecology2 46: 983–990.

Schiefer, E., B. Menounos et R. Wheate. 2007. Recent volume loss of British Columbia glaciers, Canada. Geophysical Research Letters 34, L16503. 6 pg.

Schindler, D., C. Krueger, P. Bisson, M. Bradford, B. Clark, J. Conitz, K. Howard, M. Jones, J. Murphy, K. Myers, M. Scheuerell, E. Volk et J. Winton. 2013. Arctic-Yukon-Kuskokwim Chinook Salmon Research Action Plan: Evidence of Decline of Chinook Salmon Populations and Recommendations for Future Research. Prepared for the AYK Sustainable Salmon Initiative (Anchorage, AK). v + 70 pp. http://www.aykssi.org/wp-content/uploads/AYK-SSI-Chinook Salmon-Salmon-Action-Plan-83013.pdf (consulté le 8 avril 2014).

Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 184:1-966. [Également disponible en français : Scott, W.B. et E.J. Crossman. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Bulletin de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada 184 : 1-1026.]

Scrivener, J. C., T.G. Brown et B.C. Andersen. 1994. Juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) Utilization of Hawks Creek, a Small and Nonnatal Tributary of the Upper Fraser River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *51*(5), 1139–1146.

Shelton, J.M. 1955. The hatching of Chinook Salmon eggs under simulated stream conditions. Prog. Fish-Cult.95:183-187.

Snyder, J.O. 1931. Salmon of the Klamath River, California. Calif. Fish Game Fish. Bull. 34:130 p.

Stahl, K., R.D. Moore, J.M. Shea, D. Hutchinson et A.J. Cannon. 2008. Coupled modelling of glacier and stream flow response to future climate scenarios. Water Resources Research 44 W02422: 13.

Stalberg, H.C., R.B. Lauzier, E.A. MacIsaac, M. Porter et C. Murray. 2009. Canada's policy for conservation of wild pacific salmon: Stream, lake, and estuarine habitat indicators. Can. Man. Fish. Aquat. Sci. 2859: xiii + 135p.

Stearns, S.C. 1976. Life history tactics: a review of the ideas. Q. Rev. Biol. 51:3-47.

Stein, R.A., P.E. Reimers et J.D. Hall. 1972. Social interaction between juvenile Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and fall Chinook Salmon (*O. tshawytscha*) in Sixes River, Oregon. J. Fish. Res. Board Can. 29:1737-1748.

Stephen, C., T. Stitt, J. Dawson-Coates et A. McCarthy. 2011. Assessment of the potential effects of diseases present in salmonid enhancement facilities on Fraser River Sockeye Salmon. Cohen Commission Tech. Rept. 1A: 180p. Vancouver, B.C. www.cohencommission.ca

Stephenson, S.A., 2006. A review of the occurrence of Pacific salmon (*Oncorhynchus spp.*) in the Canadian Western Arctic. *Arctic*, pp.37-46.

Su, Yu-Sung et M. Yajima. 2015. R2jags: Using R to Run 'JAGS'. R package version 0.5-7. https://CRAN.R-project.org/package=R2jags

Sykes, G.E., C.J. Johnson et J.M. Shrimpton. 2009. Temperature and flow effects on migration timing of Chinook Salmon smolts. Transactions of the American Fisheries Society 138: 1252-1262.

Taylor, E.B. 1988. Adaptive variation in rheotactic and agonistic behavior in newly emerged fry of Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, from ocean- and stream-type populations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45:237-243.

Taylor, E.B. 1991. Behavioural interaction and habitat use in juvenile Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, and Coho Salmon, *O. kissutch, salmon*. Animal Behaviour 42(5): 729-744.

Thomas, A.C., B.W. Nelson, M.M. Lance, B.E. Deagle et A.W. Trites. 2016. Harbour seals target juvenile salmon of conservation concern. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 74(6), pp.907-921.

Tompkins, A., B. Riddell et D.A. Nagtegaal. 2005. A Biologically-based Escapement Goal for Cowichan River Fall Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/095. iii + 42 p.

Trudel, M. comm. pers. 2017. *Commentaires suite à l'examen provisoire*. Juin 2017. Chercheur, Pêches et Océans Canada, St. Andrews (Nouveau-Brunswick).

Trudel, M. et E. Hertz. 2013. Recent advances in marine juvenile Pacific salmon research in North America. N. Pac. Anadr. Fish Comm. Tech. Rep, 9, pp.11-20.

Trudel, M., J. Fisher, J. Orsi, J.F.T. Morris, M.E. Thiess, R.M. Sweeting, S. Hinton, E. Fergusson et D.W. Welch. 2009. Distribution and migration of juvenile Chinook Salmon derived from coded-wire tag recoveries along the continental shelf of western North America. Trans. Am. Fish. Soc.138: 1369-1391.

Trudel, M., K.R. Middleton, S. Tucker, M.E. Thiess, J.F.T. Morris, J.R. Candy, A. Mazumder et T.D. Beacham. 2012a. Estimating winter mortality in juvenile Marble River Chinook Salmon. NPAFC Doc. 1426. 14 pp. http://www.npafc.org.

Trudel, M., M.E. Thiess, S. Tucker, D. Mackas, R. Tanasichuk, S. Baillie, C. Parken, D. Dobson et B. Peterson. 2012b. Average ocean conditions for salmon on the west coast of Vancouver Island in 2011. pp. 79-82 *In* Irvine, J. et Crawford, W.R. (Eds). State of physical, biological, and selected fishery resources of Pacific Canadian marine ecosystems in 2011. Canadian Science Advisory Research Document 2012/072.

Tucker, S., M. Trudel, D.W. Welch, J.R. Candy, J.F.T. Morris, M.E. Thiess, C. Wallace et T.D. Beacham. 2011. Life history and seasonal stock-specific migration of juvenile Chinook Salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 140:1101-1119.

Van Vleck, G.K., G. Deukmejian et D.N. Kennedy. 1988. Water Temperature Effects on Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytscha) with Emphasis on the Sacramento River. A Literature Review. Prepared by G.L. Boles, Environmental Specialist IV.

Vedan, A. 2002. Traditional Okanagan environmental knowledge and fisheries management. Okanagan Nation Fisheries Commission, Westbank, B.C.

Vronskiy, B.B. 1972. Reproductive biology of the Kamchatka River Chinook Salmon (Oncorhynchus tshawytscha [Walbaum]). J. Ichthyol. 12:259-273.

Walker, P.J. et J.R. Winton. 2010. Emerging viral diseases of fish and shrimp. Veterinary Research 41: 24.

Walter, R.P., T. Aykanat, D.W. Kelly, J.M. Shrimpton et D.D. Heath. 2009. Gene flow increases temporal stability of Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations in the Upper Fraser River, British Columbia, Canada. Journal of the Fisheries Board of Canada, 66(2), 167–176.

Waples, R.S., D.J. Teel, J.M. Myers et A.R. Marshall. 2004. Life-history divergence in Chinook Salmon: historic contingency and parallel evolution. Evolution 58:386–403.

Weber, E.D. et K.D. Fausch. 2003. Interactions between hatchery and wild salmonids in streams: differences in biology and evidence for competition. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 60: 1018-1036.

Weitkamp, L. 2010. Marine distributions of Chinook Salmon from the west coast of North America determined by coded-wire tag recoveries. Trans. Am. Fish. Soc. 139: 147-170.

Wertheimer, A.C. et M.L. Dahlberg. 1983. Report of the incidence of coded-wire tagged salmonids in catches of foreign commercial and research vessels operating in the North Pacific Ocean and Bering Sea during 1982-1983. (Submitted to annual meeting International North Pacific Fisheries Commission, Anchorage, Alaska, November, 1983.) Auke Bay Laboratory, Northwest and Alaska Fisheries Center, National Marine Fisheries Service, Auke Bay, AK. 14 p.

Wertheimer A.C., W. W. Smoker, J. Maselko et W. R. Heard. 2004. Does size matter: environmental variability, adult size, and survival of wild and hatchery Pink Salmon in Prince William Sound, Alaska. Reviews in Fish Biology and Fisheries 14(3): 321-334.

Westley, P., comm. pers. 2017. *Commentaires suite à l'examen provisoire*. Juin 2017. Chargé de cours – pêches, University of Alaska, membre du Sous-comité de spécialistes des poissons marins du COSEPAC, Anchorage (Alaska).

Westley, P.A., T.P. Quinn et A.H. Dittman. 2013. Rates of straying by hatchery-produced Pacific salmon (*Oncorhynchus spp*.) and steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) differ among species, life history types, and populations. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, *70*(5), pp.735-746.

Williams, G.L. 1989. Coastal/Estuarine fish habitat description and assessment manual. Part I. Species/Habitat outlines. Prepared for DFO by G.L. Williams and Associates.

Withler, R.E., Bradford, M.J., Willis, D.M. et Holt, C. 2018. Genetically Based Targets for Enhanced Contributions to Canadian Pacific Chinook Salmon Populations. Department of Fisheries and Oceans Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2018/019. xii + 88 p.

Yancey, R.M. et F.V. Thorsteinson. 1963. The king salmon of Cook Inlet Alaska, U.S. Fish Wildl. Serv. Spec. Sci. Rep. Fish. 440:18 p.

Yates, D., H. Galbraith, D. Purkey, A. Huber-Lee, J. Sieber, J. West, S. Herrod-Julius et B. Joyce. 2008. Climate warming, water storage, and Chinook Salmon in California's Sacramento Valley. Climate Change 91(304):335-350.

Yurk, H. et A.W. Trites. 2000. Experimental attempts to reduce predation by harbor seals on out-migrating juvenile salmonids. Transactions of the American Fisheries Society 129: 1360-1366.

Zimmerman, M.S., J.R. Irvine, M. O'Neill, J.H. Anderson, C.M. Greene, J. Weinheimer, M. Trudel et K. Rawson. 2015. Smolt survival patterns of wild and hatchery Coho Salmon in the Salish Sea. Mar. Coast. Fish. 7: 116-134.

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Brian O. Ma et Cedar Morton sont écologistes principaux spécialisés en systèmes à ESSA Technologies Ltd., à Vancouver, en Colombie-Britannique. Diana Abraham est une chercheuse et rédactrice scientifique qui a précédemment travaillé à ESSA Technologies Ltd. et qui compte plus de 20 ans d'expérience.

