



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2021/064

Région du Pacifique

**Évaluation du potentiel de rétablissement de l'esturgeon blanc
(*Acipenser transmontanus*) du bas Fraser**

Karl K. English¹, Wendell Challenger¹, David Robichaud¹ et Josh Korman²

¹LGL Limited
9768 Second Street
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 3Y8

²Ecometric Research
3560 West 22nd Avenue
Vancouver (Colombie-Britannique) V6S 1J3

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2021
ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-38322-4 N° cat. Fs70-6/2021-012E-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

English, K.K., Challenger, W., Robichaud, D. et Korman, J. 2021. Évaluation du potentiel de rétablissement de l'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*) du bas Fraser. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/064. viii + 98 p.

Also available in English:

English, K.K., Challenger, W., Robichaud, D. and Korman, J. 2021. *Recovery Potential Assessment for Lower Fraser River White Sturgeon (Acipenser transmontanus)* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2021/064. vii + 85 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	viii
1. INTRODUCTION	1
2. PARAMÈTRES DE LA BIOLOGIE, DE L'ABONDANCE, DE LA RÉPARTITION ET DU CYCLE BIOLOGIQUE	2
2.1. ÉLÉMENT 1 : RÉSUMER LA BIOLOGIE DE L'ESTURGEON BLANC	2
2.2. ÉLÉMENT 2 : ÉVALUER LA TRAJECTOIRE RÉCENTE DE L'ESPÈCE POUR CE QUI EST DE L'ABONDANCE, DE L'AIRE DE RÉPARTITION ET DU NOMBRE DE POPULATIONS	8
2.3. ÉLÉMENT 3 : ESTIMER LES PARAMÈTRES ACTUELS OU RÉCENTS DU CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ESTURGEON BLANC.....	12
3. BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE	13
3.1. ÉLÉMENT 4 : DÉCRIRE LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT DE L'ESTURGEON BLANC NÉCESSAIRES AU BON DÉROULEMENT DE TOUTES LES ÉTAPES DU CYCLE BIOLOGIQUE. DÉCRIRE LES FONCTIONS, LES CARACTÉRISTIQUES ET LES ATTRIBUTS DE L'HABITAT ET QUANTIFIER LA VARIATION DES FONCTIONS BIOLOGIQUES QU'ASSURENT LES COMPOSANTES DE L'HABITAT SELON L'ÉTAT OU L'ÉTENDUE DE L'HABITAT, Y COMPRIS LES LIMITES DE LA CAPACITÉ BIOTIQUE, LE CAS ÉCHÉANT.....	13
3.2. ÉLÉMENT 5 : INFORMATION SUR L'ÉTENDUE SPATIALE DES ZONES SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT RECHERCHÉES DANS L'AIRE DE RÉPARTITION DE L'ESTURGEON BLANC	16
3.3. ÉLÉMENT 6 : QUANTIFIER LA PRÉSENCE ET L'ÉTENDUE DES CONTRAINTES ASSOCIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE, S'IL Y EN A, COMME LA CONNECTIVITÉ, LES OBSTACLES À L'ACCÈS, ETC.....	20
3.4. ÉLÉMENT 7 : ÉVALUER DANS QUELLE MESURE LA NOTION DE RÉSIDENCE S'APPLIQUE À L'ESPÈCE ET, SI C'EST LE CAS, DÉCRIRE LA RÉSIDENCE DE L'ESPÈCE	20
4. MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DE L'ESTURGEON BLANC	21
4.1. ÉLÉMENT 8 : ÉVALUER ET CLASSER PAR ORDRE D'IMPORTANCE LES MENACES PESANT SUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DE L'ESTURGEON BLANC	21
4.2. ÉLÉMENT 9 : ÉNUMÉRER LES ACTIVITÉS LES PLUS SUSCEPTIBLES DE MENACER (C.-À-D. ENDOMMAGER OU DÉTRUIRE) LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT DÉCRITES DANS LES ÉLÉMENTS 4 ET 5, ET FOURNIR DES RENSEIGNEMENTS SUR L'AMPLEUR ET LES CONSÉQUENCES DE CES ACTIVITÉS	32
4.3. ÉLÉMENT 11 : DÉCRIRE LES EFFETS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS DES MENACES ÉVALUÉES DANS L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES. ÉNUMÉRER LES AVANTAGES ET LES INCONVÉNIENTS POTENTIELS POUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES SI LES MENACES SONT ATTÉNUÉES. ÉNUMÉRER LES EFFORTS ACTUELS DE SURVEILLANCE DE L'ESPÈCE CIBLÉE ET DES	

ESPÈCES COEXISTANTES EN RAPPORT AVEC CHAQUE MENACE ET RELEVER TOUTES LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES.....	34
5. OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT	35
5.1. ÉLÉMENT 12 : PROPOSER DES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT CONCERNANT L'ABONDANCE ET L'AIRE DE RÉPARTITION	35
5.2. ÉLÉMENT 13 : PROJETER LES TRAJECTOIRES ATTENDUES DES POPULATIONS SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE (MINIMUM DE 10 ANS) SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE ET DES TRAJECTOIRES AU FIL DU TEMPS JUSQU'À L'ATTEINTE DES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT POTENTIELS, EN FONCTION DES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION.....	37
5.3. ÉLÉMENT 14 : PRÉSENTER UN AVIS SUR LA MESURE DANS LAQUELLE L'OFFRE D'HABITAT APPROPRIÉ RÉPOND AUX BESOINS DE L'ESPÈCE, TANT ACTUELLEMENT QUE LORSQUE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT DE L'ESPÈCE PROPOSÉS DANS L'ÉLÉMENT 12 SONT ATTEINTS	39
5.4. ÉLÉMENT 15 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ QUE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT POTENTIELS PUISSENT ÊTRE ATTEINTS SELON LES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET COMMENT CETTE PROBABILITÉ POURRAIT VARIER SELON DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE MORTALITÉ (EN PARTICULIER SELON DES VALEURS PLUS FAIBLES) ET DE PRODUCTIVITÉ (EN PARTICULIER SELON DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES).....	40
6. SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE	41
6.1. ÉLÉMENT 16 : DRESSER UNE LISTE DES MESURES D'ATTÉNUATION RÉALISABLES ET DES ACTIVITÉS DE RECHANGE RAISONNABLES AUX ACTIVITÉS QUI POSENT DES MENACES POUR L'ESPÈCE ET SON HABITAT (ÉNUMÉRÉES DANS LES ÉLÉMENTS 8 ET 10).....	41
6.2. ÉLÉMENT 17 : DRESSER L'INVENTAIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'ACCROÎTRE LES VALEURS DES PARAMÈTRES DE SURVIE OU DE PRODUCTIVITÉ (DÉFINIS DANS LES ÉLÉMENTS 3 et 15)	41
6.3. ÉLÉMENT 18 : PRÉSENTER UN AVIS SUR LA FAISABILITÉ DE RESTAURER L'HABITAT SELON DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES SI L'HABITAT DISPONIBLE ACTUELLEMENT EST INSUFFISANT POUR ATTEINDRE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT (VOIR L'ÉLÉMENT 14). L'AVIS DOIT ÊTRE PRÉSENTÉ DANS LE CONTEXTE DE TOUTES LES OPTIONS POSSIBLES POUR ATTEINDRE LES OBJECTIFS CONCERNANT L'ABONDANCE ET L'AIRE DE RÉPARTITION.	41
6.4. ÉLÉMENT 19 : ESTIMER LA DIMINUTION ATTENDUE DU TAUX DE MORTALITÉ DÉCOULANT DE CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION ET ACTIVITÉ DE RECHANGE ÉNUMÉRÉE DANS L'ÉLÉMENT 16, AINSI QUE L'AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE À CHAQUE MESURE DE L'ÉLÉMENT 17	46
6.5. ÉLÉMENT 20 : PROJETER LA TRAJECTOIRE ATTENDUE DES POPULATIONS (ET LES INCERTITUDES) SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE ET JUSQU'AU MOMENT OÙ SERONT ATTEINTS LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT, EN FONCTION DES TAUX DE MORTALITÉ ET DE PRODUCTIVITÉ EN RAPPORT AVEC LES MESURES PARTICULIÈRES DE L'ÉLÉMENT 19 DÉSIGNÉES AUX FINS D'EXAMEN. INCLURE LES OBJECTIFS QUI PRÉSENTENT LA PLUS FORTE PROBABILITÉ POSSIBLE DE SURVIE ET DE	

RÉTABLISSEMENT POUR DES VALEURS DE PARAMÈTRES RÉALISTES SUR LE PLAN BIOLOGIQUE.....	48
6.6. ÉLÉMENT 21 : RECOMMANDER DES VALEURS DE PARAMÈTRES SUR LES TAUX DE PRODUCTIVITÉ ET DE MORTALITÉ INITIAUX ET, AU BESOIN, DES CARACTÉRISTIQUES PARTICULIÈRES POUR LES MODÈLES DE POPULATIONS QUI POURRAIENT ÊTRE REQUISES POUR PERMETTRE L'EXPLORATION D'AUTRES SCÉNARIOS DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RÉPERCUSSIONS ÉCONOMIQUES, SOCIALES ET CULTURELLES À L'APPUI DU PROCESSUS D'INSCRIPTION.....	55
7. ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES	56
7.1. ÉLÉMENT 22 : ÉVALUER LE TAUX MAXIMAL DE MORTALITÉ ANTHROPIQUE ET DE DESTRUCTION DE L'HABITAT QU'UNE ESPÈCE PEUT SUBIR SANS RISQUE POUR SA SURVIE OU SON RÉTABLISSEMENT.....	56
8. SOURCES D'INCERTITUDE ET TRAVAUX FUTURS.....	56
9. REMERCIEMENTS	57
10. RÉFÉRENCES CITÉES	58
ANNEXE A : SOMMAIRE DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION DE L'ESTURGEON BLANC DU BAS FRASER, 2019	69
ANNEXE B : SITES D'EXTRACTION DE GRAVIER LE LONG DU COURS INFÉRIEUR DU FRASER.....	72
ANNEXE C : PRISES D'ESTURGEONS DE LA PÊCHE RÉCRÉATIVE	73
ANNEXE D : ESTIMATIONS DES PRISES D'ESTURGEONS POUR LES PÊCHES AU FILET MAILLANT DES PREMIÈRES NATIONS DU BAS FRASER.....	80
ANNEXE E : APERÇU DU MODÈLE ISAMR	94

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Paramètres du cycle biologique de l'UD de l'esturgeon blanc du bas Fraser.....	12
Tableau 2. Liste des menaces relevées associées à chaque catégorie de menace du COSEPAC et évaluation des risques associés à chaque menace.	23
Tableau 3. Frayères confirmées des esturgeons dans le bas Fraser, nombre maximum d'esturgeons de taille à frayer relevés par sonar à balayage latéral dans ces sites, et volume de gravier extrait de ces sites entre 1964 et 2010	25
Tableau 4. Seuil de survie et seuils de rétablissement candidats pour l'esturgeon blanc du bas Fraser	36
Tableau 5. Exemples de mesures d'atténuation réalisables et d'activités de rechange raisonnables aux activités qui représentent une menace, et estimations des avantages relatifs en matière de mortalité des juvéniles et des adultes et de recrutement jusqu'à l'âge 7 pour chaque mesure d'atténuation ou activité de rechange aux activités qui représentent une menace.....	43
Tableau 6. Scénarios de recrutement et paramètres utilisés dans les projections futures de la population utilisées pour évaluer le taux de survie et les seuils de rétablissement candidats	49
Tableau 7. Résultats des projections de population évaluant la probabilité d'atteindre le seuil de survie et les seuils d'abondance et de rétablissement candidats d'ici 50 ans	52

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte de l'emplacement de l'unité désignable (UD) de l'esturgeon blanc du bas Fraser.....	3
Figure 2. Augmentations annuelles moyennes de la croissance de l'esturgeon blanc avec une longueur de nageoire de 60 à 179 cm dans le bas Fraser, par année et par groupe de taille de longueur de nageoire de 20 cm.....	8
Figure 3. Estimations de l'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser de 2000 à 2019.....	10
Figure 4. Estimation de l'abondance des individus d'âge 7 avant et pendant la période d'évaluation.	12
Figure 5. Distribution des prises d'esturgeon blanc dans le bras principal de la région 2 (région de pêche de la Colombie-Britannique – Lower Mainland) et de la région 3 (Thompson-Nicola) dans le cadre du programme de surveillance et d'évaluation de la FRSCS	16
Figure 6. Le bas Fraser en aval d'Hatzic, illustrant les données sur les prises d'esturgeons blancs juvéniles (Glova).....	18
Figure 7. Le bas Fraser en amont d'Hatzic, illustrant les données sur les prises d'esturgeons blancs juvéniles (Glova).....	19
Figure 8. Estimations de l'échappée de saumons kétas et d'eulakanes dans le bas Fraser de 1995 à 2016	30
Figure 9. Estimations du ratio de juvéniles (âge 7) par adulte, en fonction de l'échappée de saumons kétas et d'eulakanes dans le bas Fraser de 2000 à 2012	31
Figure 10. Tendances simulées de l'abondance de l'esturgeon blanc dans les conditions actuelles.....	39
Figure 11. Relation observée entre l'âge 7 et l'adulte au cours de la période d'évaluation.....	49
Figure 12. Tendances simulées de l'abondance des juvéniles (longueur à la fourche de 60 à 99 cm) (A) et prévisions correspondantes de l'abondance des adultes (longueur à la fourche de 160 à 279 cm) et de la population totale (longueur à la fourche de 60 à 279 cm) selon les six hypothèses de recrutement (B)	54

RÉSUMÉ

La population d'esturgeons blancs (*Acipenser transmontanus*) du bas Fraser est génétiquement et spatialement isolée des poissons en amont de Hells Gate, et ne présente aucune structure génétique dans son aire de répartition. La population occupe un large éventail d'habitats dans son aire de répartition.

La population subit un déclin de son abondance, à la fois de façon générale et en particulier dans les tailles et classes d'âge juvéniles et jeunes adultes. La taille/classe d'âge adulte a augmenté progressivement au cours des 20 dernières années, mais devrait commencer à diminuer d'ici 5 ans. Les seuils de rétablissement candidats sont fixés à 60 000 esturgeons dans la fourchette de longueurs à la fourche de 60 à 279 cm (âges 7 à 55) et à 20 000 esturgeons adultes (longueur à la fourche de 160 à 279 cm, âges 23 à 55). Nous avons également évalué la possibilité que l'abondance des esturgeons adultes reste supérieure au seuil de 10 000 adultes défini précédemment.

Les principales menaces qui pèsent sur le rétablissement de l'espèce sont les suivantes : la disponibilité de la nourriture pour tous les stades biologiques de l'esturgeon, la poursuite de la réduction de l'habitat disponible pour l'esturgeon, les mortalités attribuables aux prises accessoires associées aux pêches au filet maillant dans le fleuve et les facteurs sublétaux qui influent sur la fréquence et la réussite de la fraie pour l'esturgeon adulte.

Les mesures d'atténuation potentielles et réalisées, selon l'ordre de leur présentation dans le rapport, comprennent : le maintien du moratoire actuel sur l'extraction de gravier dans le bas Fraser; la gestion du dragage pour réduire au minimum les répercussions sur l'esturgeon; la réduction des effets de la pêche sur l'esturgeon; l'amélioration de l'accès à l'habitat de croissance des juvéniles (p. ex. remplacer les vieilles vannes de marée/de crue par des vannes sans danger pour les poissons); et la réduction de la pêche (ou des répercussions de la pêche) pour les espèces importantes qui soutiennent directement ou indirectement l'alimentation des esturgeons [p. ex. le saumon kéta du Fraser (*Oncorhynchus keta*) et l'eulakane (*Thaleichthys pacificus*)].

Les projections de la population laissent entendre que des améliorations naturelles importantes de la survie et du recrutement ainsi que des mesures de gestion substantielles seront nécessaires pour inverser les tendances au déclin de la population et atteindre le seuil de rétablissement candidat de 60 000 esturgeons pour les âges 7 à 55 dans un horizon de 50 ans.

La disponibilité de l'habitat physique a diminué au cours du siècle dernier, mais devrait être suffisante pour soutenir le seuil de rétablissement candidat de 60 000 esturgeons (âges 7 à 55), un niveau d'abondance qui a été observé aussi récemment qu'au début des années 2000. Les ressources alimentaires disponibles pour l'esturgeon blanc du bas Fraser, comme l'eulakane et le saumon kéta, ont diminué d'une manière qui correspond aux déclins observés chez les esturgeons blancs juvéniles, et le rétablissement de la base de proies pourrait être nécessaire pour soutenir l'esturgeon blanc aux niveaux d'abondance visés pour le rétablissement.

1. INTRODUCTION

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

Une évaluation de l'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*) au Canada (COSEPAC 2003) a permis de répartir l'espèce en six populations importantes à l'échelle nationale, en fonction de différences géographiques et génétiques. Il s'agit des populations du cours inférieur du Fraser, du cours moyen du Fraser, du cours supérieur du Fraser, de la rivière Nechako, du fleuve Columbia, et de la rivière Kootenay. Dans son ensemble, l'esturgeon blanc a été évalué comme étant en voie de disparition par le COSEPAC, mais seules les quatre dernières populations ont été inscrites comme étant en voie de disparition en vertu de la LEP en 2006. À la suite du processus d'inscription, une EPR (Wood *et al.* 2007) a été entreprise pour les populations inscrites, et un avis sur la désignation de l'habitat essentiel a suivi (Hatfield *et al.* 2013). Depuis 2009, le ministère des Forêts, des Terres, des Opérations relatives aux ressources naturelles et du Développement rural de la Colombie-Britannique (FLNRORD) et la société de conservation de l'esturgeon du fleuve Fraser (Fraser River Sturgeon Conservation Society, ou FRSCS) travaillent à l'élaboration d'un plan pour l'espèce. Le programme de rétablissement de l'esturgeon blanc au Canada a été publié en 2014 (MPO 2014a).

Après 2003, le COSEPAC a remplacé le concept de « population importante à l'échelle nationale » par celui d'« unité désignable » (UD). Lors d'une réévaluation du COSEPAC en 2012 (COSEPAC 2012), l'esturgeon blanc du Canada a été divisé en quatre UD. Les limites de trois des UD étaient les mêmes que celles des populations importantes à l'échelle nationale précédemment définies (esturgeon blanc du cours inférieur du Fraser, du cours supérieur du Columbia et du cours supérieur de la rivière Kootenay), et les trois autres populations importantes à l'échelle nationale (populations du cours moyen du Fraser, de la Nechako et du cours supérieur du Fraser) ont été combinées en une seule UD (esturgeon blanc du cours supérieur du Fraser). En 2012, le COSEPAC a déclaré l'UD de l'esturgeon blanc du cours inférieur du Fraser comme étant menacée (COSEPAC 2012).