ANNEXE 1. Tableaux du calculateur des menaces de l'UICN pour certaines des unités désignables

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES				
Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	*Oncorhynchus tshawytscha* – saumon chinook			
Identification de l'élément	UD 2 – population du bas Fraser, type océanique, automne	**Code de l'élément**		
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui):	22/02/2017			
Évaluateurs :	Évaluation initiale par Brian O. Ma en novembre 2014. Revue en février 2017 à un atelier et en décembre 2018 à la suite d'une évaluation. Participants à l'atelier : Steve Baillie, Richard Bailey, Gayle Brown, Carolyn Churchland, Roger Gallant, Wilf Luedke, Cheryl Lynch, Jason Mahoney, Arlene Tompkins, Nicole Trouton, Greg Wilson, John Neilson (coprésident du SCS des poissons marins), David Fraser (animateur), Bev McBride (Secrétariat du COSEPAC).			
Références :	(Porter *et al.*, 2013; Riddell *et al.*, 2013; Brown *et al.*, 2013; rapport pré-COSEPAC, en préparation); opinions d'experts du groupe susmentionné.			
	Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :		**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
	Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
	A	Très élevé	0	0
	B	Élevé	0	0
	C	Moyen	3	3
	D	Faible	4	4
	Impact global des menaces calculé :		Élevé	Élevé
	Impact global des menaces attribué :		**B = Élevé**	
	Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
	Impact global des menaces – commentaires :		Nous avons attribué la valeur B (élevé) à l'impact global des menaces. Cette cote a été principalement fondée sur la récolte et le taux de survie en mer, tandis qu'une cote de gravité n'a pas pu être attribuée à la plupart des autres menaces. Le stock indicateur porte à croire que cette UD présente un taux d'exploitation de 30 à 40 % depuis 1995 (Riddell *et al.*, 2013). Riddell *et al*. (2013) font remarquer que la récolte durable est fortement liée à la productivité des stocks. Au début des années 2000, la production des stocks était inférieure aux données historiques, ce qui pouvait rendre les populations au sein de l'UD plus vulnérables à l'augmentation de la récolte. Toutefois, la productivité des stocks a augmenté depuis 2005, ce qui pourrait être lié à l'augmentation du taux de survie en mer. Unité de conservation la plus vulnérable à la perte de milieux humides dans l'estuaire. 11 décembre *(JDN a revu l'impact global des menaces à élevé, conformément aux commentaires de Dwayne Lepitzki indiquant que la synthèse était incorrecte.*	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans/ 3 générations)	
1.1	Zones résidentielles et urbaines		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans/ 3 générations)	L'aménagement urbain est considéré comme négligeable dans la zone terrestre de cette UD (0,61 %) (Porter *et al.*, 2013). Cette urbanisation devrait se poursuivre à un rythme plutôt lent, car la zone de l'UD est entourée d'une crête montagneuse, mais la gravité de l'urbanisation pour le saumon chinook est inconnue.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Une aire de flottage de billes se trouve dans l'une des aires d'attente, mais elle s'y est toujours trouvée; préoccupations concernant le bas Fraser.
1.3	Zones touristiques et récréatives		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans/ 3 générations)	Aucune. Centre de bateaux à propulsion hydraulique – aspire les alevins (ce point sera abordé dans « activités récréatives »).
2	Agriculture et aquaculture		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/ 3 générations)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/ 3 générations)	Le développement agricole est considéré comme de petite portée (1,3 % de la zone terrestre est utilisé à des fins agricoles) (Porter *et al.*, 2013) et devrait se poursuivre à un rythme modéré. Toutefois, la gravité de l'impact des terres agricoles pour le saumon chinook est inconnue. UD 2 : Cannebergière et bleuetière – le développement agricole augmente (impression). Il faut vérifier auprès des biologistes spécialistes de l'habitat du ministère des Forêts, des Terres, de l'Exploitation des ressources naturelles.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	UD 2 : Aucune
2.3	Élevage de bétail		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans/ 3 générations)	UD 2 : Aucune
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Les risques que les salmonicultures en enclos ouvert représentent pour les saumons chinooks sauvages sont considérés comme faibles, mais les données sont limitées (Riddell *et al.*, 2013). Le risque de transmission de maladies de saumons atlantiques d'élevage à des saumons chinooks sauvages est considéré comme faible en raison des différences de vulnérabilité à diverses maladies. Les fermes d'élevage de saumon atlantique sont situées plus au nord de l'embouchure du Fraser, et donc la portée devrait être négligeable. En raison des pratiques actuelles, l'élevage se poursuivra.
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucun

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	La superficie terrestre de la zone minière est de 0 % (Porter *et al.*, 2013); la portée de l'exploitation minière est jugée négligeable dans cette zone. La gravité de l'exploitation minière est inconnue, et la probabilité que l'exploitation minière se poursuive dans cette zone est inconnue. UD 2 : Il faut étudier l'extraction de gravier dans le cours principal du Fraser et les répercussions sur le saumon chinook de la rivière Harrison.
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucune
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La densité du réseau routier dans cette zone est de 1,0 km/km^2, et il y a 0,3 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible par les poissons. Ces deux données constituent les valeurs les plus faibles parmi les UD de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique. Les densités de réseaux routiers sont présentées en dimensions linéaires dans Porter *et al.* (2013). Si nous présumons que chaque route est d'une largeur de 100 m (0,1 km), ce qui est presque certainement supérieur à la moyenne, le pourcentage de terres occupées par les routes demeure inférieur à 1 %. C'est pourquoi nous avons attribué une portée négligeable (< 1 %) à cette UD. La gravité est inconnue, mais l'infrastructure routière existante devrait se poursuivre.
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Aucune

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.3	Voies de transport par eau	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Remorquage de billes dans la rivière à travers les frayères tout au long de l'année. R. Bailey. Les grandes estacades et l'aire de flottage de billes ont des répercussions sur la migration et la fraye du saumon chinook.
4.4	Corridors aériens		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucun
5	Utilisation des ressources biologiques	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucune
5.2	Cueillette de plantes terrestres		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucune
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Des perturbations de forêts touchent 8,5 % de la superficie de l'UD (Porter *et al*., 2013). UD 2 : remorqueurs, estacades dans les frayères. Il faut se pencher sur la gravité. Il est possible que les estacades perturbent les frayères.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Le taux d'exploitation total a connu un déclin. De 1980 à 1990, le taux d'exploitation dans la zone de cette UD était d'environ 0,7 à 0,8. De 1990 à 2005, le taux d'exploitation moyen a chuté pour atteindre 0,4. Selon la tendance actuelle, depuis 2005, le taux d'exploitation diminue d'environ 0,4 à 0,2. Selon le taux d'exploitation des 3 dernières générations, la portée de cette menace est considérée comme restreinte.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Les bateaux à propulsion hydraulique aspirent des individus au printemps et à l'automne.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucun
6.3	Travail et autres activités		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	Aucun
7	Modifications des systèmes naturels	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Non significative/ négligeable (impact antérieur ou indirect)	
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Selon Porter *et al*. (2013), 2 357,3 m^3/ha d'eau sont répartis. Aucun barrage ne nuit au déplacement de cette UD.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	C	Moyen	Restreinte (11-30 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Des perturbations touchent 15,2 % de la zone riveraine de cette UD (Porter *et al*., 2013), mais la gravité de ces perturbations sur la population de saumons chinooks de l'UD 2 est inconnue. Nous nous attendons à ce que l'immédiateté soit continue en raison de l'urbanisation continue. Bailey : De plus, une grande partie du bas Fraser et de l'estuaire a été considérablement altérée, ce qui a entraîné une perte d'habitat essentiel de marais intertidal.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	D	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Les poissons à rayons épineux envahissants sont présents dans les affluents du bas Fraser.
8.2	Espèces indigènes problématiques		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Aucun dendroctone du pin ponderosa n'a été consigné dans cette zone (Porter *et al*., 2013)

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.3	Matériel génétique introduit		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Faible (possiblement à long terme, > 10 ans/ 3 générations)	Pendant les années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur. Le nombre de lâchers d'écloseries de l'UD 2 a augmenté entre la moitié des années 1980 et 2004, le nombre maximal d'individus lâchés étant de 3 184 390 en 1992. Après 2005, le nombre de lâchers d'écloseries s'est stabilisé à environ 200 000 individus. Il y a seulement un cas de lâchers d'écloseries de l'extérieur de l'UD.
9	Pollution	D	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	Le nombre moyen d'endroits où le déversement d'eaux usées est autorisé dans cette UD est de 25 (Porter *et al.*, 2013). Toutefois, la portée, la gravité et l'immédiateté des répercussions du déversement des eaux usées sont inconnues.
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles	D	Faible	Petite (1-10 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
9.4	Déchets solides et ordures		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
9.5	Polluants atmosphériques		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
9.6	Apports excessifs d'énergie		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
10	Phénomènes géologiques		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
10.1	Volcans		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
10.2	Tremblements de terre et tsunamis		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	
10.3	Avalanches et glissements de terrain		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/ 3 générations)	Le glissement de terrain dans le ruisseau Meager a probablement eu de grandes répercussions sur la turbidité de la rivière Harrison pendant 3 ans et des événements semblables pourraient se produire à l'avenir.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/ 3 générations)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Dans un récent rapport d'évaluation des menaces qui pèsent sur le saumon chinook dans le sud de la Colombie-Britannique rédigé par Riddell *et al.* (2013), le comité d'experts a conclu que les conditions de l'habitat marin pendant la première année de résidence en mer constituaient très probablement un facteur clé des récentes tendances en matière de survie et de productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD seront touchés par le changement de l'habitat marin (c.-à-d. portée = généralisée). Selon les renseignements obtenus des stocks indicateurs, la survie en mer est estimée à 2-4 %.
11.2	Sécheresses		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Élevée (31-70 %)	Inconnue	
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	On prévoit une variation future de 10 % de la température de l'air comparativement aux données de référence historiques dans la zone de cette UD. Les températures des cours d'eau continueront d'augmenter pour atteindre des niveaux critiques (> 18 °C), selon les prévisions actuelles (Porter *et al.*, 2013). Cette augmentation des températures des cours d'eau devrait affecter toute la population (c.-à-d. que la portée est généralisée). Cet impact devrait se poursuivre. Toutefois, la gravité de cette menace est inconnue en raison des données limitées (Riddell *et al.*, 2013).
11.4	Tempêtes et inondations	C D	Moyen-faible	Grande (31-70 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Modérée (possiblement à court terme, < 10 ans/ 3 générations)	

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	*Oncorhynchus tshawytscha* – saumon chinook
Identification de l'élément	UD 9, population du moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+DetG) — **Code de l'élément**
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui):	22/02/2017
Évaluateurs :	Évaluation initiale par Brian O. Ma en novembre 2014. Revue en février 2017 à un atelier et en décembre 2018 à la suite d'une évaluation. Participants à l'atelier : Steve Baillie, Richard Bailey, Gayle Brown, Carolyn Churchland, Roger Gallant, Wilf Luedke, Cheryl Lynch, Jason Mahoney, Arlene Tompkins, Nicole Trouton, Greg Wilson, John Neilson (coprésident du SCS des poissons marins), David Fraser (animateur), Bev McBride (Secrétariat du COSEPAC).
Références :	(Porter *et al.*, 2013; Riddell *et al.*, 2013; Brown *et al.*, 2013; rapport pré-COSEPAC, en préparation); opinions d'experts du groupe susmentionné.

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :

		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	1	0
D	Faible	3	5
	Impact global des menaces calculé :	Élevé	Moyen
	Impact global des menaces attribué :	**BC = Élevé-moyen**	
	Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :		
	Impact global des menaces – commentaires :	Durée d'une génération = ~4,5 ans. Les principales menaces qui pèsent sur cette UD découlent des modifications de l'écosystème (endiguement/excavation de fossés aux fins d'irrigation dans la zone du bas Fraser qui entraînent une perte d'habitat dans les bras morts et à l'extérieur du chenal; accumulation de neige/changements du régime hydrologique). Les autres difficultés moins critiques englobent ce qui suit : impacts du bétail et de l'équipement agricole dans l'habitat fluvial, taux de récolte, barrages et gestion de l'eau, espèces envahissantes, sécheresses et températures extrêmes. Un taux de récolte général de 25 à 50 % depuis 1995 n'est pas spécifique des populations de cette UD. Riddell *et al*. (2013) font remarquer que la récolte durable est fortement liée à la productivité des stocks. Il n'existe aucune estimation fiable de la productivité des stocks pour cette UD.	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial						
1.1	Zones résidentielles et urbaines						L'aménagement urbain représente seulement 0,4 % de la zone terrestre (Porter *et al.*, 2013) et cette tendance devrait se poursuivre.
1.2	Zones commerciales et industrielles						Aucune
1.3	Zones touristiques et récréatives						Aucune
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						Le développement agricole est minimal (2,6 % de la zone terrestre) (Porter *et al*., 2013) et cette tendance devrait se poursuivre.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Aucune
2.3	Élevage de bétail	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Il ne s'agit pas d'un impact majeur, mais le bétail s'abreuve dans les cours d'eau et les tracteurs traversent les cours d'eau. Ces impacts augmentent probablement en raison du changement de la capacité d'application de la loi (personnel responsable de l'habitat).
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Les fermes d'élevage de saumons atlantiques sont situées plus au nord de l'embouchure du Fraser, mais la plupart des saumons chinooks sauvages passent à ces endroits à un certain moment, ce qui fait en sorte que la portée est grande. Les risques que représentent les salmonicultures en enclos ouvert pour les saumons chinooks sauvages sont considérés comme faibles dans la documentation, mais les données à ce sujet sont limitées (Riddell *et al.*, 2013). La pisciculture continuera probablement de prendre de l'expansion, mais, dans cette catégorie, l'impact direct est la perte d'habitat attribuable aux empreintes des fermes. Les problèmes de transmission de maladies et de l'amélioration génétique seront abordés au point 8.3.
3	Production d'énergie et exploitation minière		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier						Aucun. Il est difficile de réfléchir aux impacts directs. Fuite d'un tuyau de méthane sous l'eau? Certaines préoccupations possibles au sujet des impacts sur l'océan.
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	La couverture terrestre de l'exploitation minière est de 0,1 % (Porter *et a*l. 2013) et, présumant une répartition aléatoire des individus à l'intérieur du bassin versant, la portée de l'exploitation minière est jugée mineure dans cette zone. Toutefois, une certaine exploitation des placers a lieu et n'est pas consignée. On ne possède pas suffisamment de renseignements sur l'exploitation des placers.
3.3	Énergie renouvelable						Aucune; pas de producteurs d'électricité indépendants.
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La densité du réseau routier dans cette zone est de 1,2 km/km^2, et il y a 0,5 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible par les poissons. Ces deux données sont les valeurs modérées parmi les UD du saumon chinook dans le sud de la Colombie-Britannique. Les densités de réseaux routiers sont présentées en dimensions linéaires dans Porter *et al.* (2013). Si l'on présume que chaque route est d'une largeur de 100 m (0,1 km), ce qui constitue une surestimation, le pourcentage de terres occupées par les routes demeure inférieur à 1 %. L'infrastructure routière actuelle devrait demeurer en place, mais la tendance en matière de développement est inconnue. La plupart des répercussions des routes dans cette UD découlent du ruissellement de la pollution (menace 9). Les routes en soi ne représentent pas un problème. Il y a beaucoup plus de routes ici que dans le haut Fraser (UD 11), construites pour transporter le bois des arbres tués par le dendroctone du pin ponderosa. Les pratiques de construction ont été améliorées – elles ne fonctionnent pas bien dans les cours d'eau.
4.2	Lignes de services publics						Aucune
4.3	Voies de transport par eau						Aucune
4.4	Corridors aériens						Aucun

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						Aucune
5.2	Cueillette de plantes terrestres						Aucune
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Des perturbations touchent 13,0 % des forêts dans cette zone (Porter *et al.*, 2013). Le dendroctone du pin ponderosa a entraîné beaucoup de bois mort. La plupart des forêts touchées ont fait l'objet d'une coupe à blanc (il pourrait falloir mettre à jour l'estimation de 2013). Effet direct = empreinte forestière.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Le taux d'exploitation total du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique se situe entre 25 et 50 % dans les dernières années (depuis 1995) (Riddell *et al.*, 2013). Des taux de récolte comparables devraient se poursuivre dans un avenir rapproché. Les taux d'exploitation sont habituellement comparés aux taux d'exploitation du rendement maximal soutenu (MSY), et tout taux inférieur est considéré comme durable. Cependant, comme il n'y a pas de stocks indicateurs pour cette UD, le MSY n'a pas été estimé et il n'y a pas de mesure directe de l'exploitation totale propre à cette UD. Tous les individus de l'UD 9 doivent traverser des zones de pêche (p. ex. basse Chilcotin) pendant leur migration. Une ponte plus importante était généralement observée chez les individus reproducteurs jusqu'à l'an dernier (2012-2015 était une bonne période, mais les individus qui migrent vers un milieu marin ont connu un taux élevé de mortalité). Les éléments de preuve indiquent moins clairement que le déclin est pleinement interrompu. En 2005, le taux de récolte était de 60 %, et on a essayé de le diminuer à 30 %. En présumant que la récolte globale pour cette UD est semblable à celle de la rivière Nicola, une fourchette de 20 à 40 % est probablement réaliste. Ces chiffres représentent le taux de récolte total en rivière et en milieu marin. Le déclin a ralenti, mais ne s'est pas complètement interrompu.
6	Intrusions et perturbations humaines						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives						Aucune
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						Aucune
6.3	Travail et autres activités						Aucune
7	Modifications des systèmes naturels	BD	Élevé à faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Les incendies constituent un problème beaucoup plus important dans cette zone, mais elles représentent une partie naturelle de l'écosystème. Des températures élevées à court terme des cours d'eau constituent un effet direct des incendies. Ce point est séparé ici de la section sur la température (11.3). Les produits ignifuges pourraient avoir un impact, mais il n'y a aucune donnée à ce sujet. L'écopage pourrait entraîner la prise de poissons.
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée-modérée (11-70 %)	Élevée (continue)	Selon Porter *et al.* (2013), 10 803,3 m^3/ha d'eau sont répartis. Les installations hydroélectriques Bridge/Seton ont des répercussions négatives sur l'habitat dans cette UD. Environ 7 % des saumons chinooks de l'UD frayent/croissent juste en aval du barrage Bridge (opinion d'expert). Les effets directs du barrage englobent les changements du moment et du volume du débit, le régime de température, le charriage/affouillement et les problèmes de maintien du lit des cours d'eau. La gravité de l'impact ne serait jamais de 100 % parce que ce ne sont pas tous les individus reproducteurs qui retournent au barrage Bridge (autres frayères disponibles). Il existe un plan d'utilisation des eaux pour Downton. L'endiguement du bas Fraser pour l'irrigation constitue également une préoccupation. Tous les individus de cette UD passent par le bas Fraser. À prendre en note que la cote accordée ici est liée aux répercussions du barrage Bridge. Les impacts sur le bas Fraser, dont la portée est généralisée, sont abordés au point 7.3.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
7.3	Autres modifications de l'écosystème	BD	Élevé à faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	Des perturbations touchent 13,5 % de la zone riveraine de cette UD (Porter *et al.*, 2013). Ce stock migre au stade juvénile dans le bas Fraser (de la rivière Hope à l'embouchure du Fraser); les activités actuelles et futures d'endiguement exercent donc un impact important sur lui. Perte continue d'habitat d'hivernage et de croissance dans le bas Fraser en raison de la conversion de terres agricoles en terres résidentielles/commerciales. Il y a également un nouvel endiguement dans les rivières Chilliwack/Abbotsford, ce qui fait en sorte que les impacts se font également sentir vers l'amont du Fraser. Mais si le taux de survie en mer revenait à 5 %, il renverserait le déclin. Dans les cours d'eau, au printemps, les femelles cherchent activement un mélange d'eaux souterraines/de ruissellement. Le changement de la période de fonte des neiges et du volume de neige signifie que l'alimentation en eaux souterraines est altérée. REMARQUE : Il y a deux effets distincts ici qui ont des répercussions à divers degrés : a) endiguement, excavation de fossés – perte d'habitat vers l'amont/à l'extérieur du chenal, b) changements du volume de neige et du régime hydrologique.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Plus de problèmes liés aux poissons à rayons épineux dans le cours moyen du Fraser que dans le cours supérieur. Un affluent de la rivière Quesnel (vallée de la Beaver) abrite l'achigan à grande bouche. Il existe une possibilité de « tournis des truites » au cours des 12 prochaines années, mais l'impact est inconnu.
8.2	Espèces indigènes problématiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le dendroctone du pin ponderosa a affligé 24,6 % des peuplements de pins dans cette zone (Porter *et al.*, 2013), mais l'impact est déjà passé. Tous les individus de cette UD sont touchés par des prédateurs marins (p. ex. phoques et otaries). L'impact est considéré comme relativement stable (c.-à-d. que la situation est déjà aussi mauvaise qu'elle devait l'être, mais ne devrait pas empirer).