Pour étayer les recommandations au sujet de l'inscription de l'UD de l'esturgeon blanc du cours inférieur du Fraser, on a demandé aux Sciences du MPO d'effectuer une évaluation du potentiel de rétablissement, fondée sur les cadres d'évaluation nationaux (MPO 2007a et b). Le processus a été entrepris en 2015, mais le document de travail du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) sur lequel il était fondé (Hatfield et Smyth, non publié) n'a jamais été achevé. En 2019, le processus d'évaluation du potentiel de rétablissement a été relancé, et le présent document représente le document de travail scientifique qui en a résulté.

L'avis contenu dans l'EPR peut être utilisé pour éclairer les volets scientifiques et socioéconomiques des processus décisionnels relatifs à l'inscription, pour élaborer un programme de rétablissement et un plan d'action et, finalement, pour soutenir les processus décisionnels concernant la délivrance de permis, l'établissement d'accords et l'élaboration des conditions connexes en vertu des articles 73, 74, 75, 77 et 78 de la LEP. Cet avis permettra

également de mettre à jour ou de consolider les avis déjà formulés sur l'UD du bas Fraser pour l'esturgeon blanc.

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

2.1. ÉLÉMENT 1 : RÉSUMER LA BIOLOGIE DE L'ESTURGEON BLANC

Les esturgeons constituent une famille d'espèces de poissons remontant à la période triasique (Birstein *et al.* 1997). Les esturgeons ont un squelette principalement cartilagineux, une nageoire caudale hétérocerque et un corps allongé sans écailles recouvert de rangées de grandes plaques osseuses appelées scutelles. Les esturgeons possèdent des barbillons sensibles situés entre une bouche orientée vers le bas et un museau allongé. La famille est restreinte aux rivières, aux lacs et aux côtes de l'hémisphère nord (Bemis *et al.* 1997). La plupart des esturgeons sont des poissons de fond anadromes, bien que certaines espèces habitent exclusivement des environnements d'eau douce, et que d'autres habitent principalement des environnements marins côtiers (Bemis *et al.* 1997). Parmi les 27 espèces d'esturgeons, on trouve un clade du Pacifique qui inclut l'esturgeon blanc (Birstein et Desalle 1998).

L'esturgeon blanc est réparti le long de la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord, avec des populations reproductrices dans les fleuves Fraser, Columbia, San Joaquin et Sacramento (Hildebrand *et al.* 2016). L'esturgeon blanc a une longue durée de vie et est la plus grosse espèce de poissons d'eau douce en Amérique du Nord (Scott et Crossman 1973). Des poissons de plus de 6 m de long, dont l'âge est estimé à plus de 100 ans, ont été signalés dans le fleuve Fraser (Scott et Crossman 1973). L'espèce peut être identifiée par les deux rangées de quatre à huit plaques osseuses ganoïdes entre l'anus et la nageoire anale, et par les 45 rayons environ de la nageoire dorsale. La coloration va du gris au brunâtre sur la face dorsale, avec des nageoires grises, et est uniformément blanche sur la face ventrale (Scott et Crossman 1973). Les barbillons sont situés sur la face antérieure de la bouche, plus près du museau que de la bouche.

Plusieurs populations d'esturgeon blanc sont reconnues. Grâce aux microsatellites, la différenciation génétique est suffisamment élevée pour permettre de distinguer l'esturgeon blanc entre les bassins versants (Drauch Schreier *et al.* 2013), laissant croire que les mouvements entre bassins (p. ex. Welch *et al.* 2006) sont limités. Au Canada, quatre unités désignables d'esturgeon blanc sont reconnues par le COSEPAC : esturgeon blanc du cours inférieur du Fraser, du cours supérieur du Fraser, du cours supérieur du Columbia et du cours supérieur de la rivière Kootenay (COSEPAC 2012). Des comparaisons entre les populations laissent croire que des différences physiques (par exemple, la forme du museau) existent entre les populations du fleuve Fraser (Hildebrand *et al.* 2016).

L'esturgeon blanc du bas Fraser (ou cours inférieur du Fraser) est présent dans le bras principal du fleuve Fraser, depuis l'estuaire marin jusqu'à Hells Gate (Figure 1). Il est également présent dans les rivières Harrison et Pitt, dans les lacs Pitt et Harrison, ainsi que dans les confluences ou les tronçons inférieurs de nombreux petits et grands affluents. Cette unité désignable (UD) a un accès sans entrave aux eaux marines, mais n'est pas totalement anadrome, seule une partie de la population montrant des preuves de mouvements marins (Lane 1991, Veinott *et al.* 1999, Robichaud *et al.* 2017), et uniquement après un certain âge (Shaughnessy *et al.* 2015). L'étendue et la prévalence de l'utilisation de l'habitat marin ne sont pas bien comprises (Hildebrand *et al.* 2016, Robichaud *et al.* 2017). Les habitats utilisés par l'esturgeon blanc du bas Fraser sont présentés à l'élément 4.

2.1.1. Polyplœidie

La duplication du génome au cours de l'évolution de l'esturgeon a entraîné la polyplœidie des esturgeons, qui peuvent contenir plus de deux ensembles de chromosomes appariés (Dingerkus et Howell 1976). Une étude de l'hérédité des microsatellites chez l'esturgeon blanc confirme qu'il s'agit d'un octoploïde ancestral, doté de 240 chromosomes (Drauch Schreier *et al.* 2011). Des états de plœidie alternative, résultant d'une autopolyploïdie spontanée, ont été documentés chez l'esturgeon blanc (Schreier *et al.* 2013). Les polyplœides spontanés, qui ne se distinguent pas morphologiquement des individus de plœidie « normale », peuvent avoir des problèmes de fertilité ou produire une descendance infertile, selon la plœidie du partenaire. Les techniques de fraie artificielle (utilisées dans les programmes d'aquaculture de l'esturgeon) peuvent entraîner involontairement la production d'autopolyploïdes spontanés.

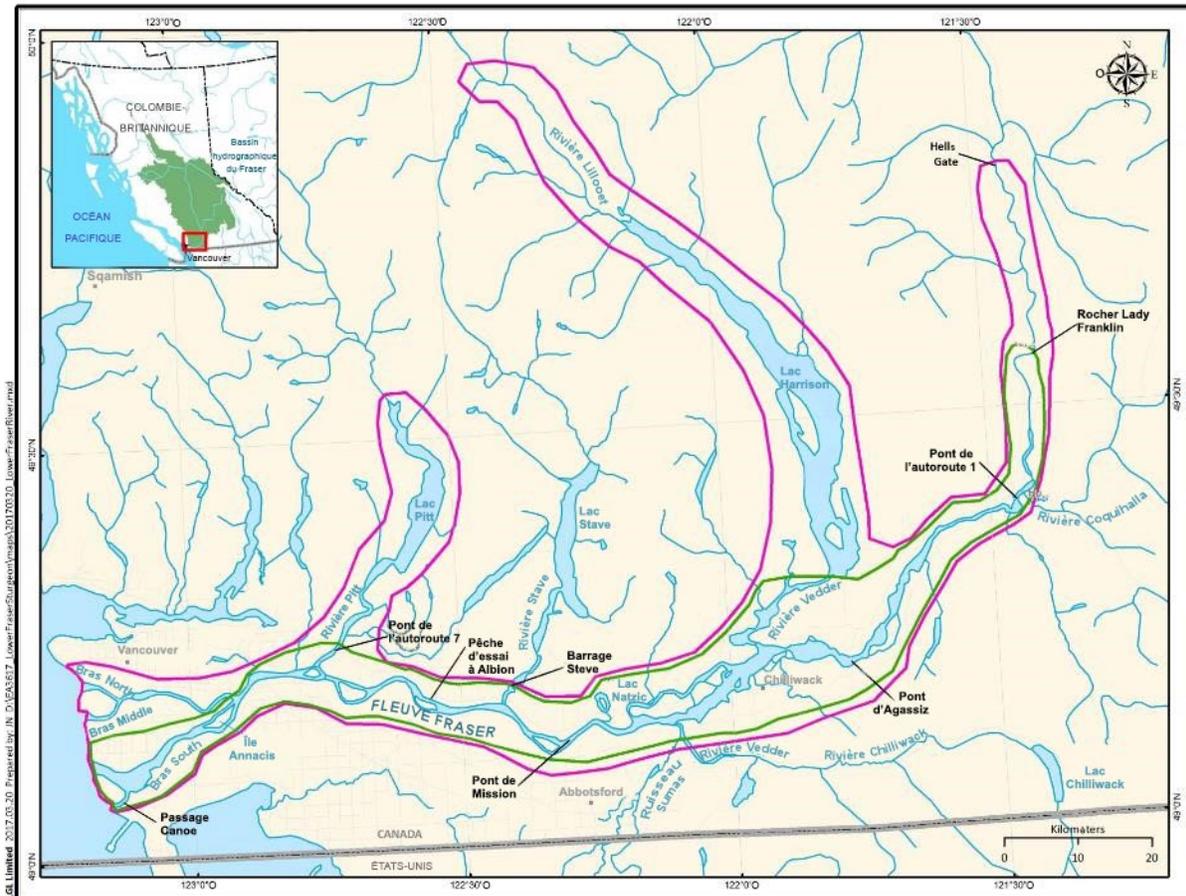


Figure 1. Carte de l'emplacement de l'unité désignable (UD) de l'esturgeon blanc du bas Fraser. La zone délimitée par la ligne rouge représente l'étendue de la répartition connue/observée de l'esturgeon blanc de cette UD. La zone délimitée par la ligne verte est la « zone d'évaluation principale » utilisée pour le calcul des estimations de l'abondance de l'esturgeon blanc présentées dans les documents de Nelson *et al.* (2020) et Challenger *et al.* (2020). Figure tirée du document de Nelson *et al.* (2020).

2.1.2. Stades biologiques

L'esturgeon blanc a une croissance lente et atteint la maturité sexuelle de façon tardive. La stratégie de rétablissement de l'esturgeon blanc du MPO (MPO 2014a) définit six stades biologiques.

Œuf/embryon – Ce stade biologique correspond à la période d’incubation de l’œuf, de la fertilisation jusqu’à l’éclosion. L’éclosion a lieu de 5 à 10 jours après la fertilisation selon la température de l’eau, une température supérieure à 20 °C pouvant entraîner un développement anormal (Wang *et al.* 1985). Ce stade biologique prend fin à l’éclosion.

Larve vésiculée (de 0 à 12 jours après l’éclosion) – Au début de cette période, il est possible que la larve se laisse emporter par le courant jusqu’à ce qu’elle trouve un habitat approprié, après quoi les individus ont tendance à demeurer dans les interstices du substrat au fond des rivières (p. ex. McAdam 2011). Ce stade biologique prend fin au début de l’alimentation exogène, une fois la vésicule vitelline résorbée.

Larve après résorption (de 12 à 40 jours après l’éclosion) – Au début de cette période larvaire, les individus émergent de l’habitat où ils se cachaient, se laissent emporter par le courant la nuit, et commencent à ingérer leur nourriture. Les individus se nourrissent pour la première fois de 8 à 16 jours après l’éclosion, après environ 200 unités de température accumulée (Doroshov *et al.* 1983, Buddington et Christofferson 1985, Gawlicka *et al.* 1995, Boucher 2012). Les larves se nourrissent de benthos, de périphyton et de zooplancton (Buddington et Christofferson 1985, Muir *et al.* 2000). Dans les conditions d’élevage, le taux de mortalité journalier le plus élevé pour les larves d’esturgeon se produit dans les premiers jours de l’alimentation exogène (Gisbert et Williot 2002); dans les conditions sauvages, la mortalité induite par la prédation est fréquente à ce stade. Ce stade biologique prend fin à la métamorphose.

Juvenile précoce (de 40 jours à l’âge 2) – Après la métamorphose, tous les stades biologiques de l’esturgeon blanc sont morphologiquement similaires (Buddington et Christofferson 1985, Deng *et al.* 2002). Les régimes alimentaires et l’utilisation des habitats varient de manière ontogénétique, principalement à cause de la différence de taille. Au cours de ce stade juvenile précoce, le poisson devient moins vulnérable à la prédation. Les poissons d’un an peuvent être observés dans des habitats semblables à ceux des adultes. La division entre ce stade biologique et le suivant a été établie (à l’âge 2) de manière plus ou moins arbitraire.

Juvenile tardif, subadulte et adulte (âge 2 ou plus) – La taille et la maturité sexuelle des individus d’âge 2 ou plus diffèrent, mais les habitats sont semblables. Ce stade biologique peut inclure des activités comme les haltes migratoires, l’hivernage, la migration et l’élevage. La taille et l’âge de la maturité sexuelle varient entre les individus et selon le sexe (Semakula et Larkin 1968). Les modèles d’abondance sur lesquels nos projections sont fondées (voir Élément 13) utilisent une longueur à la fourche de 160 cm (Nelson *et al.* 2020) et l’âge 23 (Challenger *et al.* 2020) comme seuils utiles pour définir l’âge adulte (en moyenne) dans la population d’esturgeons blancs du bas Fraser. Les ressources alimentaires changent au cours de ce stade et les poissons plus âgés ont davantage tendance à devenir piscivores. Les esturgeons blancs juvéniles se nourrissent principalement de proies benthiques, notamment d’insectes aquatiques, d’isopodes, d’amphipodes, de myes, d’escargots et de petits poissons ou d’œufs de poissons (Scott et Crossman 1973, McCabe *et al.* 1993). L’esturgeon blanc adulte se nourrit de poissons, d’écrevisses, de mollusques et de chironomidés (Bajkov 1949, McKechnie et Fenner 1971, Scott et Crossman 1973, Galbreath 1979, Muir *et al.* 1988). Dans le bas Fraser, l’esturgeon blanc a accès à davantage de sources alimentaires, et se nourrit notamment d’invertébrés et de poissons marins et estuariens, ainsi que d’espèces migratrices de lamproies (*Petromyzontidae*), de saumons du Pacifique (*Oncorhynchus* spp.) ou d’eulakanes (*Thaleichthys pacificus*) qui peuvent être abondantes selon la saison.

Fraie – La fraie constitue la période de reproduction active des individus matures. Elle se produit habituellement peu après la pointe de la crue printanière (Stoddard 2017), mais son occurrence exacte varie selon les emplacements. Voir la section Reproduction et recrutement, ci-dessous.

2.1.3. Reproduction et recrutement

La taille ou l'âge auquel l'esturgeon blanc du bas Fraser devient sexuellement mature varie selon les individus et le sexe, les mâles ayant tendance à atteindre la maturité à un âge plus jeune (d'âge 11 ou plus) et à une taille plus petite que les femelles (d'âge 26 ou plus; Semakula et Larkin 1968). Les esturgeons blancs du bas Fraser peuvent frayer plusieurs fois au cours de leur vie. On a signalé que l'intervalle entre les épisodes de fraie d'une femelle sauvage varie de l'âge 4 à 11 et augmente avec l'âge (Semakula et Larkin 1968, Scott et Crossman 1973). Des travaux supplémentaires sur la périodicité de la fraie seront nécessaires. Hildebrand *et al.* (2016) ont fait valoir que des études supplémentaires seront nécessaires pour déterminer les rôles des facteurs endogènes et environnementaux dans la périodicité de la fraie, étant donné leur importance tant pour l'aquaculture que pour la conservation (Doroshov *et al.* 1997).

La fraie a lieu à la fin du printemps et au début de l'été (jusqu'au début d'août, Perrin *et al.* 2003), à mesure que la température de l'eau augmente (Parsley *et al.* 1993, 2002, Parsley et Kappenman 2000, Paragamian *et al.* 2002, Perrin *et al.* 2003, Sykes *et al.* 2007). Lors de la fraie, l'esturgeon blanc rejette une grande quantité d'œufs et de laitance dans la colonne d'eau des habitats situés dans des rivières turbulentes. Certaines études considèrent que le débit et la profondeur sont plus importants que les préférences en matière de substrat pendant la fraie (Paragamian *et al.* 2009, McDonald *et al.* 2010, Sykes 2010), malgré le besoin critique d'habitats précis pour la survie des œufs et des individus aux tout premiers stades biologiques (McAdam *et al.* 2005, Paragamian *et al.* 2009, McAdam 2011, Boucher 2012). Dans le fleuve Columbia et la rivière Snake, la fraie se produit surtout dans les aires situées en aval des grands barrages (par exemple, Parsley *et al.* 1993, Parsley et Kappenman 2000, Lepla *et al.* 2001, Parsley et Beckman 2004, Terraquatic Resource Management 2011) ou au confluent des grands affluents. Dans le cours inférieur du Fraser, la fraie a surtout été observée dans le cours principal du fleuve et dans les habitats des grands chenaux latéraux, à environ 5 km en amont de Hope jusqu'au confluent de la rivière Harrison, y compris à Minto, Jespersion et Peters, dans le chenal latéral de l'île Herrling, le chenal latéral de l'île Seabird, le chenal latéral du ruisseau Ruby, l'embouchure du ruisseau Hunter, Hamilton Bar, Floods Bar, l'île Bristol, Landstrom Bar, le chenal latéral Landstrom, le chenal latéral et le cône Coquihalla, Mountain Bar et Bar 289 (RL&L Environmental Services Ltd. 2000, Perrin *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2016, 2017, 2018, Stoddard 2017).

Le nombre d'œufs produits par les esturgeons blancs femelles dépend de la taille du poisson. Les esturgeons blancs d'écloserie de la baie de San Francisco produisent de 3 192 à 8 582 (moyenne de 5 648) œufs par kilogramme de poids corporel (Chapman *et al.* 1996). Au Canada, Scott et Crossman (1973) ont signalé que chaque femelle pouvait pondre de 700 000 à quatre millions d'œufs. D'un diamètre d'à peu près 3,5 mm, les œufs sont adhésifs et démersaux (Deng *et al.* 2002), et leur taille ne varie pas de façon significative avec la taille de la femelle (Chapman *et al.* 1996). Le sex-ratio de l'esturgeon blanc à l'état sauvage est généralement de 1:1 (Chapman *et al.* 1996, Hildebrand et Parsley 2013, BC Hydro 2015).