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.3	Matériel génétique introduit						Pendant les années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur. Toutefois, il y a eu des lâchers d'écloseries dans cette UD de 1980 à 2000. Un très petit nombre de lâchers ont été effectués en 2001. Il n'y a aucun lâcher d'écloseries connu après 2001.
9	Pollution		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le nombre moyen d'endroits où le déversement d'eaux usées est permis dans cette UD est de 7,5 (Porter *et al.*, 2013). Des usines de traitement des eaux usées se trouvent le long du Fraser. Les eaux usées domestiques ont un impact généralisé. Le volume augmentera à mesure que la population croîtra, mais il sera difficile d'établir un lien direct entre la situation et un déclin des populations de saumons chinooks dans cette UD au cours des 12 prochaines années.
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le développement industriel a beaucoup d'impact sur toute la voie de migration dans le bas Fraser.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les effluents agricoles ont réellement des répercussions dans les cours moyen et inférieur du Fraser qui affectent tous les individus de cette UD. Il y a des activités forestières en amont qui seront déplacées en pente plus élevée. La foresterie vient modifier l'alimentation en eaux souterraines. L'un des changements intéressants concernant le dendroctone du pin ponderosa : la nappe phréatique s'est en fait améliorée temporairement, car les arbres morts encore debout retenaient le sol, mais ne consommaient pas d'eau. Envasement; étendue de l'impact inconnue.
9.4	Déchets solides et ordures		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les poissons consomment du plastique (micro et macro) – 2-7 particules de microplastique par jour. Des recherches sont en cours (voir les travaux de Peter Ross), et donc des données pourraient être accessibles bientôt.
9.5	Polluants atmosphériques						Aucun
9.6	Apports excessifs d'énergie						Aucun

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
10	Phénomènes géologiques		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
10.1	Volcans						Aucun
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						Aucun
10.3	Avalanches et glissements de terrain		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Seulement des impacts mineurs
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Dans un récent rapport d'évaluation des menaces qui pèsent sur le saumon chinook dans le sud de la Colombie-Britannique rédigé par Riddell *et al.* (2013), le comité d'experts a conclu que les conditions de l'habitat marin pendant la première année de résidence en mer constituaient très probablement un facteur clé des récentes tendances en matière de survie et de productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD seront touchés par le changement de l'habitat marin (c.-à-d. portée = généralisée). Toutefois, la gravité est inconnue parce qu'il n'y a aucun stock indicateur disponible pour cette UD, et donc la survie en mer ne peut pas être évaluée. De grands changements sont prévus en milieu marin en termes de zones de remontée anoxiques (« le blob »). De plus, une autre série de répercussions sur la survie en mer comme en 2003-2007 mettrait fin à ce stock. La cote de cette menace est fondée sur les répercussions potentielles sur la survie en mer (p. ex. El Niño). El Niño empire la situation tandis que La Niña l'améliore.
11.2	Sécheresses	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Plus vulnérable à la sécheresse que l'UD 11. Il s'agit de bassins versants difficiles pour le saumon chinook. Fréquence des sécheresses? Voir le rapport sur les rivières Cariboo/Chilcotin par Porter et Nelitz. La portée est généralisée, car, en cas de sécheresse, celle-ci affectera une grande portion de la population.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11.3	Températures extrêmes	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Cette UD est plus vulnérable aux hausses de température que l'UD 11. Un paysage ressemblant davantage à un plateau signifie une plus grande exposition au soleil et moins d'eau accessible; écozone plus sèche. La condition de la rivière Horesefly dépend de la température. Dans l'ensemble du bas Fraser, il y a une perte de terres et d'endroits ombragés. Le saumon chinook ne rencontre pas les mêmes problèmes que le saumon rouge. Le groupe a examiné la migration en amont dans le bas Fraser, mais ces individus traversent le corridor du Fraser avant la hausse des températures. Cette situation pourrait changer en raison des changements climatiques, mais il faudra une centaine d'années pour y arriver. Principalement dans les zones de croissance où les répercussions des températures sont importantes.
11.4	Tempêtes et inondations						Aucune
Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).							

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	*Oncorhynchus tshawytscha* – saumon chinook
Identification de l'élément	UD 11, population du haut Fraser, type fluvial, printemps
Code de l'élément	
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) :	06/11/2014
Évaluateurs :	Évaluation initiale par Brian O. Ma en novembre 2014. Revue en février 2017 à un atelier et en décembre 2018 à la suite d'une évaluation. Participants à l'atelier : Steve Baillie, Richard Bailey, Gayle Brown, Carolyn Churchland, Roger Gallant, Wilf Luedke, Cheryl Lynch, Jason Mahoney, Arlene Tompkins, Nicole Trouton, Greg Wilson, John Neilson (coprésident du SCS des poissons marins), David Fraser (animateur), Bev McBride (Secrétariat du COSEPAC).
Références :	(Porter *et al.*, 2013; Riddell *et al.*, 2013; Brown *et al.*, 2013; rapport pré-COSEPAC, en préparation); opinions d'experts du groupe susmentionné.

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :

Impact des menaces		**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact – Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	0
C	Moyen	1	0
D	Faible	2	4
Impact global des menaces calculé :		Élevé	Moyen
Impact global des menaces attribué :		**BC = Élevé-moyen**	
Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :			
Impact global des menaces – commentaires :		Durée d'une génération = ~4,5 ans. Les principales menaces qui pèsent sur cette UD découlent des modifications de l'écosystème attribuables aux phénomènes climatiques marins cycliques (El Niño) et aux problèmes de mélange d'eaux souterraines et de ruissellement causés par le changement du volume et de la période de fonte des neiges. Le taux de récolte a augmenté, tandis que le taux de survie en mer a connu un déclin. Toutefois, Riddell *et al.* (2013) font remarquer que la récolte durable est fortement liée à la productivité des stocks et que cette UD ne fait pas l'objet d'une estimation fiable de la productivité des stocks. Les autres répercussions englobent les espèces envahissantes (poissons à rayons épineux), les avalanches/glissements de terrain, les sécheresses et les températures extrêmes.	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1	Développement résidentiel et commercial						
1.1	Zones résidentielles et urbaines						L'aménagement urbain est considéré comme faible dans la zone terrestre de l'UD (0,09 %) (Porter *et al.*, 2013). Ce niveau d'urbanisation devrait se poursuivre. Aucun changement des impacts directs sur les populations de saumons chinooks n'est prévu.
1.2	Zones commerciales et industrielles						Aucune
1.3	Zones touristiques et récréatives						Aucune
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						Le développement agricole couvre 0,7 % de la zone terrestre (Porter *et al.*, 2013) et devrait se poursuivre à ce niveau. Aucun changement des impacts directs sur les populations de saumons chinooks n'est prévu.
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						Aucune
2.3	Élevage de bétail						Aucun
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce		Négligeable	Grande (31-70 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Les fermes d'élevage de saumons atlantiques sont situées plus au nord de l'embouchure du Fraser, mais la plupart des saumons chinooks sauvages passent à ces endroits à un certain moment, ce qui fait en sorte que la portée est grande. Les risques que représentent les salmonicultures en enclos ouvert pour le saumon chinook sauvage sont considérés comme faibles dans la documentation, mais les données à ce sujet sont limitées (Riddell *et al.*, 2013). La pisciculture continuera probablement de prendre de l'expansion, mais, dans cette catégorie, l'impact direct est la perte d'habitat attribuable aux empreintes des fermes. Les problèmes de transmission de maladies et d'amélioration génétique seront abordés au point 8.3.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
3	Production d'énergie et exploitation minière		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier						Aucun
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	L'exploitation minière représente 0,02 % de la zone terrestre (Porter *et al.*, 2013), et, présumant une répartition aléatoire des individus à l'intérieur du bassin versant, la portée de l'exploitation minière est jugée mineure dans cette zone. Une certaine exploitation des placers a lieu et n'est pas déclarée, mais elle n'est pas très importante. Des activités minières ont eu lieu l'été. On ne possède pas suffisamment de renseignements sur les répercussions de l'exploitation des placers. Il faut communiquer avec Mike Bradford au sujet des répercussions des placers.
3.3	Énergie renouvelable						Aucune
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	La densité du réseau routier dans cette zone est de 0,9 km/km^2, et il y a 0,5 traverse de cours d'eau par kilomètre de cours d'eau accessible par les poissons. Ces deux données sont des valeurs modérées comparativement aux autres UD du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Les densités de réseaux routiers sont présentées en dimensions linéaires dans Porter *et al.* (2013). Si l'on présume que chaque route est d'une largeur de 100 m (0,1 km), ce qui constitue une surestimation, le pourcentage de terres occupées par les routes demeure inférieur à 1 %. L'infrastructure routière actuelle devrait demeurer en place, mais la tendance en matière de développement est inconnue. La plupart des répercussions des routes dans cette UD découlent du ruissellement de la pollution (menace 9). Les routes en soi ne représentent pas un problème.
4.2	Lignes de services publics						Aucune
4.3	Voies de transport par eau						Aucune

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.4	Corridors aériens						Aucune
5	Utilisation des ressources biologiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						Aucune
5.2	Cueillette de plantes terrestres						Aucune
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Des perturbations touchent 16,6 % des forêts dans cette zone (Porter *et al.*, 2013), mais tout effet direct causé par l'empreinte de l'exploitation forestière découle du passé et ne devrait pas altérer la condition actuelle de la population. L'effet direct est une réduction mineure de l'habitat.
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le taux d'exploitation total a augmenté d'environ 118,7 %, de ~0,4 à ~0,7 entre 1986 et 2002, mais il est demeuré relativement stable à ~0,7 depuis 1995. Les participants à l'atelier ont indiqué que le maintien du taux cible de 30 % de récolte obtient un succès limité. Pendant la dernière année de ponte, le taux était encore de 40 %. Les poissons rencontrent des filets tout au long de leur montaison dans le Fraser. Nombre d'individus sont constamment exposés à la pression de la pêche, car leur montaison est lente entre l'embouchure du Fraser et le point final du haut Fraser. Le MPO n'a pas réussi à convaincre les groupes des Premières Nations du bas Fraser de restreindre la récolte. Pour ces dernières, le saumon constitue la principale source de nourriture. Le problème réside dans le fait qu'il est difficile de contrôler la pêche dans le fleuve (difficile de la contrôler sur 700 km); tout indique que le taux de récolte en milieu marin est d'environ 20 %.
6	Intrusions et perturbations humaines						
6.1	Activités récréatives						Aucune
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						Aucun