Le taux de survie de l'œuf jusqu'à l'âge adulte est très faible. Au cours de la première année seulement, le taux de survie est estimé à 1 sur 250 000 (Gross *et al.* 2002). Pourtant, les taux de survie augmentent avec l'âge ou la taille. Pour les poissons d'âge 1 à 2, les taux de survie annuels de l'esturgeon blanc produit en écloserie peuvent varier de 18 % (Robichaud *et al.* 2020) à 32 % (Robichaud et Gingerich 2020), et peuvent dépendre de la densité (Justice *et al.* 2009), mais les estimations ont tendance à être biaisées à la baisse dans les études à plus court terme. Dans une étude à long terme menée dans le fleuve Columbia, BC Hydro (2016b) a constaté que la survie à l'âge 1 à 2 était fortement influencée par la taille des poissons au moment de leur libération (47,6 % à 100 g; 86,3 % à 200 g; et 98,1 % à 300 g), et a signalé des taux de survie beaucoup plus élevés que les évaluations initiales de 27 à 29 % (Golder

Associates 2007) qui avaient été faites sur la base d'une série chronologique plus courte. Aux derniers stades biologiques des juvéniles, des subadultes et des adultes, les estimations du taux de survie annuel dans le fleuve Fraser dépassent souvent 90 % (Semakula 1963, Walters *et al.* 2005, Challenger *et al.* 2020). Néanmoins, l'effet combiné d'une faible survie en bas âge et de l'accumulation de la mortalité sur plusieurs années font que relativement peu d'individus survivent jusqu'à l'âge adulte.

2.1.4. Déplacements et comportement

La plupart des mouvements dans le fleuve Fraser ont tendance à se limiter à une section particulière du fleuve, puisque les mouvements migratoires sur l'ensemble du fleuve n'ont pas été observés (Beardsall et McAdam, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Vancouver, Colombie-Britannique, données non publiées), comme le montre la structure génétique des trois populations importantes à l'échelle nationale du fleuve Fraser (Smith *et al.* 2002, Schreier 2012). Des études de marquage ont démontré des déplacements d'esturgeons blancs adultes entre le cours moyen du Fraser, le cours supérieur du Fraser et la rivière Nechako (y compris certaines migrations de fraie; Williamson *et al.* en préparation¹); plusieurs échanges de poissons ont été détectés entre les zones des UD du bas et du haut Fraser (Challenger et Robichaud 2018), et il est connu, d'après les données de recapture, que quelques individus marqués ont effectué des déplacements entre bassins (p. ex. Welch *et al.* 2006), mais ces déplacements sur de longues distances sont considérés comme des cas exceptionnels.

Dans le cours principal du fleuve Fraser, en aval de Hells Gate, les déplacements ne sont généralement pas limités, et l'esturgeon blanc présente un ensemble complexe de profils de déplacement, affichant un comportement migratoire qui varie selon les saisons et les individus (ECL Envirowest Consultants 1992, Robichaud *et al.* 2017, Golder Associates 2019). Certains individus sont relativement sédentaires, d'autres effectuent des migrations annuelles (ou quasi annuelles), la distance variant selon les individus. Certains individus effectuent des migrations répétées chaque année, tandis que d'autres modifient leur comportement migratoire d'une année à l'autre (Robichaud *et al.* 2017).

L'esturgeon blanc du bas Fraser est plus sédentaire pendant les mois d'hiver, lorsqu'il se trouve dans ses aires d'hivernage (Robichaud *et al.* 2017, Golder Associates 2019). En général, les niveaux d'activité diminuent lorsque les températures de l'eau sont froides (en dessous de 15 °C; Haynes *et al.* 1978), et bien que l'alimentation ait lieu tout au long de l'hiver (Stoddard 2017), elle se fait à des taux fortement réduits. L'esturgeon blanc présent dans les aires d'hivernage y reste généralement tout l'hiver (RL&L Environmental Services 1994, Robichaud *et al.* 2017).

Du printemps à l'automne, les juvéniles et les adultes se dispersent largement. La plupart des déplacements et des migrations de l'esturgeon blanc sont liés à l'alimentation. Pendant ces périodes, les esturgeons se déplacent beaucoup entre les aires de rassemblement et les aires d'alimentation. Les profils de déplacement dans le bas Fraser laissent croire à des déplacements en amont et en aval au printemps et à l'automne, associés à la disponibilité de l'eulakane et du saumon du Pacifique en migration (ECL Envirowest Consultants 1992, Robichaud *et al.* 2017, Nelson *et al.* 2020). Au cours de ces déplacements, les vitesses de

¹ Williamson, C., Toth, B.M., and Gantner, N. Movements of White Sturgeon between putative population areas in the Upper Fraser Watershed 1995-2019. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, Williams Lake, BC. en préparation

déplacement sont faussées en faveur de déplacements lents (plage de 0,12 à 1,5 km/h, moyenne de 0,32 km/h), et les vitesses en amont ne varient pas beaucoup par rapport à celles en aval (Robichaud *et al.* 2017). Néanmoins, certaines vitesses de déplacement plus rapides ont été détectées (par exemple, 60 km à 2 km/d; 7 km à 18 km/h; McDonald *et al.* 1987, Robichaud *et al.* 2017).

Les autres déplacements et migrations de l'esturgeon blanc sont liés à la fraie. Les indices qui déclenchent le comportement de fraie ne sont pas bien compris, mais la température pourrait jouer un rôle. Dans le secteur de Waneta du fleuve Columbia, le début de la fraie initiale a toujours eu lieu autour du solstice d'été, lorsque les températures moyennes de l'eau atteignent 14 °C, et sur la partie descendante de l'hydrogramme de la rivière Pend d'Oreille (Golder Associates 2010). Dans la rivière Kootenai, les migrations de fraie sont déclenchées lorsque les températures atteignent de 6 à 8 °C (mars à avril); la maturité est atteinte à des températures allant de 10 à 12 °C (fin mai à juin), lorsque les niveaux de crue régressent (Ross *et al.* 2015, Hardy *et al.* 2016). Dans le fleuve Sacramento, des débits minimums sont nécessaires pour la fraie (Schaffer 1997). Dans la rivière Nechako, les eaux claires et peu profondes ont permis d'observer la fraie. Là, la fraie a lieu en petits groupes (habituellement une femelle et 2 ou 3 mâles plus petits; Triton Environmental Consultants 2004). Les mâles vont rester près de la femelle. Un mâle tournera finalement sa surface ventrale vers la femelle, et le couple ondulera à l'unisson tout en remontant le courant. La polyandrie a été confirmée génétiquement (Jay *et al.* 2014). Dans le cours inférieur du fleuve Columbia, on pense que l'esturgeon blanc est un géniteur communautaire (Anders et Beckman 1993); il est donc possible que les comportements de fraie varient en fonction du nombre de poissons présents (il y a peu de géniteurs adultes dans la Nechako comparativement au cours inférieur du fleuve Columbia).

2.1.5. Croissance

L'esturgeon blanc a une croissance lente et atteint la maturité sexuelle de façon tardive. Les taux de croissance varient de manière ontogène, et entre les populations. Le taux de développement est réduit pour les embryons et les larves élevés à des températures plus froides (BC Hydro 2016a), même lorsqu'il est exprimé en unités thermiques accumulées. Les taux de croissance des stades larvaires sont beaucoup plus élevés lorsqu'un habitat interstitiel est disponible (Baker *et al.* 2014, Boucher *et al.* 2014, Crossman et Hildebrand 2014). La croissance des juvéniles est influencée de manière négative par les températures plus basses (Lebreton et Beamish 2004). Le taux de croissance des juvéniles, exprimé par l'augmentation de la longueur dans le temps, est initialement rapide (p. ex. 158 mm/an en moyenne pour les poissons d'âge 1,5 dans le réservoir Rocky Reach, WA), mais ralentit avec l'âge (108 mm/an pour les poissons d'âge 2,5, 96 mm/an pour les poissons d'âge 3,5 à 5,5 et 83 mm/an pour les poissons d'âge 6,5 à 9,5; Robichaud *et al.* 2020). Le taux de croissance des adultes a tendance à être plus élevé lorsque les eaux sont plus chaudes, que les saisons de croissance sont plus longues, et que la nourriture est abondante. Dans le cours inférieur du fleuve Fraser, les taux de croissance moyens de l'esturgeon blanc varient d'une année à l'autre, mais montrent des tendances à la baisse (Figure 2). La croissance annuelle moyenne de l'esturgeon blanc de la cohorte 2016-2019, ayant une longueur à la fourche de 60 à 179 cm (3,4 cm/an), représentait 69 % de celle de la cohorte 2010-2012 (4,9 cm/an; Nelson *et al.* 2020). Les effets potentiels d'une croissance réduite (et donc) d'une taille plus petite sur la fécondité des femelles (tant la fécondité annuelle que la fécondité à vie) sont actuellement inconnus.

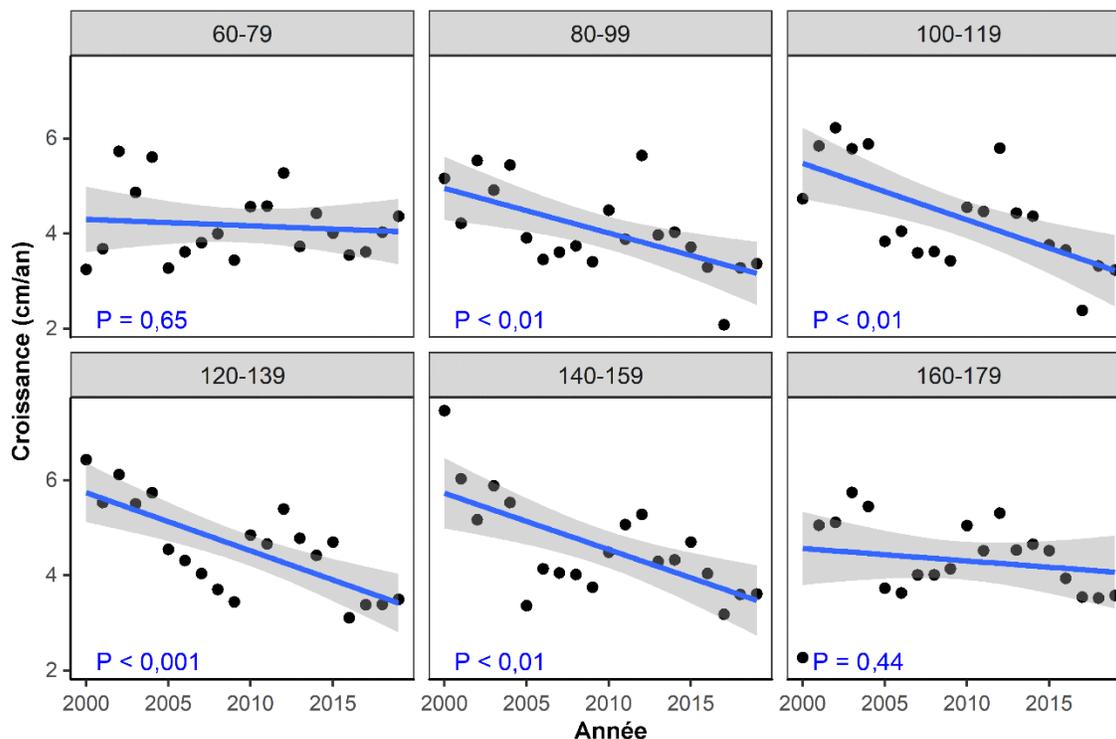


Figure 2. Augmentations annuelles moyennes de la croissance de l'esturgeon blanc avec une longueur de nageoire de 60 à 179 cm dans le bas Fraser, par année et par groupe de taille de longueur de nageoire de 20 cm. Les intervalles de confiance à 95 % autour des lignes de tendance linéaires sont indiqués par des zones ombragées grises.

2.1.6. Physiologie et stress

L'esturgeon blanc est relativement tolérant à l'hypoxie (Burggren et Randall 1978), et tolère le CO₂ (Crocker et Cech 1998, Baker *et al.* 2009, Baker et Brauner 2012). Néanmoins, la manipulation et l'exposition à l'air provoquent une réaction de stress, une altération des réflexes et une réduction de l'activité après la remise à l'eau chez l'esturgeon blanc du bas Fraser (McLean *et al.* 2016, 2019, 2020), les effets étant exacerbés par les températures chaudes de l'eau en été. La tolérance à la salinité semble changer de manière ontogène et selon la taille, du moins pour l'esturgeon blanc du bas Fraser. Amiri *et al.* (2009) ont exposé des poissons d'âge 1 à différents niveaux de salinité, et ont observé une mortalité complète à ≥ 24 parties par millier (ppm), et une faible mortalité à ≤ 8 ppm, les individus plus grands montrant une plus grande tolérance (McEnroe et Cech 1985, Amiri *et al.* 2009). Cependant, une fois que les poissons ont atteint l'âge 2, ils sont tout à fait capables de s'acclimater à l'eau de mer (Shaughnessy *et al.* 2015).

2.2. ÉLÉMENT 2 : ÉVALUER LA TRAJECTOIRE RÉCENTE DE L'ESPÈCE POUR CE QUI EST DE L'ABONDANCE, DE L'AIRE DE RÉPARTITION ET DU NOMBRE DE POPULATIONS

2.2.1. Nombre de populations

Pour les besoins de la présente évaluation du potentiel de rétablissement, nous supposons que l'UD de l'esturgeon blanc du bas Fraser est constituée d'une seule population panmictique. Le COSEPAC répartit en deux UD l'esturgeon blanc du fleuve Fraser (bas Fraser et haut Fraser)

(COSEPAC 2012), la division géographique étant située à Hells Gate, comme le justifient les forts niveaux de divergence génétique de part et d'autre de la barrière (Schreier 2012) et peut-être les différences physiques (par exemple, la forme du museau; Hildebrand *et al.* 2016). Schreier (2012) n'a détecté aucune structure de population supplémentaire en aval de Hells Gate, même si Nelson *et al.* (1999) ont démontré l'absence d'un équilibre Hardy-Weinberg en aval de Hells Gate, ce qui indique une sous-structure génétique (probablement faible).

2.2.2. Tendances de la distribution

L'esturgeon blanc de l'UD du bas Fraser est présent dans le bras principal du fleuve Fraser, depuis l'estuaire marin jusqu'à Hells Gate. Il est également présent dans les rivières Harrison et Pitt, dans les lacs Pitt et Harrison, ainsi que dans les confluences ou les tronçons inférieurs de nombreux petits et grands affluents (Figure 1). Cette UD a également un accès sans entrave aux eaux marines, mais l'étendue et la prévalence de l'utilisation de l'habitat marin ne sont pas bien comprises (Hildebrand *et al.* 2016, Robichaud *et al.* 2017). On pense que la répartition actuelle dans le bas Fraser est la même que celle des dernières années (Fraser River White Sturgeon Working Group 2005). Dans cet espace, la disponibilité de l'habitat a diminué en raison du développement, de la canalisation, de l'endiguement, du drainage des plaines d'inondation, du dragage, de l'extraction de gravier et de la remise en valeur des terres (Lane et Rosenau 1995, RL&L Environmental Services 2000, Rosenau et Angelo 2000, 2005).

La fraie de l'esturgeon blanc a été confirmée dans 14 sites dans le bas Fraser. Le nombre de frayères connues a considérablement augmenté ces dernières années grâce à l'application de nouvelles technologies de levé. Les données issues de levés au sonar à balayage latéral (Johnson *et al.* 2016, 2017, 2018) et de la télémétrie acoustique ont aidé Stoddard (2017) à orienter le déploiement des tapis et des anneaux en D (pour la collecte des œufs et des larves, respectivement). Bien que le nombre de frayères connues ait augmenté (et que d'autres sites pourraient être découverts), cela ne doit pas être interprété comme une augmentation de la répartition de la fraie de l'esturgeon du bas Fraser. L'extraction de gravier en rivière (comme celle autorisée près de Hamilton Bar et dans la région de l'île Seabird entre 2009 et 2015) et d'autres aménagements en rivière peuvent avoir réduit l'utilité de certaines zones pour la fraie au fil des ans. Cet effet possible n'a pas été quantifié.

2.2.3. Tendances relatives à l'abondance

Au cours des 150 dernières années, l'abondance de l'esturgeon blanc dans le bas Fraser a diminué de façon spectaculaire. À la fin des années 1800 et au début des années 1900, l'esturgeon blanc a fait l'objet d'une pêche commerciale dirigée non durable dans le bas Fraser (Echols et Fraser River Action Plan [FRAP] 1995, Walters *et al.* 2005). Par la suite, la conservation des esturgeons (en tant que prises accessoires) n'était pas réglementée dans les pêches commerciales et la pêche au saumon au filet chez les Premières Nations, et il y a eu une pêche récréative dirigée jusqu'au début des années 1990 (Walters *et al.* 2005). De plus, la perte d'habitat et la réduction de la disponibilité des proies peuvent avoir contribué au déclin des esturgeons ou avoir entravé le rétablissement de la population (Rosenau et Angelo 2005) qui était espéré à la suite de la réduction des prises. Les reconstructions des anciennes abondances au moyen de l'analyse de la réduction des stocks montrent qu'en 2004, la population vulnérable à la pêche récréative était à 66 % des niveaux affichés avant 1900 (Whitlock et McAllister 2012), bien que English et Bychkov (2012) soulignent de nombreuses façons pouvant permettre d'améliorer l'analyse.

Depuis 2000, un suivi de l'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser fondé sur le marquage-recapture est en cours (Nelson *et al.* 2013, 2020). L'abondance des esturgeons a été analysée à l'aide de deux modèles bayésiens indépendants de marquage-recapture. L'un des modèles (BMR24) utilise une fenêtre de données de roulement de 24 mois et est exécuté séparément pour chaque ensemble de 24 mois; l'autre, le modèle spatial intégré de marquage-recapture structuré selon l'âge (Integrated Spatial and Age-structured Mark-Recapture, ISAMR) tient compte de toutes les prises actuelles et historiques dans un seul modèle structuré selon l'âge. L'annexe E comprend un résumé de la structure du modèle ISAMR. Les modèles BMR24 (Nelson *et al.* 2020) et ISAMR (Challenger *et al.* 2017, 2020) indiquent tous deux que l'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser, d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm (âges 7 à 55), est en déclin depuis 2006 (Figure 3, annexe A). D'après le modèle ISAMR, en 2019, l'estimation de l'abondance de l'esturgeon blanc d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm (âges 7 à 55) était de 44 809 individus, soit 25 % de moins que l'estimation d'abondance annuelle la plus élevée du programme (en 2006).