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
6.3	Travail et autres activités						Aucun
7	Modifications des systèmes naturels	BD	Élevé-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						Aucune
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Selon Porter *et al.* (2013), 2 695,9 m^3/ha d'eau sont répartis. Aucun barrage ne nuit au déplacement dans cette UD. La perte du lac Sumas, l'endiguement et l'excavation de fossés ont eu un impact majeur sur l'habitat dans le bas Fraser, par où les individus passent. Un nombre considérable de saumons chinooks dépendent de cet habitat (p. ex. croissance, hivernage), mais on ignore combien d'individus sont touchés.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	BD	Élevé-faible	Généralisée (71-100 %)	Élevée-légère (1-70 %)	Élevée (continue)	Des perturbations touchent 15,5 % de la zone riveraine de cette UD (Porter *et al.*, 2013). Ce stock migre au stade juvénile, le long de la côte, jusqu'en Alaska. Une autre série de répercussions sur la survie en mer comme en 2003-2007 mettrait fin au stock. Il ne s'agit pas seulement de répercussions sur le milieu marin; la survie dans les cours d'eau est également problématique. Mais si la survie en mer pouvait revenir à 5 %, elle renverserait le déclin. Dans les cours d'eau, au printemps, les femelles cherchent activement un mélange d'eaux souterraines/de ruissellement. Le changement de la période de fonte et du volume de la neige signifie que l'alimentation en eaux souterraines est altérée. La cote de cette menace est fondée sur une combinaison de répercussions potentielles sur la survie en mer (p. ex. El Niño) et de problèmes liés aux eaux souterraines/de ruissellement. El Niño empire la situation, tandis que La Niña l'améliore.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Certains impacts attribuables aux poissons à rayons épineux (achigans, percidés, etc.); achigan à petite bouche et perchaude dans la rivière Quesnel. Répercussions futures possibles du « tournis de la truite » – le mode de transmission n'est pas encore bien connu, mais on pense qu'il serait lié aux pêcheurs à la ligne.
8.2	Espèces indigènes problématiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le dendroctone du pin ponderosa a affligé 5,5 % des peuplements de pins dans cette zone (Porter *et al.*, 2013), mais l'impact est déjà terminé. Tous les individus de cette UD sont touchés par des prédateurs marins (p. ex. phoques, otaries). L'impact est considéré comme relativement stable (c.-à-d. que la situation est aussi mauvaise qu'elle devrait l'être, mais qu'il est improbable qu'elle empire).
8.3	Matériel génétique introduit						Pendant les années où les échantillonnages ont été effectués, tous les individus matures provenaient de cours d'eau qui présentaient des niveaux faibles ou inconnus de mise en valeur. Il y avait un taux relativement élevé de lâchers d'écloseries dans cette UD dans les années 1980. Toutefois, depuis 1989, le nombre de lâchers d'écloseries a décliné jusqu'à prendre fin pendant l'année de ponte 2001-2002.
9	Pollution		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Le nombre moyen d'endroits où le déversement d'eaux usées est permis dans cette UD est de 1,2 (Porter *et al.*, 2013). Des usines de traitement des eaux usées se trouvent le long du Fraser. Les eaux usées domestiques ont un impact généralisé. Le volume augmentera à mesure que la population croîtra, mais il sera difficile d'établir un lien direct entre la situation et un déclin des populations de saumons chinooks dans cette UD au cours des 12 prochaines années.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
9.2	Effluents industriels et militaires		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Une usine de pâte se trouve à Prince George, et il y a des résidus miniers à certains endroits. Le développement industriel a beaucoup d'impact sur toute la voie de migration dans le bas Fraser.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les effluents agricoles ont réellement des répercussions dans les cours moyen et inférieur du Fraser qui affectent tous les individus de cette UD. Il y a des activités forestières en amont qui seront déplacées en pente élevée. La foresterie modifie l'alimentation en eaux souterraines. L'un des changements intéressants concernant le dendroctone du pin ponderosa : la nappe phréatique s'est en fait améliorée temporairement, car les arbres morts encore debout retenaient le sol, mais ne consommaient pas d'eau.
9.4	Déchets solides et ordures		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Les poissons consomment du plastique (micro et macro) – 2-7 particules de microplastique par jour. Des recherches sont en cours (voir les travaux de Peter Ross), et donc des données pourraient être accessibles bientôt.
9.5	Polluants atmosphériques						Aucun; les polluants atmosphériques doivent se transformer en polluants aquatiques pour avoir un impact sur les poissons.
9.6	Apports excessifs d'énergie						Aucun
10	Phénomènes géologiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
10.1	Volcans						Aucun
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						Aucun
10.3	Avalanches et glissements de terrain	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Système glaciaire avec turbidité élevée. Impact continu des avalanches et des glissements de terrain.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Dans un récent rapport d'évaluation des menaces qui pèsent sur le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique rédigé par Riddell *et al.* (2013), le comité d'experts a conclu que les conditions de l'habitat marin pendant la première année de résidence en mer constituaient très probablement un facteur clé des récentes tendances en matière de survie et de productivité. Tous les saumons chinooks de cette UD seront touchés par le changement de l'habitat marin (c.-à-d. portée = généralisée). Le taux de survie en mer était de ~0,02 de 1986 à 2002, et il a varié de -63,1 % pendant cette période. Des données sur le taux de survie en mer ne sont pas accessibles après 2002.
11.2	Sécheresses	CD	Moyen-faible	Généralisée (71-100 %)	Modérée-légère (1-30 %)	Élevée (continue)	Ces poissons sont relativement résilients, mais la gravité pourrait être supérieure à 10 % au cours des 10 à 15 prochaines années. Il est difficile de faire des prévisions. Beaucoup de choses changeraient si le Fraser devenait un obstacle à la migration, mais si cette situation se produisait, il y aurait des problèmes bien pires que la sécheresse.
11.3	Températures extrêmes	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Selon les prévisions actuelles, la température des cours d'eau continuera d'augmenter pour atteindre des seuils critiques (> 18 °C) (Porter *et al.*, 2013). Ces hausses de température des cours d'eau devraient toucher toute la population (c.-à-d. que la portée est généralisée). Cet impact devrait se poursuivre. Toutefois, la gravité de cette menace est inconnue, car les données sont limitées (Riddell *et al.*, 2013).
11.4	Tempêtes et inondations						

Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).

TABLEAU D'ÉVALUATION DES MENACES

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	*Oncorhynchus tshawytscha* – saumon chinook		
Identification de l'élément	UD 28, population du sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été	**Code de l'élément**	
Date (Ctrl + ";" pour la date d'aujourd'hui) :	22/02/2017		
Évaluateurs :	Évaluation initiale par Brian O. Ma en novembre 2014. Revue en février 2017 à un atelier et en décembre 2018 à la suite d'une évaluation. Participants à l'atelier : Steve Baillie, Richard Bailey, Gayle Brown, Carolyn Churchland, Roger Gallant, Wilf Luedke, Cheryl Lynch, Jason Mahoney, Arlene Tompkins, Nicole Trouton, Greg Wilson, John Neilson (coprésident du SCS des poissons marins), David Fraser (animateur), Bev McBride (Secrétariat du COSEPAC).		
Références :	(Porter *et al.*, 2013; Riddell *et al.*, 2013; Brown *et al.*, 2013; rapport pré-COSEPAC, en préparation); opinions d'experts du groupe susmentionné.		

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :

		Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	0	0
D	Faible	2	2
	Impact global des menaces calculé :	Faible	Faible
	Impact global des menaces attribué :	**D = Faible**	
	Ajustement de la valeur de l'impact global calculée – justifications :		
	Impact global des menaces – Commentaires :	Durée de génération : 4,5 ans.	

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 ans ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial						
1.1	Zones résidentielles et urbaines						
1.2	Zones commerciales et industrielles						

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
1.3	Zones touristiques et récréatives						
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pérennes de produits autres que le bois						
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte						
2.3	Élevage de bétail						
2.4	Aquaculture en mer et en eau douce		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
3	Production d'énergie et exploitation minière						
3.1	Forage pétrolier et gazier						
3.2	Exploitation de mines et de carrières						
3.3	Énergie renouvelable						
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (< 1 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
4.2	Lignes de services publics						
4.3	Voies de transport par eau						
4.4	Corridors aériens						
5	Utilisation des ressources biologiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
5.1	Chasse et capture d'animaux terrestres						
5.2	Cueillette de plantes terrestres						
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois		Inconnu	Petite (1-10 %)	Inconnue	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5.4	Pêche et récolte de ressources aquatiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
6	Intrusions et perturbations humaines						
6.1	Activités récréatives						
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires						
6.3	Travail et autres activités						
7	Modifications des systèmes naturels	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies						
7.2	Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	Pas considérée comme une menace, mais il n'y a pas assez de renseignements accessibles.
7.3	Autres modifications de l'écosystème	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Il y a quelques producteurs d'électricité indépendants, mais ils sont dans les tronçons supérieurs, alors il ne devrait pas y avoir de répercussions. Cette menace englobe également les modifications de l'écosystème qui mènent au changement de l'approvisionnement alimentaire. Cette menace représente moins un problème pour cette UD que pour l'UD 25.
8	Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes						
8.2	Espèces indigènes problématiques		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (< 1 %)	Élevée (continue)	Le maquereau pourrait être un facteur en tant que prédateur, mais il le serait moins ici que sur la côte ouest. L'impact du pou du poisson n'est également pas négligeable. Des proliférations d'algues sont aussi possibles.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.3	Matériel génétique introduit						
9	Pollution						
9.1	Eaux usées domestiques et urbaines						
9.2	Effluents industriels et militaires						Les producteurs d'électricité indépendants représentent probablement la seule activité industrielle. Les décharges de grumes sont probablement le plus grand problème de pollution. Cette situation devrait être reflétée dans la section « Exploitation forestière et récolte du bois » ci-dessus.
9.3	Effluents agricoles et sylvicoles						
9.4	Déchets solides et ordures						
9.5	Polluants atmosphériques						
9.6	Apports excessifs d'énergie						
10	Phénomènes géologiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
10.1	Volcans						
10.2	Tremblements de terre et tsunamis						
10.3	Avalanches et glissements de terrain	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Des glissements de terrain se produisent. Il s'agit d'un système très escarpé.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	Voir UD 11, système glaciaire semblable.
11.2	Sécheresses						
11.3	Températures extrêmes						Pas dans le détroit de Georgia, mais en milieu marin plus ouvert, dans cette UD, un changement de température serait plus difficile à détecter. Ce serait semblable à l'ouest de l'île de Vancouver.
11.4	Tempêtes et inondations						Pas prévues dans les 10 prochaines années.

Menace	Impact (calculé)	Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
Classification des menaces d'après l'IUCN-CMP, Salafsky *et al.* (2008).					

ANNEXE 2. Sites d'échantillonnage des unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique

Tableau 43. Sites d'échantillonnage des unités désignables du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, avec les dates de début et de fin pour chaque méthode d'estimation. Prendre note que les chiffres déclarés dans les graphiques c et d des graphiques des figures « Abondance, mise en valeur et lâchers d'écloseries » du chapitre sur chaque UD ne tiennent pas nécessairement compte de tous les sites. L'inclusion/exclusion de sites dépend des critères utilisés pour filtrer la qualité des données de NuSEDS et mis en œuvre par le MPO.