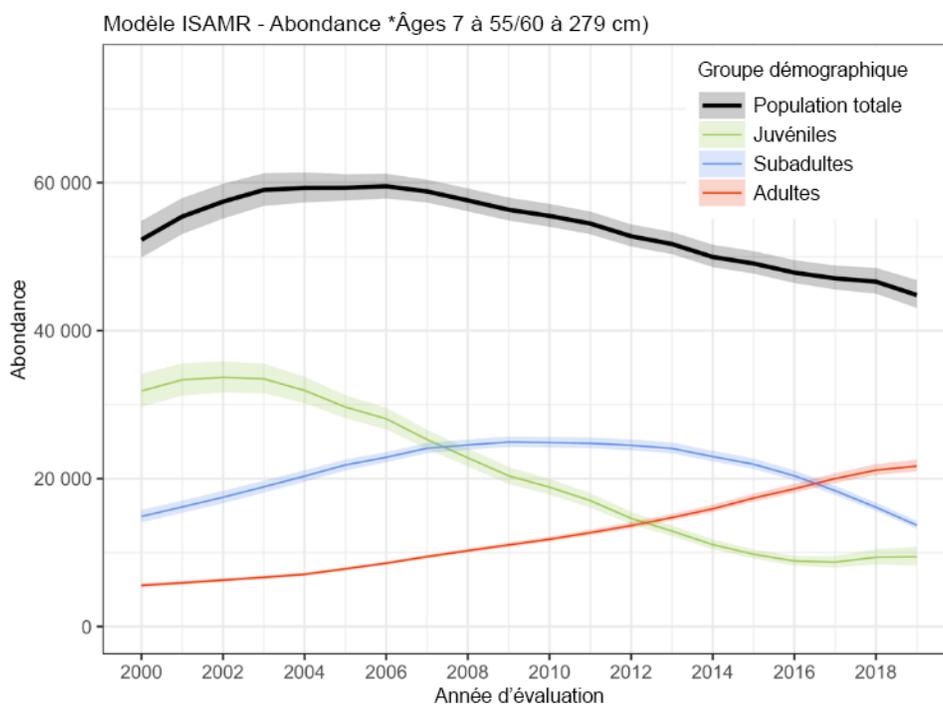


Figure 3. Estimations de l'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser de 2000 à 2019. Les régions ombrées représentent les intervalles de crédibilité à 95 %. Le groupe « Population totale » représente les individus d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm (âges 7 à 55); le groupe « Juvéniles », les individus d'une longueur à la fourche de 60 à 99 cm (âges 7 à 12); le groupe « Subadultes », les individus d'une longueur à la fourche de 100 à 159 cm (âges 13 à 22); le groupe « Adultes », les individus d'une longueur à la fourche de 160 à 279 cm (âges 23 à 55). Figure adaptée selon celle du document de Challenger *et al.* (2020).

Challenger *et al.* (2020; Figure 3) et Nelson *et al.* (2020) ont également estimé les tendances relatives à l'abondance pour les différentes catégories de taille/âge. Les deux modèles ont calculé des niveaux similaires de déclin de l'abondance au cours des 15 dernières années (2004 à 2019) pour l'esturgeon blanc juvénile d'une longueur à la fourche de 60 à 99 cm (BMR24 : déclin de 77,9 %; ISAMR : déclin de 70,5 %). Les deux modèles ont estimé que des déclin importants de l'abondance de l'esturgeon blanc subadulte d'une longueur à la fourche de 100 à 159 cm ont été enregistrés au cours des six dernières années, soit de 2013 à 2019

(BMR24 : déclin de 50,9 %; ISAMR : déclin de 43,1 %). Les modèles BMR24 et ISAMR diffèrent quant aux tendances récentes relatives à l'abondance de l'esturgeon adulte (2015-2019) (longueur à la fourche de 160 à 279 cm)² : le modèle BMR24 indique que l'abondance des adultes a atteint un sommet en 2015, tandis que le modèle ISAMR indique que l'abondance des adultes a continué d'augmenter jusqu'en 2019 (Challenger *et al.* 2020).

Outre les résultats des modèles permettant d'estimer l'abondance, d'autres indicateurs démographiques préoccupent. Par exemple, la proportion d'esturgeons blancs juvéniles d'une longueur à la fourche de moins de 100 cm dans le total annuel des échantillons mesurés capturés par la pêche d'essai à Albion a diminué de 62,8 % entre 2000 et 2019 (Nelson *et al.* 2020). De plus, le taux de croissance annuel moyen de l'esturgeon blanc de la cohorte 2016-2019, d'une longueur à la fourche de 60 à 179 cm (3,4 cm/an), représentait 69 % de celui de la cohorte 2010-2012 (4,9 cm/an; Figure 2; Nelson *et al.* 2020).

Le recrutement dans la population d'esturgeons blancs du bas Fraser a varié au cours des 20 dernières années. Le modèle structuré selon l'âge (Challenger *et al.* 2020) permet de calculer à rebours le recrutement dans les pêches (c.-à-d. à l'âge 7) pour toute année antérieure donnée en fonction de la structure d'âge estimée des prises durant la période d'étude (Figure 4). Les estimations en fonction de l'âge ont été obtenues en convertissant la taille des poissons en âge à l'aide d'une relation fixe âge-longueur dérivée des données recueillies dans les années 1990 (RL&L Environmental Services 2000). Pour reconstruire les abondances historiques, il a fallu poser l'hypothèse que les taux de mortalité selon l'âge avant l'an 2000 étaient les mêmes que ceux estimés à partir des données postérieures à l'an 2000. Par conséquent, les changements temporels dans les relations longueur selon l'âge ou mortalité selon l'âge pourraient avoir une incidence sur les estimations de l'abondance historique. Des analyses supplémentaires ont été recommandées pour évaluer la sensibilité des estimations du modèle aux changements temporels dans ces relations.

Le recrutement reconstitué à l'âge 7 montre une augmentation constante de 1980 à 2001 (8 499 individus estimés), suivie d'un déclin constant et précipité jusqu'à ce qu'il se stabilise de 2012 à 2015 à < 2 000 individus (c'est-à-dire, le niveau le plus bas des abondances estimées des individus d'âge 7 au cours de la période d'étude). Depuis, des signes modestes d'une amélioration du recrutement ont été observés (avec toutefois un niveau d'incertitude croissant). Si les faibles niveaux de recrutement persistent, les prévisions de l'abondance calculées d'après le modèle ISAMR indiquent que le déclin de la population globale pourrait se poursuivre, avec une stabilisation possible dans environ 40 ans (c'est-à-dire, au début des années 2060) à environ 27 000 esturgeons (longueur à la fourche de 60 à 279; Challenger *et al.* 2020).

² Ce critère de taille est présumé constituer un indicateur raisonnable des adultes matures. Les mâles peuvent atteindre la maturité à des tailles plus petites, et les femelles peut-être à des tailles plus grandes; puisque le sexe des poissons ne peut être déterminé de manière fiable sur le terrain, une longueur à la fourche de 160 cm a été utilisée comme une estimation de la taille de l'individu adulte de « sexe inconnu ».

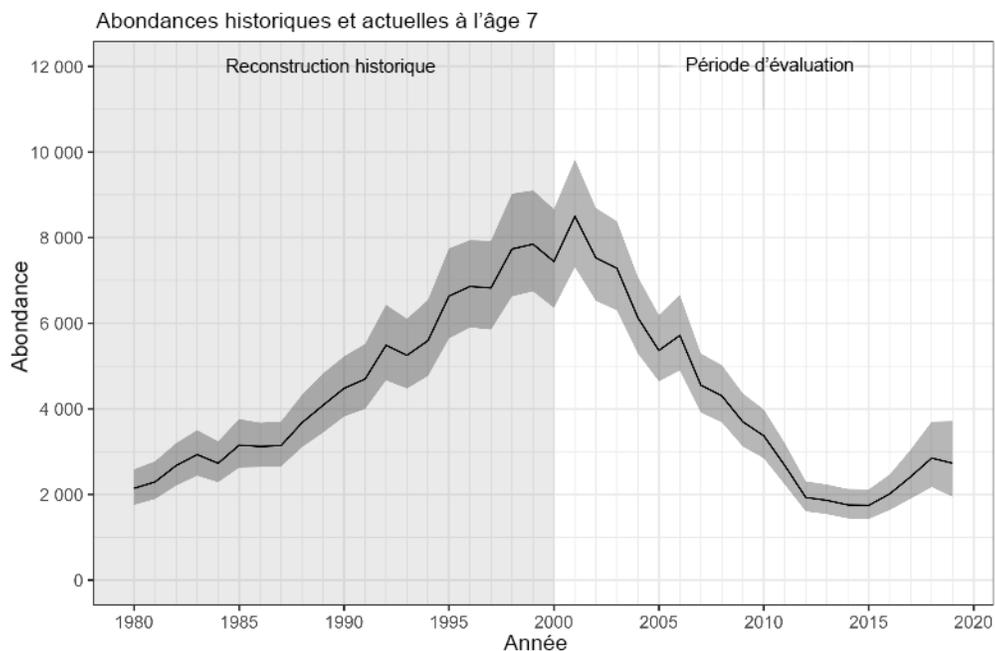


Figure 4. Estimation de l'abondance des individus d'âge 7 avant et pendant la période d'évaluation. Les zones ombragées en gris foncé représentent les intervalles de crédibilité à 95 %. La région ombragée en gris clair représente les estimations historiques. Figure reproduite d'après celle du document de Challenger et al. (2020).

2.3. ÉLÉMENT 3 : ESTIMER LES PARAMÈTRES ACTUELS OU RÉCENTS DU CYCLE BIOLOGIQUE DE L'ESTURGEON BLANC

Les estimations des paramètres du cycle biologique de l'UD du bas Fraser sont présentées au tableau 1. Ces valeurs de paramètres sont tirées de modèles récents (par exemple, Nelson et al. 2007, Challenger et al. 2017, 2020). Certains des paramètres énumérés au Tableau 1 ont été inclus dans le modèle de population utilisé dans les éléments suivants ou en sont issus : ÉLÉMENT 13 : (trajectoires des populations projetées), ÉLÉMENT 15 (probabilité d'atteindre les objectifs d'abondance), ÉLÉMENT 20 : (effets des mesures d'atténuation sur les projections d'abondance) et ÉLÉMENT 21 : (valeurs de paramètres recommandées pour tenir compte de scénarios spécialisés). Les paramètres et les estimations du cycle biologique ont été fournis au comité directeur de l'EPR pour examen avant l'exécution du modèle.

Tableau 1. Paramètres du cycle biologique de l'UD de l'esturgeon blanc du bas Fraser. Certains de ces paramètres étaient les paramètres de base utilisés dans les simulations de rétablissement de l'esturgeon blanc (voir l'ÉLÉMENT 13 :).

Paramètre	Description	Valeur	Utilisé dans la modélisation de l'élément 13	Source ¹
S	Taux de survie annuel des poissons d'âge ≥1	0,96	Non	G
	Échelonnement avec l'âge, taux max. 0,97		Oui	A
σ_r	Écart-type du recrutement à l'âge 1	Différents échelonnements	Oui	A

Paramètre	Description	Valeur	Utilisé dans la modélisation de l'élément 13	Source ¹
K	Coefficient de croissance de Brody (longueur à l'âge)	0,025	Oui	E
L_{∞}	Longueur asymptotique (en cm)	370,1	Oui	E
$A_{mat \text{ } \sigma}$	Âge à la maturité (mâle)	11 à 22 ans	Non	F
		14	Non	E
$A_{mat \text{ } \text{♀}}$	Âge à la maturité (femelle)	26 à 34 ans	Non	F
		18	Non	E
	Années entre la fraie pour les adultes ♀	4 à 11	Non	F
	Fécondité (œufs par kg d'adulte ♀)	3 192 à 8 582	Non	C
	Croissance moyenne des poissons de 60 à 179 cm	3,4 à 4,9 cm/an	Non	D
μ_v	Âge à une vulnérabilité de 50 %	6,9 à 7,2 ans (IC 95 %)	Oui	B
T_v	Pente de la relation âge-vulnérabilité	6,7	Oui	B
$N_{t=0}$	Taille de la population adulte pour l'année d'initialisation	20 984 à 22 552 (IC 95 %)	Oui	B

¹ Sources : A) Challenger *et al.* (2017); B) Challenger *et al.* (2020); C) Chapman *et al.* (1996); D) Nelson *et al.* (2020); E) RL&L Environmental Services (2000) et Nelson *et al.* (2007); F) Semakula et Larkin (1968); G) Whitlock et McAllister (2012).

3. BESOINS EN MATIÈRE D'HABITAT ET DE RÉSIDENCE

3.1. ÉLÉMENT 4 : DÉCRIRE LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT DE L'ESTURGEON BLANC NÉCESSAIRES AU BON DÉROULEMENT DE TOUTES LES ÉTAPES DU CYCLE BIOLOGIQUE. DÉCRIRE LES FONCTIONS, LES CARACTÉRISTIQUES ET LES ATTRIBUTS DE L'HABITAT ET QUANTIFIER LA VARIATION DES FONCTIONS BIOLOGIQUES QU'ASSURENT LES COMPOSANTES DE L'HABITAT SELON L'ÉTAT OU L'ÉTENDUE DE L'HABITAT, Y COMPRIS LES LIMITES DE LA CAPACITÉ BIOTIQUE, LE CAS ÉCHÉANT

L'esturgeon blanc du fleuve Fraser a évolué dans un réseau hydrographique naturel de grande taille, comprenant de profonds chenaux principaux au débit lent, des zones d'eau rapide et turbulente, des plaines d'inondation étendues avec des marécages et des chenaux latéraux, et un hydrogramme alimenté par la fonte des neiges avec des crues printanières prolongées (Coutant 2004). Aujourd'hui, la population d'esturgeons blancs du bas Fraser occupe une grande variété d'habitats, depuis les forts courants du canyon du Fraser près de Yale jusqu'aux eaux de marée de l'estuaire près de Steveston. L'utilisation de l'habitat varie selon le stade biologique, conformément à la description donnée ci-dessous.

3.1.1. Habitat selon le stade biologique

Habitat de fraie et d'incubation – Dans le bas Fraser, l'esturgeon blanc fraie dans une variété d'habitats (Perrin *et al.* 2003), y compris dans des chenaux latéraux (substrats de gravier et de galets, avec un écoulement laminaire et un débit moyens de 1,7 m/s), ainsi que dans des zones de turbulence du chenal principal en aval du canyon du Fraser (RL&L Environmental Services 2000), près des barres ou des deltas du fleuve (les substrats de grosses pierres et de galets étaient dominants dans les frayères du chenal principal; Perrin *et al.* 2003). Le pic de fraie de l'esturgeon blanc se produit généralement pendant la branche descendante des crues printanières, après les débits de pointe (Stoddard 2017). La fraie dans des eaux rapides et turbulentes sur des substrats grossiers présente de nombreux avantages sur le plan de l'évolution. Ces habitats comportent des surfaces d'adhérence appropriées pour les œufs adhésifs à flottabilité négative, et fournissent un habitat où peuvent se cacher les larves écloses (McAdam 2011). Les débits rapides et turbulents garantissent l'oxygénation des œufs, diminuent la prévalence des sédiments fins qui pourraient étouffer les œufs, augmentent la dispersion des œufs (empêchent l'agglutination et donc les maladies), et réduisent la prédation des œufs (par l'exclusion des prédateurs qui nagent moins bien; Parsley *et al.* 1993, 2002, McCabe et Tracy 1994, Gadomski et Parsley 2005). Les événements de fraie peuvent être déclenchés une fois les seuils de température atteints (Paragamian *et al.* 2001, Golder Associates 2009), et les taux de développement et de croissance des œufs et des larves dépendent de la température (Lebreton et Beamish 2004, BC Hydro 2016a).

Dans le fleuve Fraser, l'utilisation récente du sonar à balayage latéral (English *et al.* 2014, Johnson *et al.* 2016, 2017, 2018) et de la télémétrie acoustique a permis de découvrir des sites de fraie potentiels en fonction de la présence de groupes d'adultes pendant la saison de la fraie. L'échantillonnage des œufs et des larves a confirmé 14 sites de fraie dans le corridor fluvial de 57 km entre le mont Chilliwack et la saillie 289. L'utilisation sur plusieurs années a été confirmée pour certains sites (Perrin *et al.* 2003, Stoddard 2017).

Habitat des larves vésiculées – L'habitat d'incubation des œufs est principalement déterminé par le choix du site de fraie des adultes. Dans le cas des larves vésiculées écloses, les espaces interstitiels constituent l'habitat prédominant. Pendant ce stade, la qualité du substrat influe sur la survie (McAdam 2011, Baker *et al.* 2014, Boucher *et al.* 2014) et peut avoir un effet sur la réponse au stress (Bates *et al.* 2014). Lorsque l'habitat interstitiel n'est pas de taille appropriée (par exemple, celui fourni par le gravier), ou lorsque les substrats sont étouffés par les sédiments fins, ou lorsqu'ils sont par ailleurs sous-optimaux, certains poissons dériveront loin des aires d'éclosion, s'exposant ainsi à un risque accru de mortalité (McAdam 2011). Bien que la granulométrie des substrats détermine leur qualité, les conditions de substrat préférables comprennent probablement un mélange de tailles de particules allant du gravier au gros galet (McAdam 2011). Les températures optimales pour cette phase sont comprises entre 14 et 18 °C; des températures inférieures vont retarder le développement (Wang *et al.* 1985, Parsley *et al.* 2011, Boucher 2012), alors que des températures supérieures vont entraîner une augmentation des déformations et de la mortalité (Wang *et al.* 1985, Boucher 2012). Les larves d'esturgeon blanc sont sensibles aux contaminants tels que le cuivre (Vardy *et al.* 2013). La qualité des conditions d'habitat rencontrées au cours de la phase de la vésicule vitelline peut avoir de fortes répercussions sur le poisson au cours du stade larvaire d'alimentation (Boucher *et al.* 2014).

Habitat d'alimentation des larves – On sait peu de choses sur les besoins en matière d'habitat au stade larvaire d'alimentation. Ce stade se caractérise par une dérive nocturne vers les habitats d'alimentation où les larves cherchent leur nourriture sur le fond ouvert. Brannon *et al.* (1985) ont constaté que l'utilisation de la couverture diminuait avec l'âge. On suppose que ces poissons ont besoin que leur habitat soit situé en aval des sites de fraie. On suppose également

que ces poissons utilisent des habitats où la vitesse de courant est faible, comme les canaux latéraux ou les plaines d'inondation. Les températures de l'eau idéales pour l'alimentation des larves étaient les mêmes que pour les larves vésiculées (Wang *et al.* 1985). Les larves qui se nourrissent sont plus sensibles au cuivre que les larves vésiculées (Vardy *et al.* 2013).