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
UD 1 – Sud de la partie continentale (C.-B.) – baie Boundary, type océanique, automne	**RIVIÈRE CAMPBELL**		
	S.O.	1980	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1979	2012
	RIVIÈRE NICOMEKL		
	S.O.	2012	2012
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES CONSTANTES	1997	1997
	INCONNUE	1996	1996
	RIVIÈRE SERPENTINE		
	S.O.	2012	2012
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES CONSTANTES	1997	1997
	INCONNUE	1996	1996
UD 2 – Bas Fraser, type océanique, automne	**RIVIÈRE HARRISON**		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1984	2015
	INCONNUE	1953	1983
UD 3 – Bas Fraser, type fluvial, printemps	**RIVIÈRE BIRKENHEAD**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1975	2014
	INCONNUE	1953	1983
	RIVIÈRE GREEN		
	INCONNUE	1985	1985
UD 4 – Bas Fraser, type fluvial, été	**RIVIÈRE PITT-COURS SUPÉRIEUR**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	1985
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2014
	INCONNUE	1953	1993
UD 5 – Bas Fraser, type fluvial, été	**RUISSEAU BIG SILVER**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2005	2012

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2013	2014
	INCONNUE	1953	1986
	CHILLIWACK		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1990	2009
	INCONNUE	1953	2015
	RUISSEAU COGBURN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2015	2015
	INCONNUE	1954	1989
	RUISSEAU DOUGLAS		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2008
	INCONNUE	1954	1983
	RIVIÈRE LILLOOET		
	INCONNUE	1975	1992
	RUISSEAU SLOQUET		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1980	1980
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2008
	INCONNUE	1953	2014
	RUISSEAU TIPELLA		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2008
	INCONNUE	1958	1958
UD 6 – Bas Fraser, type océanique, été	**MARÉCAGE MARIA**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2009
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2015
	INCONNUE	1953	2004
UD 7 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (FRCany+GStr)	**RIVIÈRE ANDERSON**		
	INCONNUE	1960	1964
	RIVIÈRE NAHATLATCH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2012	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	2011
	INCONNUE	1953	1994
UD 8 – Moyen Fraser, type fluvial, automne	**RUISSEAU PORTAGE**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2015
	INCONNUE	1954	1994
	RUISSEAU AHBAU		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
UD 9 – Moyen Fraser, type fluvial, printemps (MFR+GStr)	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2011
	RIVIÈRE BAEZAEKO		
	REMPLISSAGE	1995	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	1999
	INCONNUE	1986	1986
	RUISSEAU BAKER		
	REMPLISSAGE	2004	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2011
	INCONNUE	1990	2015
	RIVIÈRE BRIDGE		
	REMPLISSAGE	2003	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2005	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2012
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2015	2015
	INCONNUE	1975	1998
	RIVIÈRE CARIBOO-COURS SUPÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2015
	INCONNUE	1986	1994
	RIVIÈRE CHILAKO		
	REMPLISSAGE	2003	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2000	2000
	INCONNUE	1953	1999
	RIVIÈRE CHILCOTIN-COURS INFÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1975	1994
	RIVIÈRE CHILCOTIN-COURS SUPÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU CHURN		
	INCONNUE	1985	1985
	RIVIÈRE COTTONWOOD-COURS INFÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1951	1997

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RIVIÈRE DRIFTWOOD		
	INCONNUE	1958	1968
	RIVIÈRE ENDAKO		
	REMPLISSAGE	2003	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2010	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2007	2007
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2000	2000
	INCONNUE	1959	1994
	RIVIÈRE HORSEFLY		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1953	1997
	RUISSEAU LIGHTNING		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1995	1997
	RUISSEAU MCKINLEY		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2014
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1998	1998
	INCONNUE	1986	1986
	RUISSEAU NARCOSLI		
	REMPLISSAGE	2004	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2011
	INCONNUE	1987	2015
	RUISSEAU NAVER		
	REMPLISSAGE	2004	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2000	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2009
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2006	2006
	INCONNUE	1985	2015
	RIVIÈRE NAZKO		
	REMPLISSAGE	1995	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2015
	INCONNUE	1986	1986
	RUISSEAU SHOVEL		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES VARIABLES	1999	1999
	RIVIÈRE STEIN		
	INCONNUE	1977	1994
	RIVIÈRE SWIFT		
	S.O.	1995	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1996	1996
	LAC TASEKO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	1998
	RIVIÈRE WEST ROAD (BLACKWATER)		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1999	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1960	1994
	RIVIÈRE YALAKOM		
	INCONNUE	1953	1994
UD 10 – Moyen Fraser, type fluvial, été	**RIVIÈRE CARIBOO**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	2000
	INCONNUE	1981	1997
	RIVIÈRE CHILKO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2010	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1953	1997
	RUISSEAU ELKIN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	1998
	INCONNUE	1967	1997
	RUISSEAU KAZCHEK		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1983	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2009
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2015
	INCONNUE	1953	2014
	RIVIÈRE KUZKWA		
	REMPLISSAGE	1999	2001
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2000

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	INCONNUE	1953	1998
	RIVIÈRE MIDDLE		
	INCONNUE	1960	1988
	RIVIÈRE MITCHELL		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2013	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2009	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2011	2011
	RIVIÈRE NECHAKO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2000	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	1998
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2004	2004
	INCONNUE	1953	1997
	RUISSEAU ORMOND		
	INCONNUE	1959	1978
	RUISSEAU PINCHI		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1983	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1997	2000
	INCONNUE	1967	1998
	RIVIÈRE QUESNEL		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1953	2001
	RUISSEAUX SETON ET CAYOOSH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2012
	INCONNUE	1953	2000
	RIVIÈRE SETON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2013
	INCONNUE	1975	2000
	RIVIÈRE STELLAKO		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1983	1990

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2004	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	1999
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2010	2010
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2012	2012
	INCONNUE	1953	2002
	RIVIÈRE STUART		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2002
	INCONNUE	1953	1997
	RIVIÈRE TACHIE		
	INCONNUE	1953	1972
	RIVIÈRE TASEKO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1953	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	1998
	INCONNUE	1996	1996
UD 11 – Haut Fraser, type fluvial, printemps	**RUISSEAU ANTLER**		
	REMPLISSAGE	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1994	1994
	RIVIÈRE BAD (RUISSEAU JAMES)		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1979	1994
	RIVIÈRE BOWRON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU CAPTAIN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	1997
	INCONNUE	1994	1994
	RUISSEAU DOME		
	REMPLISSAGE	2009	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2006	2008
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2003	2007
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2000	2004

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1981	2015
	RUISSEAU DRISCOLL		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	RUISSEAU TWIN EST		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1975	2002
	RUISSEAU FONTONIKO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1979	1994
	RUISSEAU FORGETMENOT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2015
	INCONNUE	1994	2013
	FLEUVE FRASER-EN AMONT DE TÊTE JAUNE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1994	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2015
	INCONNUE	1953	1993
	RIVIÈRE GOAT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	1998
	INCONNUE	1961	1997
	RUISSEAU HAGGEN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1994	1994
	RUISSEAU HERRICK		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2000
	INCONNUE	1979	1994
	RUISSEAU HOLLIDAY		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1994	1999
	RIVIÈRE HOLMES		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1961	1994
	RUISSEAU HORSEY		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1977	1977
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	1999

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1962	1994
	RUISSEAU HUMBUG		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2003
	RUISSEAU ICE		
	REMPLISSAGE	1995	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	1999
	INCONNUE	1994	2015
	RUISSEAU INDIANPOINT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1987	1987
	INCONNUE	1986	1994
	RUISSEAU KENNETH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	2000
	INCONNUE	1986	1998
	RIVIÈRE MCGREGOR		
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES CONSTANTES	1998	2000
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES VARIABLES	1997	1997
	INCONNUE	1979	1991
	RIVIÈRE MCKALE		
	REMPLISSAGE	1996	1997
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1999	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1974	1994
	RIVIÈRE MORKILL		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1961	1994
	RUISSEAU NEVIN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1962	1994
	RUISSEAU OTTER		
	INCONNUE	1996	1997
	RUISSEAU PTARMIGAN		
	S.O.	1995	1995

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1997	2001
	INCONNUE	1986	1998
	RIVIÈRE ROBSON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2000
	INCONNUE	1996	1996
	RIVIÈRE SALMON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	1984
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	INCONNUE	1958	1998
	RUISSEAU SEEBACH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1979	1994
	RUISSEAU SLIM		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1961	1994
	RUISSEAU SMALL		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1994	1994
	RUISSEAU SNOWSHOE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2001
	INCONNUE	1986	1991
	RUISSEAU SPAKWANIKO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	2000
	INCONNUE	1996	1996
	RUISSEAU SUS		
	INCONNUE	1996	1996
	RUISSEAU SWIFT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	INCONNUE	1970	1994
	RIVIÈRE TORPY		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1961	1994

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RUISSEAUX TWIN (COMBINÉS)		
	REMPLISSAGE	1999	1999
	FUSIONNÉES	2013	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2012
	INCONNUE	1971	1994
	RUISSEAU WALKER		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1971	1994
	RUISSEAU WANSA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1995
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2015
	INCONNUE	1994	1994
	RUISSEAU TWIN OUEST		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2013	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2015
	INCONNUE	1996	2007
	RIVIÈRE WILLOW		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1954	1994
UD 12 – Thompson Sud, type océanique, été	**RIVIÈRE ADAMS**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2004	2004
	INCONNUE	1953	1996
	RIVIÈRE LITTLE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2015
	INCONNUE	1953	1996
	RIVIÈRE SHUSWAP-COURS INFÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1983	2005
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2006	2015
	INCONNUE	1953	1982
	RIVIÈRE SHUSWAP-COURS MOYEN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1983	2005
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2015	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2006	2014
	INCONNUE	1953	1982

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RIVIÈRE THOMPSON SUD		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE THOMPSON		
	REMPLISSAGE	1997	2003
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2005	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	INCONNUE	1953	1996
	RUISSEAU WAP		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
UD 13 – Thompson Sud, type fluvial, été	**RIVIÈRE EAGLE**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	INCONNUE	1953	1997
	RIVIÈRE SALMON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2008
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2012	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2002	2011
	INCONNUE	1953	1998
	RUISSEAU SCOTCH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1981	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2011	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2008	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2010	2010
	INCONNUE	1967	1968
	RIVIÈRE SEYMOUR		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1978	1983
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2003	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2008	2012
	INCONNUE	1954	1993
UD 14 – Thompson Sud, type fluvial, été	**RUISSEAU BESSETTE**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1976	1987
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2011
	INCONNUE	1962	1994
	RUISSEAU CREIGHTON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2012