Habitat des juvéniles – On trouve des esturgeons blancs juvéniles dans tout le cours inférieur du fleuve Fraser, avec des abondances plus élevées détectées dans des sites précis entre l'île Annacis et Hatzic (Glova *et al.* 2008, 2009, 2010, Schwindt et Yeung 2020, English et Robichaud 2020, Burns *et al.* 2020). Comparativement aux stades antérieurs du cycle biologique, les esturgeons blancs juvéniles occupent une plus grande gamme de profondeurs (2 à 58 m) et préfèrent les vitesses de courant faibles à modérées (0,1 à 0,8 m/sec près du fond) et les substrats fins (Parsley *et al.* 1993, Bennett *et al.* 2005, Glova *et al.* 2008, 2009, 2010). Cela comprend les habitats profonds et à faible vitesse de courant du chenal principal (RL&L Environmental Services 2000, Golder Associates 2003, Neufeld et Spence 2004, Bennett *et al.* 2005, Glova *et al.* 2008, 2009, 2010), les chenaux latéraux et les marécages (Bennett *et al.* 2005, Glova *et al.* 2008, 2009, 2010). Dans le réseau de la Kootenay, des juvéniles ont été trouvés dans des lacs – ce qui pourrait aussi se produire dans le bas Fraser (MPO 2014a). Les substrats vont de l'argile au gravier fin et aux rochers (Parsley *et al.* 1993, Young et Scarnecchia 2005). Lors d'une expérience en bassin, les esturgeons blancs juvéniles ont montré une légère préférence pour les substrats de sable, mais ont occupé d'autres substrats en présence de nourriture (Brannon *et al.* 1985). Les résultats préliminaires d'une étude d'association des habitats (Burns *et al.* 2020) dans le bas Fraser ont révélé que les esturgeons blancs juvéniles étaient plus susceptibles d'être capturés dans des sites plus profonds et plus chauds. Les habitats permettent un accès à des aliments comme les chironomes, et à un éventail d'autres espèces d'invertébrés et de poissons (Scott et Crossman 1973, McCabe *et al.* 1993, Bennett *et al.* 2005).

Habitat des subadultes et des adultes – Les esturgeons blancs juvéniles tardifs, subadultes et adultes utilisent une variété d'habitats, selon la période de l'année. Dans le bas Fraser, l'habitat des adultes comprend les zones de marée, les zones de contre-courant profondes et à faible débit, les remous, les zones profondes à proximité de zones à fort débit, les affluents, les lacs et les zones de sédimentation (Robichaud *et al.* 2017, Golder Associates 2019). Les habitats fournissent un accès à des proies telles que les poissons, notamment les cyprinidés, la lamproie, l'eulakane et le saumon, et les invertébrés benthiques comme les mollusques, les écrevisses et les chironomes (Scott et Crossman 1973). Au printemps et à l'automne, lorsque l'eulakane, la lamproie et le saumon migrent ou fraient, l'esturgeon peut effectuer des déplacements sur de longues distances (Robichaud *et al.* 2017, Golder Associates 2019, Nelson *et al.* 2020) entre les zones d'attente et les lieux de rassemblement des proies, ou vers les zones de sédimentation des carcasses (RL&L Environmental Services 1994, 2000). En été, l'esturgeon peut occuper des secteurs moins profonds et effectuer de fréquents voyages sur de courtes distances à la recherche de nourriture dans des secteurs plus profonds (Apperson et Anders 1991, Brannon et Setter 1992, RL&L Environmental Services 1994).

Hivernage – De la mi-décembre à la mi-mars, on sait que des esturgeons d'âges et de tailles très variés se concentrent dans quelques sites d'hivernage du bas Fraser, notamment dans la rivière et le lac Pitt, le canal latéral Matsqui et le remous de Hatzic (Robichaud *et al.* 2017, Robichaud et Johnson 2020). Dans le bas Fraser, l'esturgeon blanc reste mobile jusqu'en décembre (Nelson *et al.* 2020), probablement en raison de la disponibilité des saumons qui fraient et de leurs œufs comme nourriture. L'habitat d'hivernage comprend généralement des habitats profonds et à faible vitesse de courant (Apperson et Anders 1990, Hildebrand *et al.* 1999). Une activité réduite est généralement observée pendant les mois d'hiver (p. ex., RL&L Environmental Services Ltd. 2000, Robichaud *et al.* 2017), bien que certains esturgeons se

déplacent quand même et se nourrissent activement dans ces habitats et les habitats adjacents pendant cette période (Stoddard 2017).

3.1.2. Qualité de l'eau

Tous les habitats ci-dessus peuvent être touchés par les polluants industriels, agricoles et urbains, y compris les débris provenant des embâcles ou des scieries, qui sont déversés dans la rivière. Les espèces aquatiques peuvent être en péril lorsque les conditions de l'eau se dégradent au-delà de seuils spécifiques pour l'oxygène, la température, le pH ou les polluants (Little *et al.* 2012, Vardy *et al.* 2013). Même si la qualité de l'eau n'influe pas directement sur les esturgeons, il peut néanmoins y avoir des effets indirects en raison des répercussions touchant leur base de proies.

3.2. ÉLÉMENT 5 : INFORMATION SUR L'ÉTENDUE SPATIALE DES ZONES SUSCEPTIBLES DE PRÉSENTER LES PROPRIÉTÉS DE L'HABITAT RECHERCHÉES DANS L'AIRE DE RÉPARTITION DE L'ESTURGEON BLANC

En général, on trouve des esturgeons blancs juvéniles, subadultes et adultes dans tout le bas Fraser (Figure 5).

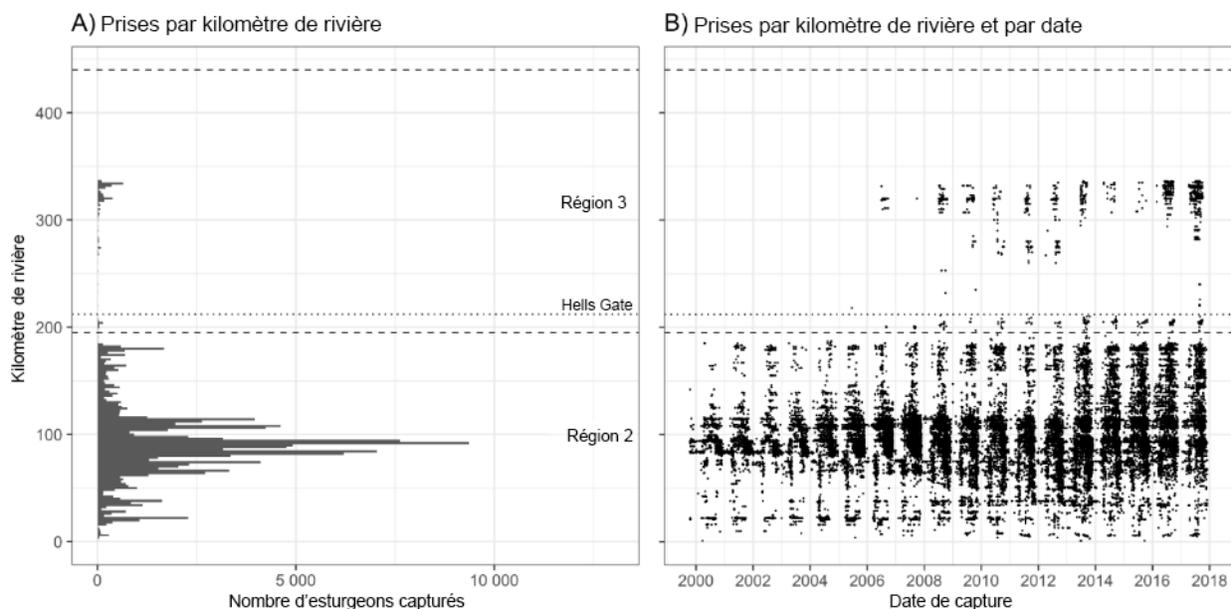


Figure 5. Distribution des prises d'esturgeon blanc dans le bras principal de la région 2 (région de pêche de la Colombie-Britannique – Lower Mainland) et de la région 3 (Thompson-Nicola) dans le cadre du programme de surveillance et d'évaluation de la FRSCS. Les données de la région 2 datent 1999 à 2018; celles de la région 3 couvrent la période 2005 à 2018. Les données sont présentées A) par kilomètre de rivière, et B) par kilomètre de rivière et date de capture. Les limites de la région sont indiquées par des lignes tirées horizontales. L'emplacement de Hells Gate est indiqué par la ligne pointillée horizontale. La population d'esturgeons blancs du bas Fraser est présente en aval de Hells Gate. Les données provenant de l'amont de Hells Gate faisaient partie de la figure reproduite, mais ne sont pas pertinentes pour la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Figure reproduite d'après celle du document de Challenger et Robichaud (2018).

Étendue de l'habitat d'hivernage – On sait que des esturgeons d'âges et de tailles très variés se concentrent à trois principaux sites d'hivernage entre la fin novembre et avril, y compris dans la rivière Pitt, le chenal latéral Matsqui et le remous de Hatzic (Robichaud *et al.* 2017, Robichaud et Johnson 2020), bien que Stoddard (2017) ait pu établir des sites supplémentaires. Robichaud et Johnson (2020) ont utilisé un sonar à balayage latéral pour définir les limites géographiques de deux des principaux sites d'hivernage (remous de Hatzic et chenal latéral Matsqui).

Étendue de l'habitat de fraie – On compte 14 frayères confirmées dans le bas Fraser (RL&L Environmental Services Ltd. 2000, Perrin *et al.* 2003, Johnson *et al.* 2016, 2017, 2018, Stoddard 2017), toutes limitées au tronçon de gravier en amont du mont Chilliwack (km 101 du fleuve), mais il y en a peut-être d'autres (Stoddard 2017). Les frayères sont situées dans les chenaux latéraux ou dans le cours principal du fleuve. Les caractéristiques de l'habitat des frayères connues sont décrites à l'élément 4. Aucune analyse des données du Système d'information géographique (SIG) n'a été entreprise dans le but de déterminer l'étendue spatiale des zones qui incluent les habitats requis.

Étendue de l'habitat des juvéniles – Quelques données sur la répartition et la population des esturgeons blancs juvéniles ont été initialement recueillies pour le bas Fraser au milieu des années 1980 et au début des années 1990 (Lane et Rosenau 1995). Depuis, plusieurs études ont été menées pour décrire l'aire de répartition des esturgeons blancs juvéniles dans le bas Fraser. Glova *et al.* (2008, 2009, 2010) ont échantillonné une variété de types d'habitats dans le bas Fraser pour recueillir des informations de base sur la répartition. Les zones de plus forte concentration d'esturgeons juvéniles se trouvaient près de l'île Annacis (environ au km 20 du fleuve) et dans le remous de Hatzic (~ km 84 du fleuve), avec des concentrations modestes près de l'île Barnston et de l'île Matsqui (figures 6 et 7). Plus récemment, des efforts ont été faits pour accroître l'effort d'échantillonnage des juvéniles dans le bas Fraser (à des sites aléatoires et non aléatoires), afin de préciser davantage l'étendue spatiale de l'habitat des juvéniles (English et Robichaud 2020), et de développer un modèle de convenance de l'habitat (Burns *et al.* 2020), mais ces projets n'en sont qu'à leurs tous débuts.

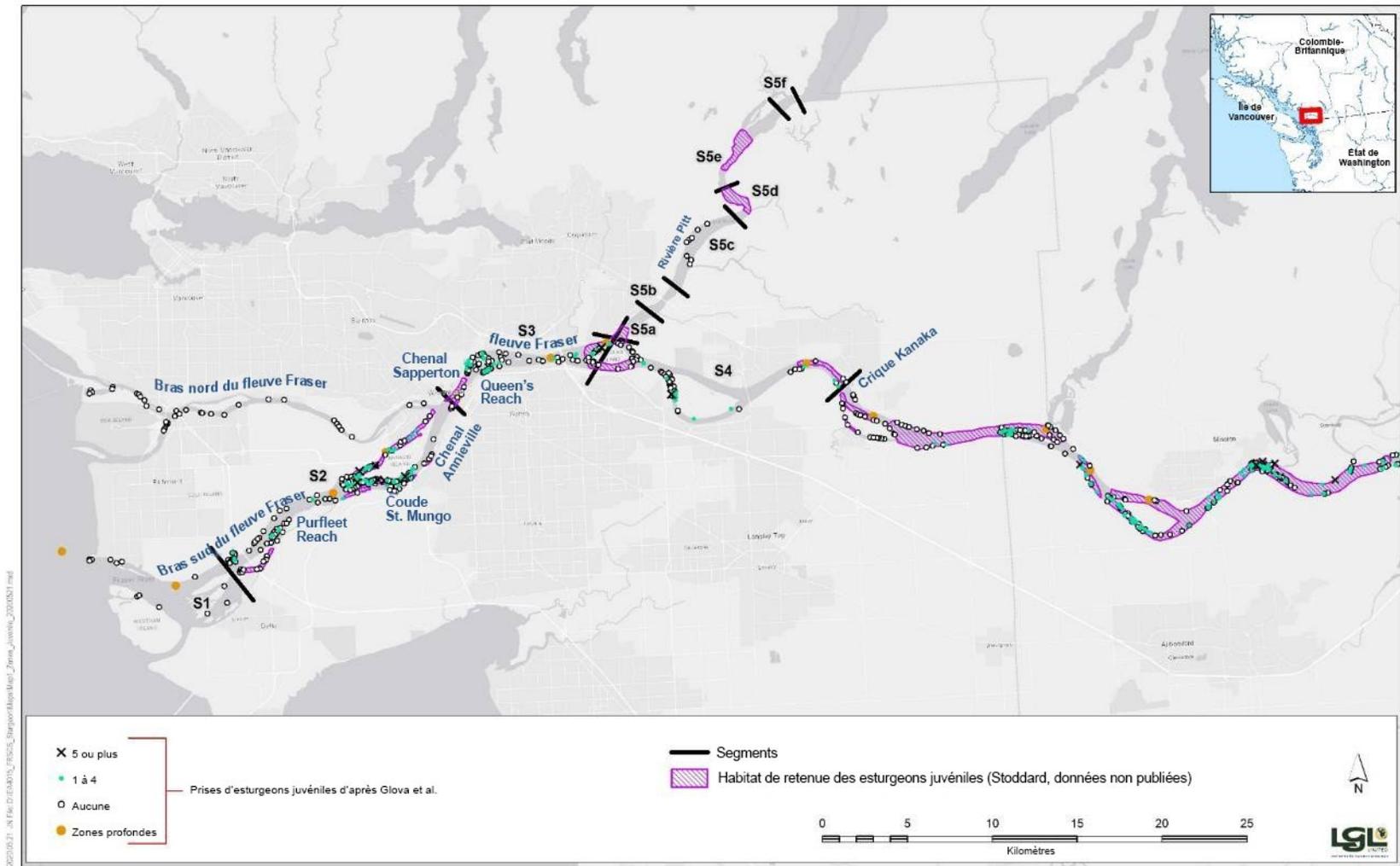


Figure 6. Le bas Fraser en aval d'Hatzic, illustrant les données sur les prises d'esturgeons blancs juvéniles (Glova). Figure reproduite d'après celle de English et Robichaud (2020), laquelle contenait des détails (par exemple, les « zones profondes ») qui ne sont pas pertinents pour la présente évaluation du potentiel de rétablissement.

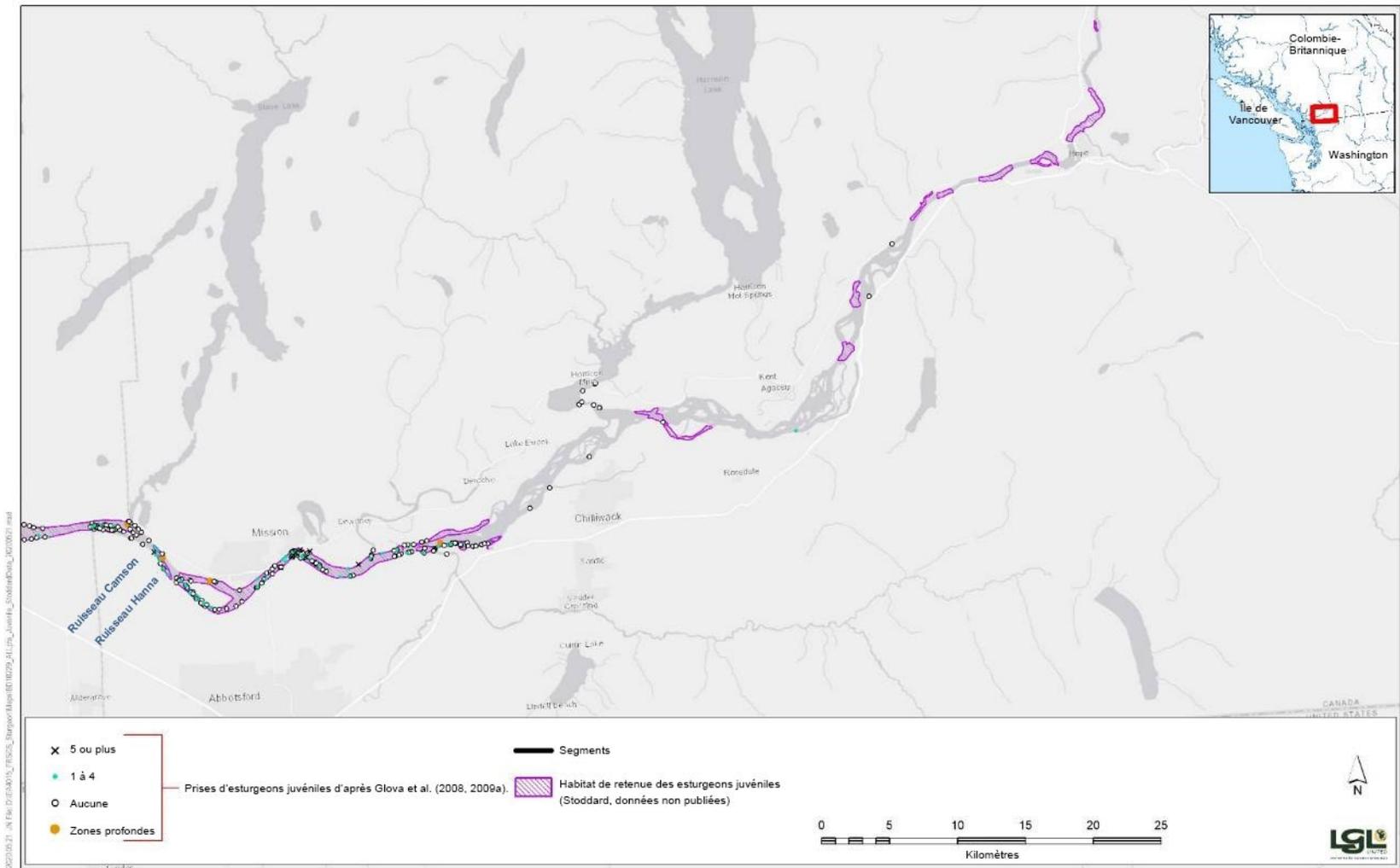


Figure 7. Le bas Fraser en amont d'Hatzic, illustrant les données sur les prises d'esturgeons blancs juvéniles (Glova). Figure reproduite d'après celle de English et Robichaud (2020).