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2013	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	1998
	RUISSEAU DUTEAU		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	1998
	RUISSEAU HARRIS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2013	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	2011
UD 15 – Basse Thompson, type fluvial, printemps	**RIVIÈRE BONAPARTE**		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2012	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1995	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE COLDWATER		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	1998
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE DEADMAN		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2012	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1995	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU LOUIS C		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2013	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE NICOLA		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1995	2015
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE NICOLA-COURS SUPÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2008	2008
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES VARIABLES	1999	1999
	INCONNUE	1996	1996
	RUISSEAU SPIUS		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1953	1994
UD 16 – Thompson Nord, type fluvial, printemps	**RIVIÈRE ALBREDA**		
	INCONNUE	2000	2000
	RIVIÈRE BLUE		
	REMPLISSAGE	2005	2005
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1991	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2014
	INCONNUE	1979	2015
	RUISSEAU FINN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2001	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2007
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1997	1997
	INCONNUE	1953	1998
	RUISSEAU LYON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1981	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2013
	INCONNUE	1969	2002
	RIVIÈRE MAD		
	INCONNUE	1995	1995
UD 17 – Thompson Nord, type fluvial, été	**RIVIÈRE BARRIERE**		
	REMPLISSAGE	1997	1998
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1982	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2007
	INCONNUE	1953	1996
	RIVIÈRE CLEARWATER		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	INCONNUE	1955	1994
	RUISSEAU LEMIEUX		
	REMPLISSAGE	1997	2003
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1975	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1999	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2013
	INCONNUE	1953	1996
	RIVIÈRE MAHOOD		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1997	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2015
	INCONNUE	1970	1996
	RUISSEAU MANN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1987	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2008	2008
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	2015
	INCONNUE	1955	2013
	RIVIÈRE THOMPSON NORD		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2003
	INCONNUE	1953	1998
	RIVIÈRE RAFT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1999	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2012
	INCONNUE	1953	1996
UD 18 – Côte sud – détroit de Georgia, type océanique, automne	**RUISSEAU ASHLU**		
	INCONNUE	1983	1993
	RUISSEAU BROTHERS		
	INCONNUE	1979	1993
	RIVIÈRE CHEAKAMUS		
	S.O.	2005	2013
	INCONNUE	1983	1993
	RUISSEAU DREW		
	INCONNUE	1995	1997
	RIVIÈRE INDIAN		
	INCONNUE	1977	1993
	RIVIÈRE KLITE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2010	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2011	2011
	RUISSEAU LYNN		
	INCONNUE	1979	1993
	RIVIÈRE MAMQUAM		
	INCONNUE	1985	1992
	RUISSEAU MCKERCHER		
	INCONNUE	1995	1995

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RUISSEAU PENDER HARBOUR		
	INCONNUE	1999	1999
	RIVIÈRE QUATAM		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2000	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2009	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2008
	INCONNUE	1954	1967
	RUISSEAU RICHARDS		
	INCONNUE	1985	1993
	RUISSEAU ROBERTS		
	INCONNUE	2000	2000
	RIVIÈRE SEYMOUR		
	S.O.	1994	2011
	INCONNUE	1976	1993
	RIVIÈRE SKWAWKA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2002	2002
	INCONNUE	1962	1994
	RIVIÈRE SQUAMISH		
	S.O.	2012	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1994	2011
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1997	1997
	INCONNUE	1953	1993
	RUISSEAU TENDERFOOT		
	S.O.	1999	2007
	INCONNUE	1991	1991
	RIVIÈRE THEODOSIA		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2003	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	INCONNUE	1967	1969
	RIVIÈRE TOBA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2010	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1984	1991
	INCONNUE	1953	1988
	RIVIÈRE TZOONIE		
	INCONNUE	1953	1994

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RIVIÈRE VANCOUVER		
	INCONNUE	1995	1995
	RUISSEAU WILSON		
	INCONNUE	1998	1998
UD 19 – Est de l'île de Vancouver, type fluvial, printemps	**RIVIÈRE NANAIMO-COURS SUPÉRIEUR**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1979	2008
UD 20 – Est de l'île de Vancouver, type océanique, été	**RIVIÈRE NANAIMO**		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2004	2015
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE PUNTLEDGE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2006	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1990	2012
	INCONNUE	1967	1989
UD 21 – Est de l'île de Vancouver, type océanique, automne	**RUISSEAU BLACK**		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2002	2002
	RIVIÈRE CHEMAINUS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2014	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2004	2005
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2015
	INCONNUE	1954	2013
	RIVIÈRE COWICHAN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1965	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1978	1979
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1988	2008
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1997	2015
	INCONNUE	1953	1987
	RIVIÈRE ENGLISHMAN		
	REMPLISSAGE	2004	2004
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1994	2009
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2005	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1997	2007
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1999	1999

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2001	2003
	INCONNUE	1960	1993
	RIVIÈRE GOLDSTREAM		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	2006
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2007	2008
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2004	2015
	INCONNUE	1962	1994
	RUISSEAU HASLAM		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2000	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2003
	INCONNUE	1995	1998
	RIVIÈRE KOKSILAH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2003	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2002	2002
	INCONNUE	1953	1992
	RIVIÈRE LITTLE QUALICUM		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1990	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2012	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2015	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2005	2005
	INCONNUE	1953	1989
	RUISSEAU MESACHIE		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1986	1986
	RUISSEAU MORRISON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2010	2010
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES VARIABLES	1998	2001
	RIVIÈRE NANAIMO		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2012	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1980	1980
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1995	2003
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2005	2005
	INCONNUE	1979	1994
	RUISSEAU NANOOSE		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2002	2002
	RUISSEAU NAPOLEON		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1999	2000
	INCONNUE	1996	2001
	RIVIÈRE OYSTER		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1997	2003
	INCONNUE	1953	2013
	RUISSEAU PATRICIA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1990	1992
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES VARIABLES	2001	2001
	RIVIÈRE PUNTLEDGE		
	S.O.	1953	1953
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2006	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2007	2007
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1975	1989
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1990	2005
	INCONNUE	1967	1974
	RIVIÈRE QUALICUM		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2006	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1990	2004
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2005	2008
	INCONNUE	1953	1989
	RIVIÈRE ROBERTSON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1990	2000
	RUISSEAU ROSEWALL		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2000	2000
	RUISSEAU SHAW		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1991	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2001	2001
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2004	2004
	INCONNUE	1999	1999
	RUISSEAU SIMMS		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2007	2010
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1999	2005

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1997	2004
	RUISSEAU TOD		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1987	1989
	RIVIÈRE TSABLE		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1999	1999
	INCONNUE	1991	1993
	RUISSEAU WILLOW		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1999	2000
	INCONNUE	1995	2014
	RUISSEAU WOODS		
	INCONNUE	2001	2001
UD 22 – Côte sud – fjords du sud, type océanique, automne	**RIVIÈRE AHNUHATI**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2004	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2014	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2005
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE AHTA		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2014	2014
	INCONNUE	1996	1999
	RIVIÈRE APPLE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2009
	INCONNUE	1967	1992
	RUISSEAU FANNY BAY		
	INCONNUE	1996	1996
	RIVIÈRE FRANKLIN		
	INCONNUE	1953	1966
	RIVIÈRE FULMORE		
	INCONNUE	1953	1984
	RUISSEAU GLENDALE		
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES CONSTANTES	1998	1998
	RUISSEAU HEYDON		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1999	2011
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2001	2001

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1966	2002
	RIVIÈRE KAKWEIKEN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	1997
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE KINGCOME		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2014
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU KWALATE		
	INCONNUE	1953	1996
	RIVIÈRE ORFORD		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	2005
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE PHILLIPS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2006	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2009
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2012	2012
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE SIM		
	INCONNUE	1953	1992
	RIVIÈRE SOUTHGATE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	1995
	INCONNUE	1953	1990
	RIVIÈRE STAFFORD		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	INCONNUE	1954	1993
	RIVIÈRE TEAQUAHAN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1987	1987

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1953	1980
	RIVIÈRE WAKEMAN		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2008	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2014
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU WARNER BAY		
	INCONNUE	1994	2003
UD 23 – Est de l'île de Vancouver, type océanique, automne (EVI + SFj)	**RIVIÈRE ADAM**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2005	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2001
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU AMOR DE COSMOS		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2009	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2005	2008
	INCONNUE	1954	2004
	RIVIÈRE CAMPBELL		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1984	2015
	INCONNUE	1953	1983
	RIVIÈRE CLUXEWE		
	S.O.	1988	1988
	INCONNUE	1991	1998
	RIVIÈRE EVE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2001
	RUISSEAU GRANITE BAY		
	INCONNUE	2000	2000
	RIVIÈRE KOKISH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1997	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	1996
	INCONNUE	1963	2014
	RUISSEAU MENZIES		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2009	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2011	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2008	2015
	INCONNUE	1995	2004
	RUISSEAU MOHUN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1999	1999
	INCONNUE	2000	2004
	RIVIÈRE NAHWITTI		
	INCONNUE	1998	1998
	RIVIÈRE NIMPKISH		
	S.O.	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2007	2008
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2006
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE QUATSE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2006
	INCONNUE	1983	2004
	RIVIÈRE QUINSAM		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1984	2015
	INCONNUE	1957	1983
	RIVIÈRE SALMON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2004	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2003
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE TSITIKA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1998	1998
	INCONNUE	1984	1992
	RIVIÈRE WHITE		
	INCONNUE	1982	1996
	RIVIÈRE WOSS		
	S.O.	1985	2012
UD 24 – Ouest de l'île de Vancouver, type	**RUISSEAU AYUM**		
	INCONNUE	1997	1997

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
océanique, automne (sud)	**SYSTÈME BEDWELL**		
	S.O.	1990	2015
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1985	1985
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2012
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1995	2011
	INCONNUE	1986	1994
	RUISSEAU CARNATION		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1999	1999
	INCONNUE	1982	1997
	RIVIÈRE CAYCUSE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	2006
	INCONNUE	1986	1992
	RIVIÈRE CHARTERS		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	1999
	INCONNUE	1996	1997
	RUISSEAU CHINA		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1989	1991
	INCONNUE	1961	1990
	RIVIÈRE CLAYOQUOT-COURS INFÉRIEUR		
	INCONNUE	1995	1996
	RIVIÈRE CLAYOQUOT-COURS SUPÉRIEUR		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES CONSTANTES	1999	1999
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2001	2001
	INCONNUE	1996	1996
	RUISSEAU CLEMENS		
	S.O.	1985	2001
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2010	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2003	2014
	INCONNUE	2004	2004
	RUISSEAU CŒUR D'ALENE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1995
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2001
	INCONNUE	1958	1994
	RUISSEAU COLEMAN		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1968	1984
	RUISSEAU CONSINKA		
	INCONNUE	1995	1995
	RUISSEAU COUS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2012
	INCONNUE	1964	1990
	RIVIÈRE CYPRE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2001	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	1999
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU DE MAMIEL		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2012
	INCONNUE	1995	1998
	RUISSEAU DOOBAH CREEK		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1998	1998
	RUISSEAU DRINKWATER		
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2001	2001
	RIVIÈRE EFFINGHAM		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1996	1999
	INCONNUE	1953	1992
	RIVIÈRE FRANKLIN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2001
	INCONNUE	1956	1990
	RIVIÈRE GORDON		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	2001
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2013
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU HARRIS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2003	2005
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2008	2013
	INCONNUE	1995	2001