Étendue de l'habitat d'alimentation – L'esturgeon blanc du bas Fraser utilise des habitats d'alimentation qui s'étendent de l'estuaire du Fraser en amont jusqu'à Hells Gate et dans les lacs Pitt et Harrison, et on suppose qu'il trouve de la nourriture partout. Cela dit, les profils de déplacement au printemps et à l'automne indiquent des déplacements en amont et en aval vers des zones qui accueillent des eulakanes et des saumons du Pacifique en migration, en fraie ou morts en saison (ECL Envirowest Consultants 1992, Robichaud *et al.* 2017, Nelson *et al.* 2020). Aucune analyse des données du SIG n'a été entreprise dans le but de déterminer l'étendue spatiale des zones sensibles saisonnières.

3.3. ÉLÉMENT 6 : QUANTIFIER LA PRÉSENCE ET L'ÉTENDUE DES CONTRAINTES ASSOCIÉES À LA CONFIGURATION SPATIALE, S'IL Y EN A, COMME LA CONNECTIVITÉ, LES OBSTACLES À L'ACCÈS, ETC.

Comparativement aux autres fleuves industrialisés situés dans l'aire de répartition de l'esturgeon blanc, le bas Fraser présente un hydrogramme relativement naturel et moins d'obstacles à la connectivité, étant donné qu'il n'y a pas de barrage sur le cours principal du fleuve. Néanmoins, la disponibilité de l'habitat dans le bas Fraser a diminué comparativement aux niveaux historiques, en raison du développement, de la canalisation, de l'endiguement, du drainage des plaines d'inondation, du dragage, de l'extraction de gravier et de la remise en valeur des terres (Lane et Rosenau 1995, RL&L Environmental Services 2000, Rosenau et Angelo 2000, 2005). On pense que les digues, les vannes de marée et les vannes de crue, construites pour protéger les aménagements du littoral et réduire les risques d'inondation, limitent l'accès de l'esturgeon à un nombre important d'habitats de croissance en dehors des chenaux du bas Fraser. Un projet lancé par Tide Canada pour réintégrer l'habitat vital du saumon sauvage en modifiant et en améliorant l'infrastructure de contrôle des inondations indique que plus de 1500 kilomètres d'habitat du saumon sauvage dans le bas Fraser sont entièrement ou partiellement bloqués par ces vannes et pompes (Tides Canada 2020). Il a répertorié 11 sites entre Mission et le cours supérieur du marécage Maria sur sa liste restreinte de sites potentiels où l'accès à l'habitat hors chenal pourrait être amélioré (par exemple, la station de pompage Hatzic, la reconnexion avec le cours inférieur du marécage Nelson, la reconnexion avec le marécage Cheam). L'amélioration de l'accès de l'esturgeon à un habitat productif hors chenal grâce au remplacement des anciennes vannes de marée par des vannes sans danger pour les poissons, et à la reconnexion des bourbiers, pourrait accroître la productivité et la survie des esturgeons juvéniles et subadultes.

3.4. ÉLÉMENT 7 : ÉVALUER DANS QUELLE MESURE LA NOTION DE RÉSIDENCE S'APPLIQUE À L'ESPÈCE ET, SI C'EST LE CAS, DÉCRIRE LA RÉSIDENCE DE L'ESPÈCE

La LEP définit la résidence comme un « gîte – terrier, nid ou autre aire ou lieu semblable – occupé ou habituellement occupé par un ou plusieurs individus pendant tout ou partie de leur vie, notamment pendant la reproduction, l'élevage, les haltes migratoires, l'hivernage, l'alimentation ou l'hibernation » (L.C. 2002, c. 29).

La résidence doit appuyer une fonction du cycle vital, il doit y avoir un élément d'investissement dans la création ou la modification de la structure et la résidence doit être occupée par un ou plusieurs individus. L'esturgeon blanc se reproduit par libération de gamètes; il ne modifie pas son environnement aux fins « de reproduction, d'élevage, de haltes migratoires, d'hivernage, d'alimentation ou d'hibernation ». Par conséquent, le concept de résidence ne s'applique pas dans ce cas.

4. MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS LIÉS À LA SURVIE ET AU RÉTABLISSEMENT DE L'ESTURGEON BLANC

4.1. ÉLÉMENT 8 : ÉVALUER ET CLASSER PAR ORDRE D'IMPORTANCE LES MENACES PESANT SUR LA SURVIE ET LE RÉTABLISSEMENT DE L'ESTURGEON BLANC

Le Tableau 2 fournit une liste des menaces potentielles et du risque relatif associé à chaque menace. Les paragraphes qui suivent fournissent une brève description de la justification pour chaque menace relevée.

L'extraction de gravier à proximité de zones de fraie et de croissance larvaire potentielles et confirmées de l'esturgeon est désignée comme une menace pour la population d'esturgeons du bas Fraser depuis de nombreuses années (Glova 2008³, Langer 2011⁴). Le compactage du gravier par de l'équipement lourd, l'augmentation de l'érosion et de l'envasement résultant de l'élimination des couches de protection des bancs de gravier et l'enlèvement du gravier peuvent réduire le nombre d'habitats disponibles pour l'élevage et l'alimentation des larves dans les espaces interstitiels du substrat. Cette perte d'habitat pourrait réduire la croissance et augmenter la prédation des larves d'esturgeons. L'extraction de gravier se fait sur les bancs et les chenaux latéraux entre Mission et Hope depuis les années 1950, mais n'est réglementée que depuis 1974 (annexe B). Weatherly et Church (1999) ont fourni des renseignements sur l'historique de l'extraction du gravier de 1964 à 1998; des renseignements similaires associés à l'extraction de sédiments de gravier de 2000 à 2010 ont été tirés d'un document présenté à la Commission Cohen en date du 20 mai 2011 (Anon. 2011). La plupart des activités d'extraction du gravier menées dans les années 2000 découlaient d'une évaluation de l'organisme Emergency Management BC, selon laquelle l'enlèvement du gravier pourrait réduire le risque d'inondations. Les avantages liés à la protection contre les inondations ont été contestés pendant plusieurs années, avant qu'un moratoire sur l'extraction de gravier ne soit mis en place en 2010. Malgré ce moratoire sur l'extraction de gravier lié à la protection contre les inondations, certaines activités d'extraction de gravier ont été autorisées dans la région de l'île Seabird entre 2013 et 2017, mais du gravier a été enlevé dans le cadre de cette autorisation seulement en 2014. Les données sur le volume de gravier extrait des sites à proximité des frayères confirmées des esturgeons, et les pics relatifs au nombre d'esturgeons de taille à frayer observés dans ces sites de 2013 à 2016 (Johnson *et al.* 2016, 2017, 2018) sont présentés au Tableau 3. Compte tenu de la quantité de gravier enlevé sur des sites proches de frayères connues de l'esturgeon et du nombre d'années pendant lesquelles cette extraction de gravier a eu lieu, la perturbation de ces habitats de fraie de l'esturgeon et d'élevage des larves entre 2000 et 2010 peut avoir été un facteur important dans le déclin observé du recrutement d'esturgeons d'âge 7 de 2003 à 2015. Le recrutement des juvéniles à l'âge 7 a montré ses premiers signes d'amélioration en 2016 et 2017 (Figure 4), soit sept à dix ans après l'arrêt de l'extraction de gravier sur la plupart des sites proches des frayères connues de l'esturgeon dans le bas Fraser. Ces observations ont contribué à l'attribution d'une cote de risque moyen (3) pour l'extraction passée et future de gravier dans les zones de fraie ou d'élevage connues de l'esturgeon dans le tronçon de gravier. Il existe actuellement un moratoire sur l'extraction de

³ Glova, G.J. 2008. Assessment of potential impacts on White Sturgeon and their habitat from proposed gravel extraction in the Lower Fraser River during winter, 2009. Letter, dated 20 November 2008, submitted to Emergency Management BC.

⁴ Langer, O. 2011. Inspection of gravel bars in the Lower Fraser Gravel Reach and commentary on recent past mining impacts - December 17, 2010. Letter prepared for the Fraser River Gravel Stewardship Committee and submitted 6 January 2011 to Emergency Management BC.

gravier dans le cours inférieur du fleuve Fraser, mais cela pourrait changer sous l'effet de pressions politiques; le degré de protection juridique offert par le moratoire est inconnu.

Tableau 2. Liste des menaces relevées associées à chaque catégorie de menace du COSEPAC et évaluation des risques associés à chaque menace. Ce tableau a été élaboré à l'aide des méthodes d'évaluation des menaces décrites par le MPO (2014b).

Catégories de menaces du COSEPAC	Menace précise	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
1. Développement résidentiel et commercial								
<i>Menaces abordées ailleurs (p. ex. 7. Modifications des réseaux naturels)</i>								
2. Agriculture et aquaculture								
<i>Menaces abordées ailleurs (p. ex. 9. Pollution)</i>								
3. Production d'énergie et exploitation minière								
3.2 Exploitation de mines et de carrières	Extraction de gravier	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle	Continue	Considérable
4. Corridors de transport et de service								
4.3 Voies de transport par eau	Collisions avec des bateaux, bruit, sillage, dragage	Connue	Faible	Très faible	Faible (4)	Passée, actuelle	Récurrente	Limitée
5. Utilisation des ressources biologiques								
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Pêche récréative	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Actuelle	Continue	Vaste
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Prises accessoires dans le cadre de la pêche commerciale ¹	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Actuelle	Récurrente	Vaste
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Prises accessoires dans le cadre des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR)	Connue	Moyen	Élevée	Moyen (2)	Actuelle	Continue	Vaste
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Pêche illégale	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Actuelle	Récurrente	Limitée
6. Intrusions et perturbations humaines								
6.1 Activités récréatives/navigation de plaisance	Bruit et collisions avec des bateaux	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Actuelle	Récurrente	Vaste
6.3 Travail et autres activités/activités scientifiques	Stress de manipulation lié au marquage	Connue	Faible	Très faible	Faible (5)	Actuelle	Récurrente	Étroite

Catégories de menaces du COSEPAC	Menace précise	Probabilité de réalisation	Niveau des répercussions	Certitude causale	Risque de la menace	Réalisation de la menace	Fréquence de la menace	Étendue de la menace
7. Modifications des systèmes naturels								
7.2 Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	Modifications de la ligne de côte, y compris les vannes de marée et de crue	Connue	Moyen	Faible	Moyen (4)	Actuelle	Continue	Vaste
7.3 Autres modifications de l'écosystème	Modification des surfaces du bassin hydrographique	Connue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Passée, actuelle	Récurrente	Vaste
7.3 Autres modifications de l'écosystème	Disponibilité de la nourriture	Connue	Moyen	Moyenne	Moyen (3)	Passée, actuelle	Continue	Considérable
8. Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques								
8.1 Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	Espèces étrangères ou non indigènes envahissantes	Connue	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Actuelle	Unique	Limitée
8.2 Introduction d'agents pathogènes et de virus		Très peu probable	Inconnu	Très faible	Inconnu (5)	Actuelle	Récurrente	Vaste
8.3 Matériel génétique introduit	Programme de l'écloserie de la Nechako	Probable	Faible	Très faible	Faible (5)	Anticipée	Récurrente	Vaste
9. Pollution								
9.1 Eaux usées domestiques et urbaines	Ruissellement	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Actuelle	Récurrente	Vaste
9.2 Effluents industriels et militaires	Ruissellement	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Actuelle	Récurrente	Vaste
9.3 Effluents agricoles et sylvicoles	Ruissellement	Connue	Inconnu	Faible	Inconnu (4)	Actuelle	Récurrente	Vaste
10. Phénomènes géologiques								
10.3 Avalanches et glissements de terrain	Entrave de Hells Gate	Connue	Faible	Très faible	Faible (5)	Passée	Unique	Étroite
11. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents								
11.2 Sécheresses	Réduction des chenaux latéraux	Connue	Faible	Très faible	Faible (5)	Anticipée	Continue	Considérable
11.3 Températures extrêmes	Températures des rivières	Connue	Faible	Faible	Faible (4)	Anticipée	Continue	Considérable

¹ La pêche commerciale comprend : la pêche au filet maillant dans la zone E du MPO, la pêche d'intérêt économique des Premières Nations et la pêche de démonstration.

Tableau 3. Frayères confirmées des esturgeons dans le bas Fraser, nombre maximum d'esturgeons de taille à frayer relevés par sonar à balayage latéral dans ces sites, et volume de gravier extrait de ces sites entre 1964 et 2010. Le nombre maximum de géniteurs est tiré de Johnson et al. (2016, 2017, 2018). Les volumes de gravier proviennent de C. Schwindt (BC FLNRORD, données non publiées).

Frayères confirmées	Km fluvial	Nombre maximum 2013-2016	Extraction de gravier (m ³)		
			< 1985	1985-1998	2000-2010
Minto	108	27	-	-	-
Mountain Bar	110,0	53	-	-	262 615
Chenal latéral Jesperson	115,5	15	-	-	-
Hamilton Bar	118,0	44	3 800	44 130	143 900
Chenal latéral Herring	125,0	63	34 000	-	166 000
Île Seabird	134,5	60	-	-	110 000
Peters	139	17	-	-	-
Ruisseau Ruby	144,0	19	76 000	-	-
Ruisseau Hunter	147,5	20	-	-	-
Floods Bar	152	s. o.	-	-	-
Île Bristol	154,4	62	-	42 000	-
Landstrom Bar	156,0	59	310 000	60 000	-
Coquihalla	160,5	21	-	-	-
Bar 289	164	37	-	-	-
Total		497	423 800	146 130	682 515

Le dragage, ainsi que les collisions avec les bateaux, le bruit et les sillages qui y sont associés ont été désignés comme des menaces potentielles pour la population d'esturgeons du bas Fraser en raison de l'augmentation du trafic maritime et du dragage dans le bas Fraser, des observations annuelles de mortalités d'esturgeons liées aux collisions avec les bateaux (p. ex. dommages causés par les hélices) et des effets potentiels sur l'habitat de croissance des esturgeons juvéniles qui pourraient résulter du dragage. Bien que certaines mortalités aient été observées, les chiffres sont faibles et la portion de la population vulnérable à ces menaces est relativement petite. Cependant, les renseignements disponibles sur les collisions avec des bateaux proviennent des rapports d'observation des mortalités et non d'un programme d'échantillonnage systématique (c'est-à-dire que les tendances ne peuvent pas être déterminées). Par conséquent, le risque associé à ces menaces a été jugé faible (5).

La pêche à la ligne récréative a été désignée comme une menace potentielle pour la population d'esturgeons du bas Fraser en raison de l'effort de pêche important et des prises d'esturgeons par les pêcheurs à la ligne dans le bas Fraser et des observations voulant que certains esturgeons ont été pris plusieurs fois au cours d'une même année. Cette menace potentielle est principalement liée au stress chronique associé aux événements de pêche à la ligne, qui peut être exacerbé par l'augmentation de la température de l'eau, la durée des combats et les multiples événements de recapture. Les données indiquent que la mortalité aiguë liée à un événement de pêche à la ligne est très faible, mais les préoccupations portent sur les effets chroniques (McLean et al. 2016, 2019, 2020). Le nombre d'esturgeons capturés par les pêcheurs à la ligne a considérablement augmenté ces dernières années, parce que d'autres espèces ciblées (saumon quinnat [*Oncorhynchus tshawytscha*], saumon sockeye [*O. nerka*], saumon coho [*O. kisutch*], et truite arc-en-ciel [*O. mykiss*]) ont connu un déclin et que

les possibilités de pêche à la ligne pour ces espèces ont été réduites ou éliminées. Les renseignements tirés des rapports des guides, des données des questionnaires destinés aux pêcheurs à la ligne et de certaines enquêtes par interrogation du pêcheur menées en 2016 (Robichaud 2018a,b) indiquent que les prises annuelles d'esturgeons par les pêcheurs à la ligne se situaient entre 25 000 et 34 000 individus de 2010 à 2015, et qu'elles ont augmenté jusqu'à 50 000 individus au cours des dernières années (voir annexe C1). Cependant, les prises des pêcheurs à la ligne à marée (qu'ils soient guidés ou non) ne sont pas prises en compte dans ces rapports et peuvent représenter un élément important des données manquantes sur les prises et l'effort.

Les données de marquage-recapture obtenues par la FRSCS ont clairement démontré que certains esturgeons sont capturés plusieurs fois au cours d'une année donnée (il faut souligner que les échantillons de la FRSCS constituent un sous-ensemble des esturgeons capturés par l'ensemble de la pêche récréative, représentant environ 20 à 25 % de l'ensemble; voir annexe C1). En utilisant l'estimation de l'abondance de 2019 (44 809 esturgeons; Challenger *et al.* 2020), les données sur le taux de 2019 de recaptures répétées d'esturgeons (Nelson *et al.* 2020), et un taux d'échantillonnage présumé de 25 %, nous avons estimé qu'environ 25 000 poissons (63 % des prises totales d'environ 40 000 esturgeons) seraient des prises uniques d'esturgeons (voir annexe C2). Parmi ces prises uniques, environ 9 600 esturgeons (38 %) auraient été capturés plusieurs fois en 2019 et auraient contribué à environ 15 000 événements de capture dans le total des prises. Si, au lieu de 25 %, on présumait d'un taux d'échantillonnage de 20 %, les prises totales estimées passeraient à environ 55 000, dont environ 31 000 (57 %) seraient des prises uniques, parmi lesquelles environ 15 800 esturgeons (50 %) auraient été capturés plusieurs fois en 2019. En partant de l'hypothèse que les données de la FRSCS représentent 20 à 25 % de l'ensemble de la pêche, les meilleures données disponibles indiquent que 56 à 70 % des esturgeons d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm (âges 7 à 55) dans le bas Fraser ont été capturés par des pêcheurs à la ligne en 2019, et que 38 à 50 % des esturgeons capturés par des pêcheurs à la ligne l'ont été plus d'une fois en 2019.

Le niveau de menace pour la pêche récréative à la ligne a été jugé faible (4) en raison du taux de survie très élevé des esturgeons capturés dans le cadre de cette pêche avec remise à l'eau (Robichaud *et al.* 2006). Cependant, les recaptures multiples de poissons individuels au cours d'une même année pourraient influencer sur le taux de croissance et potentiellement sur les calendriers de maturation et la fécondité. Des études ont révélé des preuves de stress sur les poissons à la suite d'une pêche à la ligne avec remise à l'eau, mais aucune de ces études n'a pu permettre de quantifier l'incidence des remises à l'eau multiples sur la croissance, la maturation ou la fécondité des esturgeons (Cooke *et al.* 2013, McLean *et al.* 2016, Halvorson *et al.* 2018). Des mesures d'atténuation liées aux directives actuelles sur la manipulation des esturgeons, des fermetures saisonnières des zones de fraie, de croissance ou d'hivernage, ou d'autres actions visant à réduire l'effort de pêche ont été mises en œuvre ou proposées afin de réduire les effets potentiels de la pêche à la ligne sur la population d'esturgeons.

La pêche commerciale à l'aide de filets maillants dans le bas Fraser a été désignée comme une menace potentielle, car certains esturgeons sont capturés et tués chaque année comme prises accessoires dans ces pêches commerciales au filet maillant qui ciblent le saumon. Ces pêches comprennent les méthodes de pêche au filet maillant dérivant utilisées par les bateaux de pêche au filet maillant de la zone E du MPO dans le fleuve Fraser en aval du pont ferroviaire de Mission, et les pêches de démonstration et d'intérêt économique des Premières Nations à l'aide de filets maillants dérivants et de filets maillants fixes dans le bas Fraser entre Steveston et le ruisseau Sawmill. Des estimations fiables des prises accessoires d'esturgeons dans les pêcheries commerciales du bas Fraser n'étaient pas disponibles pour cette évaluation. Le

niveau de menace pour la pêche commerciale a été jugé faible (4), car la plupart des activités de pêche commerciale ont été menées ces dernières années à l'aide de filets dérivants et de sennes de plage. Les esturgeons capturés par des filets dérivants et remis à l'eau ont des taux de survie plus élevés que ceux capturés par les pêches au filet fixe et remis à l'eau (Robichaud *et al.* 2006). Les esturgeons capturés par les sennes de plage et remis à l'eau devraient avoir un taux de survie plus élevé que ceux capturés par les filets maillants et remis à l'eau, bien que certaines des pêches à la senne de plage très intensives puissent capturer des individus plusieurs fois. De plus, au cours des 10 à 15 dernières années, les possibilités des pêches commerciales dans le bas Fraser ont été plus restreintes que celles des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles, et devraient continuer à être très limitées au cours des cinq prochaines années et plus (Dean Allan, MPO, communication personnelle).

Les pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles (ASR) des Premières Nations, qui se font à l'aide de filets maillants dans le bas Fraser, ont été désignées comme une menace potentielle, car certains esturgeons sont capturés et tués chaque année comme prises accessoires dans ces pêches ASR au filet maillant. Ces pêches utilisent des méthodes de pêche au filet dérivant et au filet fixe. Compte tenu des taux de mortalité observés pour les pêches au filet fixe (Robichaud *et al.* 2006) et de l'importance de l'effort de pêche au filet fixe et au filet dérivant à des fins alimentaires, sociales et rituelles dans le bas Fraser par rapport aux autres méthodes de pêche ASR, nous avons procédé à un examen et à une évaluation détaillée des taux de rencontre des pêches ASR et des estimations des mortalités d'esturgeons attribuables aux pêches ASR (annexe D). Nous avons estimé que les prises accessoires annuelles d'esturgeons s'élevaient entre 1 795 et 3 764 esturgeons pour les pêches ASR au filet dérivant, et entre 1 474 et 8 977 esturgeons pour les pêches ASR au filet fixe, de 2000 à 2019 (tableau D3). En utilisant la gamme observée des taux de mortalité pour ces pêches, nous avons estimé que les mortalités d'esturgeons dans les pêches ASR étaient importantes certaines années (les estimations annuelles allaient d'un faible 91 à 284 en 2019 à un sommet de 1 181 à 1 661 en 2004). Les estimations prudentes du nombre d'esturgeons capturés dans les pêches au filet maillant du bas Fraser entre 2000 et 2019 varient entre 87 830 et 146 400 (tableau D4). Les estimations du nombre de mortalités d'esturgeons associées aux pêches au filet maillant et au filet fixe des Premières Nations de 2000 à 2019 varient de 4 335 à 7 225 (en supposant un taux de mortalité plus faible pour les esturgeons remis à l'eau) jusqu'à 8 752 à 14 587 (en utilisant le taux de mortalité plus élevé pour les esturgeons remis à l'eau; tableau D5). Selon le taux de prises supposé (c.-à-d. trois à cinq fois) et le taux de mortalité (élevé ou faible) utilisé pour chaque type d'engin, la mortalité totale associée aux pêches au filet maillant des Premières Nations (de 2 818 à 9 482 pour les esturgeons d'une longueur à la fourche de 60 à 150 cm) pourrait représenter de 10 à 33 % du déclin estimé de 29 000 esturgeons d'une longueur à la fourche de 60 à 159 cm entre 2003 et 2019 (Challenger *et al.* 2020). Le niveau de menace a été jugé moyen (2) parce que les pertes attribuables à cette pêche ont probablement été de l'ordre de 11 à 30 % (ce qui correspond à un niveau de répercussion moyen), et qu'il existe d'importantes données probantes indiquant que cette pêche a contribué aux déclins de la population et qu'elle influe probablement sur le rétablissement de la population aux niveaux d'abondance observés aussi récemment qu'en 2005 (c.-à-d. que la certitude causale est élevée). Les données sur l'effort de pêche pour ces pêches indiquent également qu'il y a eu une baisse substantielle de l'effort des pêches ASR ces dernières années en raison des faibles montaisons de saumons; les estimations des prises accessoires d'esturgeons sont plus faibles les années où l'effort de pêche est réduit dans ces pêches.

La **récolte illégale** a été désignée comme une menace potentielle parce que des palangres et des filets illégaux ont été trouvés le long du bas Fraser par des agents des pêches, des agents de conservation et d'autres personnes actives le long du Fraser. Des esturgeons morts ont été retrouvés dans certains de ces filets illégaux ou perdus, mais le nombre d'esturgeons tués par ces filets reste inconnu. Le niveau de risque de la menace a été évalué comme étant inconnu (4) en raison du manque de données permettant de guider l'évaluation de la gravité de cette menace sur la population d'esturgeons du bas Fraser.

Le bruit et les collisions avec les bateaux associés aux activités récréatives ont été désignés comme des menaces potentielles en raison de l'importance de la navigation de plaisance sur le bas Fraser, et compte tenu du fait que ce type d'activité dans les zones de fraie et de croissance des esturgeons pourrait avoir un effet négatif sur ces derniers. Bien que les collisions avec les bateaux puissent se produire à tout moment de l'année, le niveau de menace a été jugé faible (4) parce qu'une grande partie des plaisanciers utilisent des moteurs jets plutôt que des moteurs à hélice et que la navigation de plaisance est généralement peu importante pendant la période de fraie des esturgeons de mai à juillet, lorsque les esturgeons sont plus susceptibles d'être touchés par les bruits liés à la navigation de plaisance.

Le stress lié à la capture et à la manipulation des poissons et associé à la recherche sur les esturgeons a été désigné comme une menace potentielle, après que l'on eut échantillonné 165 524 esturgeons et appliqué des étiquettes à transpondeur passif intégré à 74 167 esturgeons entre 1999 et 2019, dans le cadre du programme de surveillance et d'évaluation de la FRSCS visant l'esturgeon du bas Fraser (Nelson *et al.* 2020). Des esturgeons juvéniles ont été échantillonnés à l'aide de folles entre 2008 et 2018 (Glova *et al.* 2008, Schwindt et Yeung 2020) et des étiquettes acoustiques ont été appliquées aux esturgeons adultes ces dernières années (par exemple, Robichaud *et al.* 2017, Golder Associates 2019, McLean *et al.* 2019, 2020), mais le nombre d'esturgeons juvéniles et adultes manipulés dans le cadre de ces efforts a été très faible par rapport à celui du programme annuel de surveillance et d'évaluation à l'aide d'étiquettes à transpondeur passif intégré. Le risque associé à cette menace a été jugé faible (5) en raison du respect strict des directives relatives à la manipulation des esturgeons et du soin apporté par tous les bagueurs bénévoles de la FRSCS afin de réduire au minimum le stress pendant le processus d'échantillonnage, de mesure et de marquage.

La modification de la ligne de côte a été désignée comme une menace potentielle en raison de l'utilisation intensive de digues, d'enrochements, de vannes de marée et de vannes de crue pour protéger les aménagements du littoral ou réduire les risques d'inondation. Ces modifications à la ligne de côte ont été désignées comme des menaces potentielles parce que l'on pense que la plupart de celles qui sont actuellement en place limitent l'accès de l'esturgeon à une quantité importante d'habitats de croissance hors chenal dans le bas Fraser. Le rapport de la réunion consultative sur les eaux résilientes du 15 avril 2020 (Tides Canada, 2020) présente une liste restreinte de 20 sites où des modifications aux lignes de côte (p. ex. vannes de crue, stations de pompage, digues) pourraient améliorer l'accès des poissons à une quantité importante d'habitats hors chenal (Ken Ashley, BCIT, comm. pers.). Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant moyen (4) parce qu'il y avait une forte probabilité que la perte de cet habitat hors chenal ait eu un niveau de répercussion moyen (11 à 30 %) sur la population. Cependant, la certitude causale était faible, car ces modifications du littoral ont peu changé au cours de la récente période de déclin de la population, et il y a peu de données probantes indiquant que ces menaces ont un effet sur le rétablissement aux niveaux d'abondance observés en 2005. Toutefois, le remplacement stratégique de certaines vannes de marée et de crue, ou la reconnexion des bourbiers, pourraient avoir un effet positif sur la

croissance, la survie et le rétablissement de l'esturgeon en lui fournissant un accès à un nombre important d'habitats hors chenal.

La modification des surfaces du bassin hydrographique a été désignée comme une menace potentielle en raison de la grande quantité d'aménagements (surfaces pavées) permettant de desservir le nombre élevé de personnes vivant et travaillant dans la vallée du bas Fraser. La grande quantité de surfaces pavées fera augmenter l'écoulement de surface provenant des terres et entrant dans le fleuve Fraser. Ce ruissellement peut influencer sur le milieu aquatique du littoral en raison d'un envasement et d'une pollution accrue. L'effet potentiel de la pollution est évalué ci-dessous. Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant inconnu (5) en raison du manque de connaissances antérieures, d'ouvrages ou de données permettant de guider l'évaluation de la gravité de cette menace sur la population d'esturgeons du bas Fraser.

La disponibilité de la nourriture a été désignée comme une menace potentielle, car la quantité de nourriture disponible dans le bas Fraser a une incidence certaine sur la croissance et la survie des esturgeons juvéniles. La disponibilité de la nourriture a également une incidence sur la croissance des esturgeons adultes, car elle influence probablement sur les calendriers de fécondité et de maturation des esturgeons femelles adultes. La nourriture des esturgeons adultes comprend toutes les espèces de saumon, l'eulakane et de nombreuses autres espèces de poissons. La nourriture des esturgeons juvéniles inclut de nombreuses espèces qui sont touchées par les nutriments ajoutés à l'écosystème par l'eulakane et le saumon qui fraient et meurent chaque année dans le bas Fraser. L'eulakane et le saumon kéta (*Oncorhynchus keta*) sont deux des espèces les plus importantes, car elles constituent des sources annuelles de nourriture pour les esturgeons et de nutriments pour l'écosystème du bas Fraser. Les estimations historiques des échappées indiquent qu'il y a eu un déclin substantiel de la biomasse du saumon kéta qui pourrait fraier dans le bas Fraser (Figure 8). Pendant les années de pointe d'un recrutement relativement élevé des poissons d'âge 7 (1995 à 2003), l'échappée annuelle moyenne de saumons kétas était de 1,9 million d'individus, ce qui a ajouté environ 9 865 tonnes de biomasse et de nutriments d'origine marine à l'écosystème du bas Fraser chaque année. De 2004 à 2010, l'apport estimé de biomasse de saumon kéta a diminué à 6 709 tonnes, puis a encore diminué de 2011 à 2016 à 5 617 tonnes (57 % de l'estimation de 1995 à 2003). Au cours des trois mêmes périodes, l'indice de biomasse de l'eulakane du fleuve Fraser a diminué, passant de 482 tonnes à 52 tonnes, puis a ensuite augmenté à 113 tonnes (Figure 8). En outre, il semble y avoir une association positive entre le nombre de juvéniles (c'est-à-dire d'âge 7) produits par adulte et ces deux sources de nourriture (Figure 9). Étant donné le déclin parallèle, mais plus important des estimations d'abondance pour les âges 7 à 12 (esturgeon juvénile) au cours de cette même période, il serait raisonnable de supposer que la disponibilité de la nourriture a probablement été l'un des facteurs contributifs. Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant moyen (3), car il y a une forte probabilité que la réduction de la disponibilité de la nourriture ait un niveau de répercussion de 11 à 30 % sur la population. La certitude causale a été jugée moyenne, parce que les taux de croissance des esturgeons (Nelson *et al.* 2020) et l'abondance des juvéniles ont diminué au cours des années où il y a eu des diminutions importantes de la biomasse du saumon kéta, de l'eulakane et d'autres espèces de saumon entrant dans le bas Fraser (PSC 2019; MPO 2020; Challenger *et al.* 2020).

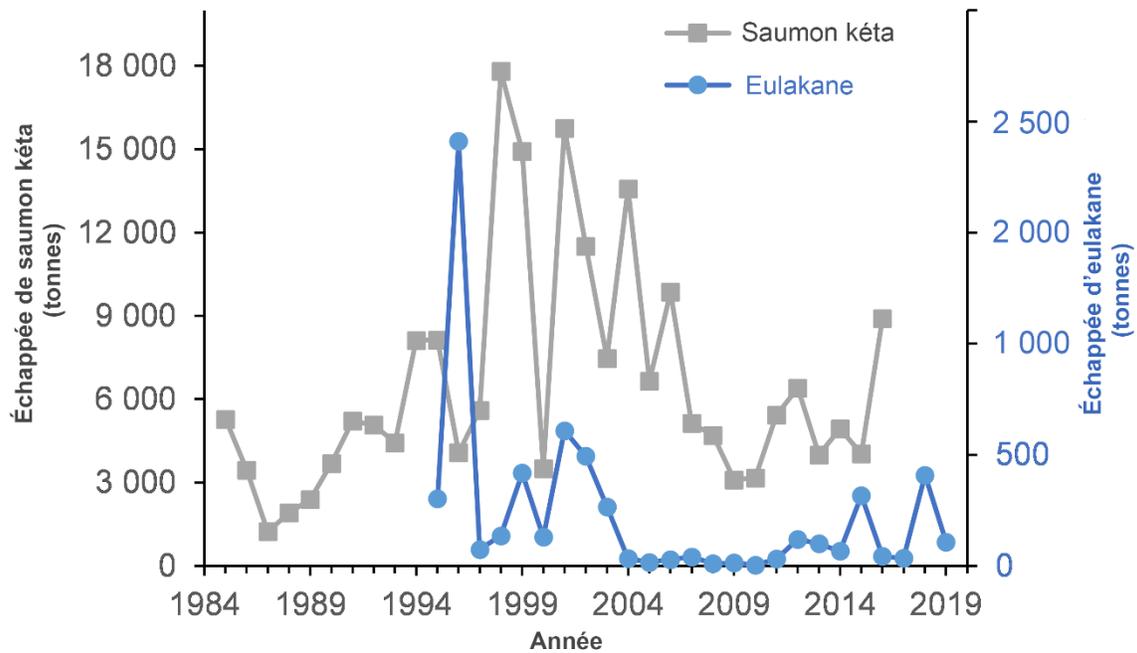


Figure 8. Estimations de l'échappée de saumons kétas et d'eulakanes dans le bas Fraser de 1995 à 2016. L'échappée de saumons kétas est basée sur les stocks de référence (Harrison, Stave, Chilliwack, Inch Creek, Weaver Creek, Chehalis), en plus d'un nombre variable de petits cours d'eau dans une année donnée. Aucune expansion de ces estimations n'est effectuée pour les populations non évaluées, à l'exception du chenal principal de la Chilliwack, qui n'a pas été évalué depuis 2001. Les données sur les échappées sont en cours d'examen et pourraient être mises à jour à l'avenir. Les données sur le saumon kéta de 1985 à 2006 proviennent des directives opérationnelles sur les pêches de la Première Nation de Tsawwassen (Tsawwassen Fisheries Operational Guidelines, TFOG) [2013], et celles de 2007 à 2016 proviennent du tableau 3-11 du document de la Pacific Salmon Commission (2019). Les données ont été converties en tonnes en supposant un poids moyen de 5 kg. Les estimations de la biomasse de l'eulakane proviennent du tableau 1 du document du MPO (2020).