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RUISSEAU DU LAC HENDERSON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1995	2010
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE ICE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2010
	INCONNUE	1953	1991
	RUISSEAU ITATSOO		
	INCONNUE	1997	1997
	RIVIÈRE KENNEDY-COURS INFÉRIEUR		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2007
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2008	2011
	INCONNUE	1953	2012
	RIVIÈRE KENNEDY-COURS SUPÉRIEUR		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2010	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2003	2007
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2008	2013
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2000	2001
	INCONNUE	1996	1999
	RIVIÈRE KLANAWA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2003	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2004	2006
	INCONNUE	1975	1978
	RUISSEAU LENS		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2012	2015
	INCONNUE	1998	1998
	RUISSEAU MACKTUSH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2015
	INCONNUE	1964	1995
	RIVIÈRE MAGGIE		
	INCONNUE	1996	1996
	RIVIÈRE MEGIN		
	S.O.	1990	1990

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1985	2001
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2010
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU MERCANTILE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2001
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2002	2013
	INCONNUE	1985	1994
	RIVIÈRE MOYEHA		
	REMPLISSAGE	2012	2012
	S.O.	1986	1992
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1985	1988
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2005
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2006	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2013	2014
	INCONNUE	1953	2015
	RIVIÈRE NAHMINT		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1987	1987
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2003	2013
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2014	2014
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE NITINAT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2013	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2003	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2011	2012
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1995	2001
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2002	2008
	INCONNUE	1953	2006
	RUISSEAU PIPESTEM		
	INCONNUE	1995	1995
	RUISSEAU RENFREW		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2007	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2005	2005
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2013	2015

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1997	1998
	RUISSEAU ROCKY		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1999	1999
	INCONNUE	1996	1997
	RIVIÈRE SAN JUAN		
	REMPLISSAGE	2004	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2013	2013
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2014	2014
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE SAND		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2008	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2002	2004
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2001	2001
	INCONNUE	1996	1996
	RIVIÈRE SARITA		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1987	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU SMITH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	INCONNUE	1996	2001
	RUISSEAU SNUG BASIN		
	INCONNUE	1995	1995
	RIVIÈRE SOMASS		
	S.O.	1977	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2001
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	1998
	INCONNUE	1985	2008
	SYSTÈME SOMASS-SPROAT-GREAT CENTRAL		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1985	1985
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1990	2015
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	1986	2012
	INCONNUE	1953	1984
	RIVIÈRE SOOKE		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	REMPLISSAGE	2003	2008
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2007	2007
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2005	2014
	INCONNUE	1954	2015
	RUISSEAU SUGSAW		
	INCONNUE	1997	2001
	RIVIÈRE SYDNEY		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2010
	INCONNUE	1953	1993
	RUISSEAU THORNTON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1997	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1985	2013
	INCONNUE	1988	2014
	RUISSEAU TOFINO		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1996	1996
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2009	2013
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE TOQUART		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1995
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1997	2015
	INCONNUE	1953	2011
	RUISSEAU TRANQUIL		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1988	1995
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1992	1992
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU UCHUCK		
	INCONNUE	1953	1984
	RUISSEAU WARN BAY		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1996
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2003	2003

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2004	2015
	INCONNUE	1983	1994
	RUISSEAU WATTA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2010
	INCONNUE	1958	1991
UD 25 – Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (Nootka et Kyuquot)	**RUISSEAU AMAI**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2015
	INCONNUE	1954	1998
	RIVIÈRE ARTLISH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2014
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE BATTLE BAY		
	INCONNUE	1953	1996
	RUISSEAU BLACK		
	INCONNUE	1995	1995
	RUISSEAU BRODICK		
	INCONNUE	1964	1992
	RIVIÈRE BURMAN		
	S.O.	2014	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2004	2008
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2009	2009
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2002	2002
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU CACHALOT		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2003	2003
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2001	2001
	RUISSEAU CANTON		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2007	2013
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1996	2001
	INCONNUE	1953	1995
	RUISSEAU CHAMISS		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2003	2003
	INCONNUE	1956	1991
	RUISSEAU CHUM		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2010	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2006	2006
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1998	1998
	INCONNUE	1966	1995
	RUISSEAU CLANNINICK		
	INCONNUE	1956	1989
	RIVIÈRE CONUMA		
	S.O.	2014	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2009
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2004	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2002	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU DESERTED		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2006
	INCONNUE	1958	1990
	RUISSEAU EASY		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2003	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2012	2013
	INCONNUE	1966	1998
	RUISSEAU ELIZA		
	INCONNUE	1962	1984
	RIVIÈRE ELIZA EST		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2008	2011
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1998	1998
	INCONNUE	1996	1996
	RUISSEAU ESPINOSA		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	2011
	INCONNUE	1962	1989
	RIVIÈRE GOLD		
	S.O.	1999	2015
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	1998

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1996	2013
	INCONNUE	1953	2006
	RUISSEAU HOISS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2010	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2006	2008
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	1998	1998
	INCONNUE	1963	2001
	RIVIÈRE HOUSTON		
	INCONNUE	1967	1984
	RIVIÈRE INNER BASIN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2010	2011
	RIVIÈRE JACKLAH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	1984
	INCONNUE	1957	1991
	RIVIÈRE KAOUK		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1988	1988
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2005	2009
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU KAPOOSE		
	INCONNUE	1997	1997
	RIVIÈRE KASHUTL		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2011	2012
	INCONNUE	1953	1998
	RIVIÈRE KAUWINCH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1996	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2015	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2014
	INCONNUE	1953	1994
	RUISSEAU KLEEPTEE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2006	2011
	INCONNUE	1961	1992
	RIVIÈRE LEINER		

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	S.O.	2014	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2001
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE LITTLE ZEBALLOS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1998	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2008
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2000	2013
	INCONNUE	1953	1979
	RIVIÈRE MALKSOPE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2001
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2014	2014
	INCONNUE	1954	1992
	RUISSEAU MAMAT		
	INCONNUE	1962	1984
	RUISSEAU MARVINAS BAY		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2011	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2005
	INCONNUE	1984	2001
	RUISSEAU MCKAY COVE		
	INCONNUE	1953	1996
	RIVIÈRE MOOYAH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	2011
	INCONNUE	1953	1987
	RIVIÈRE MUCHALAT		
	S.O.	2003	2004
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2002	2002
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2001	2001
	INCONNUE	2005	2005
	RUISSEAU NARROWGUT		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2011	2015

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	INCONNUE	1958	1998
	RIVIÈRE NASPARTI		
	INCONNUE	1958	1995
	RIVIÈRE OKTWANCH		
	RELATIVE : MÉTHODES PLURIANNUELLES CONSTANTES	1996	1996
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 1)	2001	2001
	RIVIÈRE OUOUKINSH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	1996
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2002	2002
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2011	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE PARK		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2006	2006
	INCONNUE	1953	1980
	RIVIÈRE POWER		
	INCONNUE	1953	1992
	RUISSEAU SILVERADO		
	INCONNUE	1964	1991
	RIVIÈRE SUCWOA		
	S.O.	2006	2014
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1991	2010
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2002	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2003	2013
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE-1)	1996	2001
	INCONNUE	1958	2004
	RIVIÈRE TAHSIS		
	S.O.	2014	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2005	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2011
	INCONNUE	1953	1994
	RIVIÈRE TAHSISH		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1995	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1998	2014
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2012	2012
	INCONNUE	1953	1994

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	RUISSEAU TATCHU		
	INCONNUE	1997	1997
	RIVIÈRE TLUPANA		
	S.O.	2014	2015
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2004	2007
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1999	2003
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2005	2013
	INCONNUE	1953	1995
	RIVIÈRE TSOWWIN		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2008
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	2013
	INCONNUE	1953	1993
	RIVIÈRE ZEBALLOS		
	S.O.	2014	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1996	1999
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	2013
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2012
	INCONNUE	1953	1994
UD 26 – Ouest de l'île de Vancouver, type océanique, automne (WVI + WQCI)	**RIVIÈRE BENSON**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2011	2011
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2003	2003
	INCONNUE	1998	1998
	SYSTÈME CAYEGHLE		
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1997	1998
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1999	2010
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2002	2002
	INCONNUE	1955	1958
	RUISSEAU DENAD		
	INCONNUE	1992	1992
	RUISSEAU EAST		
	INCONNUE	1953	1993
	RIVIÈRE GOODSPEED		
	S.O.	2013	2013

Numéro et nom de l'UD	Nom du site et méthodes d'estimation	Année de début	Année de fin
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2000	2000
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	1998	2001
	INCONNUE	1955	2002
	RIVIÈRE KEITH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2000	2000
	INCONNUE	1980	1980
	RIVIÈRE KLASKISH		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1984	1984
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1995	1998
	INCONNUE	1953	1992
	RUISSEAU KLOOTCHLIMMIS		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	2000	2000
	INCONNUE	1998	2002
	RUISSEAU MAHATTA		
	INCONNUE	1953	1984
	RIVIÈRE MARBLE		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1995
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	2012	2012
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	1996	2015
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 5)	2001	2013
	INCONNUE	1954	1994
	RUISSEAU STEPHENS		
	INCONNUE	1991	1991
	RUISSEAU WASHLAWLIS		
	INCONNUE	1984	1993
UD 27 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type océanique, été	**RUISSEAU CUMSACK**		
	INCONNUE	1953	1970
	RIVIÈRE HOMATHKO		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1997
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 4)	2011	2011
	INCONNUE	1953	1993
UD 28 – Sud de la partie continentale (C.-B.), type fluvial, été	**RIVIÈRE KLINAKLINI**		
	PRÉSENCE-ABSENCE (TYPE 6)	1995	1996
	ABONDANCE RELATIVE (TYPE 3)	1997	2000
	ABONDANCE RÉELLE (TYPE 2)	2001	2003
	INCONNUE	1953	1994