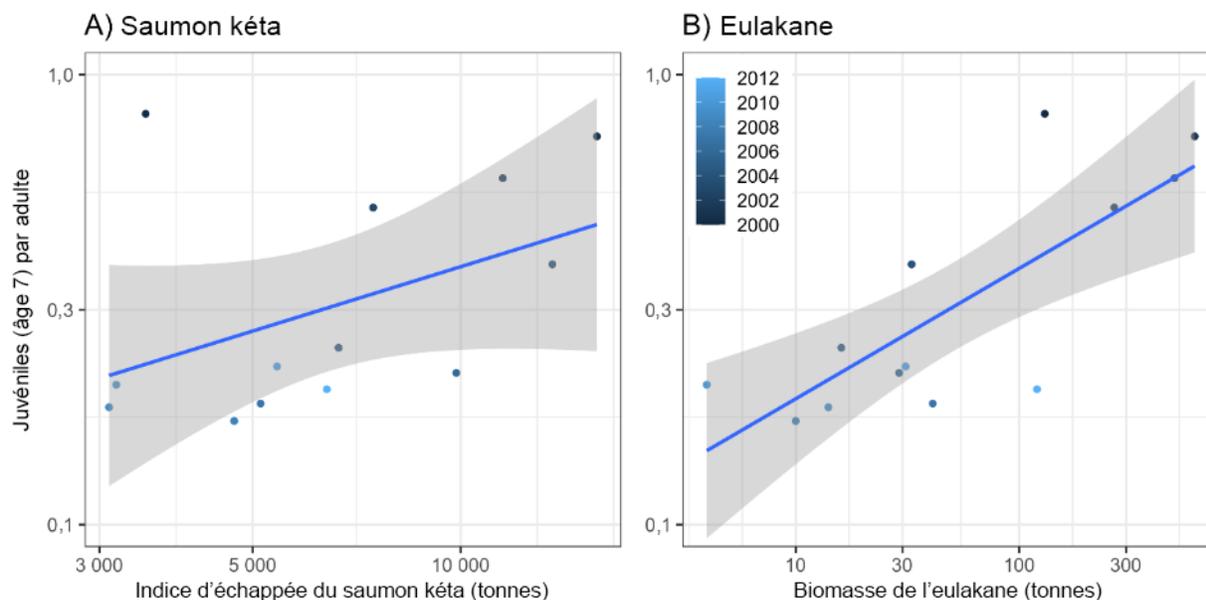


Figure 9. Estimations du ratio de juvéniles (âge 7) par adulte, en fonction de l'échappée de saumons kétas et d'eulakanes dans le bas Fraser de 2000 à 2012. La ligne continue indique un ajustement par régression linéaire simple, et la zone ombragée indique la région de confiance à 95 % pour la ligne de régression. Les axes sont affichés sur une échelle logarithmique. Les abondances des adultes et des juvéniles sont fondées sur la Figure 3 et la Figure 4, et l'échappée des saumons kétas et des eulakanes est tirée de la Figure 8.

Les espèces étrangères ou non indigènes envahissantes ont été désignées comme des menaces potentielles, parce qu'il existe dans le bas Fraser des espèces non indigènes qui pourraient s'attaquer aux esturgeons juvéniles (par exemple, l'achigan). Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant inconnu (5) en raison du manque de connaissances antérieures, d'ouvrages ou de données permettant de guider l'évaluation de la gravité de cette menace sur la population d'esturgeons blancs du bas Fraser.

L'introduction d'agents pathogènes et de virus a été désignée comme une menace potentielle; cependant, nous ne disposons d'aucune donnée probante directe de la présence d'agents pathogènes ou de virus dans la population d'esturgeons blancs du bas Fraser. Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant inconnu (5) en raison du manque de connaissances antérieures, d'ouvrages ou de données permettant de guider l'évaluation de la gravité de cette menace sur la population d'esturgeons blancs du bas Fraser.

L'introduction de matériel génétique a été désignée comme une menace potentielle, parce que les esturgeons juvéniles relâchés par le programme de l'écloserie de la Nechako se sont déversés en aval dans le fleuve Fraser jusqu'au lac Williams (Colin Schwindt, FLNRORD, comm. pers.), et il est probable que certains de ces poissons se retrouveront dans le bas Fraser dans le futur. Une fois qu'ils auront atteint l'âge de frayer, leur matériel génétique pourrait être introduit dans la population d'esturgeons du bas Fraser. Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant faible (5) parce que le niveau des répercussions a été évalué comme étant faible (<10 % de la population touchée et il est peu probable que cette menace mette en danger la survie ou le rétablissement de la population); la certitude causale a été évaluée comme étant très faible parce qu'il n'y a aucune donnée probante que cette menace a contribué aux déclinés récents. On craint néanmoins qu'il s'agisse d'une menace potentielle future pour la population.

La pollution provenant de diverses sources a été désignée comme une menace potentielle, car on sait que la pollution associée aux eaux usées domestiques, aux eaux résiduaires urbaines, aux effluents industriels et militaires et aux effluents agricoles et sylvicoles pénètre dans le bas Fraser depuis de nombreuses années. Le niveau de risque de la menace a été jugé comme étant inconnu (4) en raison du manque de connaissances antérieures, d'ouvrages ou de données permettant de guider l'évaluation de la gravité de cette menace sur la population d'esturgeons blancs du bas Fraser; la certitude causale a été évaluée comme étant faible. Bien que la pollution puisse influencer sur le rétablissement de l'esturgeon, nous n'avons pas connaissance de changements récents dans les niveaux de pollution qui pourraient avoir contribué au récent déclin de la population d'esturgeons.

La formation de l'**entrave de Hells Gate** a été désignée comme un événement historique ayant restreint le mouvement en amont de l'esturgeon. Le niveau de risque de la menace a été jugé faible (5). Le niveau de répercussion a été jugé faible (<10 % de la population touchée). La certitude causale a été jugée très faible parce qu'il n'y a pas eu de changements importants à Hells Gate depuis la construction des passes à poissons dans les années 1940. Il est donc peu probable que cet obstacle ait contribué au récent déclin. Bien que l'important glissement de terrain survenu récemment à Big Bar ait eu une incidence considérable sur les migrations de saumons à cet endroit, il n'a pas eu d'effet direct sur la population d'esturgeons du bas Fraser.

Le changement climatique et les phénomènes météorologiques violents ont été désignés comme des menaces potentielles, parce que les sécheresses pourraient réduire l'accès des esturgeons à l'habitat hors chenal, et des températures de l'eau plus élevées pourraient faire augmenter leur taux métabolique et donc les besoins alimentaires des esturgeons résidant dans le bas Fraser, tout en exacerbant les effets de la pêche à la ligne, des contacts avec les filets et des manipulations (p. ex. McLean *et al.* 2016). Jusqu'à présent, les sécheresses n'ont pas été un facteur important pour l'écosystème du bas Fraser en raison de la taille du bassin versant. Bien que les températures de l'eau aient augmenté au cours des dernières années, elles se situent rarement dans la fourchette où elles pourraient représenter un facteur important pour la survie des esturgeons (c'est-à-dire > 25 °C, Secor et Gunderson 1998), et les esturgeons résident généralement dans les eaux plus profondes et plus fraîches. Pour ces raisons, le risque actuel associé au changement climatique et aux phénomènes météorologiques violents a été évalué comme étant faible (5) et faible (4), respectivement, mais ces menaces devraient devenir plus importantes à l'avenir.

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

Dans le tableau 2, nous avons répertorié les principales menaces et les types d'activités qui ont influé sur l'habitat de l'esturgeon dans le passé ou qui pourraient influencer sur l'habitat de l'esturgeon dans le futur. La présente section fournit un résumé du lien entre ces menaces/activités et les propriétés de l'habitat dont l'esturgeon blanc a besoin pour mener à bien chaque étape de sa vie.

Les propriétés les plus importantes de l'habitat des esturgeons juvéniles comprennent la disponibilité de la nourriture pour leur croissance et la disponibilité de refuges pour se protéger des prédateurs. Les activités qui ont eu un effet direct sur ces propriétés importantes pour l'habitat des larves et des esturgeons juvéniles sont les suivantes : 1) l'extraction de gravier dans des zones proches des frayères des esturgeons, où les larves d'esturgeons peuvent se

cache des prédateurs et se nourrir dans les espaces interstitiels entre le gravier et les roches du lit du fleuve; 2) les pêches commerciales et les pêches au filet maillant à des fins ASR qui ont entraîné une prise accessoire importante d'esturgeons juvéniles par les pêches ciblant le saumon; 3) les vannes de marée et de crue qui ont empêché les esturgeons juvéniles d'accéder à des habitats productifs hors chenal pour se nourrir et éviter les prédateurs; 4) les modifications de la ligne de côte qui ont transformé les rives naturelles en berges et digues artificielles moins productives; et 5) la réduction de la disponibilité de la nourriture attribuable à l'élimination directe d'importantes espèces proie par les pêches et à la réduction de la quantité de nutriments déposés dans les aires de croissance des juvéniles.

Des données sur l'étendue et le calendrier des extractions de gravier à proximité des zones connues de fraie et de croissance de l'esturgeon et sur la réduction de la disponibilité des principales espèces proie (par exemple, l'eulakane et le saumon kéta) ont été présentées sous l'élément 8. Bien qu'il soit toujours difficile de déterminer les conséquences de gestes spécifiques, le moment des récents déclin de l'abondance des esturgeons juvéniles dans le bas Fraser coïncide avec celui des extractions importantes de gravier et des réductions de la disponibilité des proies pour deux importantes espèces proie et sources de nutriments pour l'écosystème du bas Fraser. Les autres activités qui ont probablement eu un certain effet sur la croissance et la survie des esturgeons juvéniles n'ont pas changé de manière substantielle au cours de la période où l'abondance des juvéniles a diminué.

Pour tous les stades biologiques associés à la croissance et à la survie de l'esturgeon, les propriétés importantes de l'habitat sont une offre de nourriture abondante, un minimum de perturbations pendant l'alimentation, et peu de rencontres avec des pêcheurs. Les activités répertoriées au Tableau 2 et qui ont eu un effet direct sur ces importantes propriétés de l'habitat incluent les activités suivantes : 1) les pêches commerciales et les pêches à des fins ASR au filet maillant qui ont entraîné des prises accessoires importantes d'esturgeons subadultes; 2) les pêches récréatives qui peuvent capturer un grand nombre d'esturgeons subadultes et adultes, certains individus étant capturés plusieurs fois au cours d'une même année; 3) le bruit des bateaux et les collisions avec les bateaux qui peuvent perturber ou tuer des esturgeons adultes; 4) des réductions de la disponibilité de la nourriture en raison du prélèvement direct d'espèces proie clés par les pêches, et la réduction de la quantité de nutriments déposés dans les aires d'alimentation.

Des données sur l'ampleur des prises accessoires d'esturgeons dans les pêches à des fins ASR, le nombre d'esturgeons capturés et relâchés dans les pêches récréatives et les réductions de la disponibilité des principales espèces proie ont été présentées sous l'élément 8. Bien qu'il y ait eu des déclin récents chez les esturgeons subadultes, ceux-ci sont le résultat de déclin antérieurs des esturgeons juvéniles (moins de petits poissons atteignent l'âge subadulte) et ne sont donc probablement pas le résultat direct de changements dans l'habitat ou d'effets liés à la pêche. Nos meilleures estimations de l'abondance de l'esturgeon adulte indiquent que cette composante de la population a augmenté de façon régulière au cours des 20 dernières années, en raison de l'abondance plus élevée des esturgeons juvéniles dans les années 1990 et au début des années 2000 (Challenger *et al.* 2020).

Les facteurs naturels qui pourraient limiter la survie et le rétablissement de l'esturgeon blanc du bas Fraser comprennent : le déclin de l'abondance des principales espèces proies et des sources de nutriments pour l'écosystème du bas Fraser (p. ex. le saumon et l'eulakane); l'augmentation des espèces qui s'attaquent à l'esturgeon (p. ex. phoques, oiseaux et autres espèces de poissons); l'envasement des frayères des esturgeons; la réduction des apports en gravier dans les frayères des esturgeons situées dans le banc de gravier; et les changements naturels de la température de l'eau, du débit du fleuve et du courant dans les frayères, les aires de croissance et les zones d'hivernage. Les données disponibles sur la biomasse du saumon

kéta et de l'eulakane entrant dans le bas Fraser entre 2000 et 2012 indiquent une relation positive entre la biomasse de ces deux espèces et l'abondance des esturgeons juvéniles (âge 7) sept ans plus tard (voir la Figure 9). D'autres espèces de saumon (par exemple, le saumon rouge et le saumon rose) sont également susceptibles de constituer une source importante de nourriture et de nutriments pour les différents stades biologiques de l'esturgeon blanc.

4.3. ÉLÉMENT 11 : DÉCRIRE LES EFFETS ÉCOLOGIQUES POTENTIELS DES MENACES ÉVALUÉES DANS L'ÉLÉMENT 8 SUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES. ÉNUMÉRER LES AVANTAGES ET LES INCONVÉNIENTS POTENTIELS POUR L'ESPÈCE CIBLÉE ET LES ESPÈCES COEXISTANTES SI LES MENACES SONT ATTÉNUÉES. ÉNUMÉRER LES EFFORTS ACTUELS DE SURVEILLANCE DE L'ESPÈCE CIBLÉE ET DES ESPÈCES COEXISTANTES EN RAPPORT AVEC CHAQUE MENACE ET RELEVER TOUTES LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Les effets écologiques potentiels des menaces du Tableau 2 sont décrits sous l'élément 8. L'atténuation de ces menaces pourrait profiter à l'esturgeon et aux autres espèces coexistantes. Par exemple, la protection des frayères de l'esturgeon contre l'extraction de gravier pourrait être bénéfique pour l'esturgeon (comme il est décrit à l'élément 8), mais aussi pour le saumon kéta et le saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*) qui fraient également dans ces zones. La transition vers des méthodes de pêche plus sélectives (p. ex. pièges et filets rotatifs) pourrait avoir des avantages importants pour l'esturgeon, mais aussi pour d'autres espèces non ciblées couramment capturées dans les pêches au filet maillant du bas Fraser, notamment : la truite arc-en-ciel du cours intérieur du Fraser en voie de disparition et plusieurs stocks/espèces de saumons rouges (p. ex. saumon coho du cours intérieur du Fraser, saumon quinnat du printemps et de l'été, saumon sockeye précoce de la Stuart) La réduction de la pression de la pêche sur les espèces proie importantes (par exemple le saumon rouge et l'eulakane) aiderait indirectement l'esturgeon blanc, mais contribuerait aussi directement à la reconstitution des stocks de saumons rouges du bas Fraser et du stock d'eulakanes du Fraser, actuellement en voie de disparition. La réduction de la quantité de polluants entrant dans le bas Fraser profiterait aux esturgeons ainsi qu'aux saumons juvéniles et aux autres espèces qui se reproduisent dans le bas Fraser. Des fermetures spatio-temporelles de la pêche récréative ont été mises en place pour protéger les esturgeons du stress lié à la pêche pendant la période de fraie.

Il y a plusieurs efforts de surveillance existants pour l'esturgeon du bas Fraser qui sont associés aux menaces répertoriées. L'état et les tendances de la population d'esturgeons du bas Fraser sont actuellement surveillés dans le cadre d'un programme de marquage-recapture à l'aide d'étiquettes à transpondeur intégré passif mené par la FRSCS depuis 1999 (Nelson *et al.* 2020, Challenger *et al.* 2020). Les montaisons de saumons et d'eulakanes dans le bas Fraser sont surveillées par le MPO et les Premières Nations du bas Fraser. Des programmes de surveillance des prises pour les pêches commerciales et les pêches à des fins ASR sont menés par le MPO et les Premières Nations du bas Fraser, mais les estimations des prises accessoires d'esturgeons et d'autres espèces non ciblées doivent être améliorées. D'autres levés sur place sont nécessaires pour observer les taux de prises accessoires d'esturgeons et interroger les pêcheurs à des fins alimentaires, sociales et rituelles pendant les périodes de pêche active. Les estimations du nombre d'esturgeons capturés par les pêcheurs à la ligne ont été dérivées des rapports des guides et des données des questionnaires obtenues par le FLNRORD, mais les personnes connaissant bien ces données ont relevé de sérieux doutes concernant les biais dans ces estimations (Robichaud 2018a, b). Des enquêtes par interrogation du pêcheur, y compris des entretiens avec les pêcheurs à la ligne sur les sites de

débarquement pour déterminer les taux de capture/pêcheurs à la ligne et les schémas d'activité de pêche, ainsi que des enquêtes sur l'eau ou aériennes pour obtenir le nombre de bateaux et de pêcheurs, seront nécessaires pour obtenir des estimations plus fiables des prises d'esturgeons et de l'effort des pêcheurs à la ligne récréatifs.

Les principales lacunes dans les connaissances relatives aux menaces pesant sur l'esturgeon portent sur les sujets suivants : 1) l'identification des habitats de croissance importants pour les esturgeons juvéniles dans le bas Fraser; 2) les facteurs clés qui influent sur le nombre d'esturgeons juvéniles dans le bas Fraser; 3) des estimations fiables des prises accessoires d'esturgeons dans les pêches au filet maillant du bas Fraser; et 4) des estimations fiables du nombre d'esturgeons capturés et remis à l'eau par les pêcheurs à la ligne du bas Fraser.

5. OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

5.1. ÉLÉMENT 12 : PROPOSER DES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT CONCERNANT L'ABONDANCE ET L'AIRE DE RÉPARTITION

Le programme de rétablissement national de l'esturgeon blanc (MPO 2014a) adopte la définition d'une population « viable » donnée par McElhany *et al.* (2000), à savoir une population pour laquelle « les menaces liées à la variation démographique (aléatoire ou directionnelle), à la variance environnementale locale, aux variations de la diversité génétique (aléatoires ou directionnelles) ne posent qu'un risque de disparition négligeable sur une période de 100 ans ». Alors que la viabilité a été définie sur une échelle de temps de 100 ans, les objectifs mesurables pour la population et les cibles de répartition doivent être atteints dans un délai de 50 ans. Ainsi, aux fins de l'exercice de modélisation (voir l'ÉLÉMENT 13 :), la population a été projetée sur un horizon de 50 ans. Cet échéancier plus court a un effet important sur nos résultats. Dans de nombreux cas, les scénarios de rétablissement ont entraîné une augmentation de l'abondance au fil du temps. Toutefois, en raison de l'échéancier de 50 ans, dans certains cas, la population en augmentation était en voie d'atteindre les niveaux cibles (seuils), et l'aurait fait si un échéancier plus long avait été retenu.

5.1.1. Abondance

Lorsqu'il s'agit de définir les objectifs d'abondance, le programme de rétablissement national adopte une règle empirique de 10 000 individus matures pour assurer la persistance à moyen et à long termes. C'est pourquoi nous avons utilisé une abondance de 10 000 individus matures comme seuil de survie dans l'évaluation du potentiel de rétablissement (Tableau 4). En plus du seuil de survie, trois seuils de rétablissement candidats ont également été envisagés, avec des seuils d'abondance basés sur les abondances atteintes dans un passé récent. Deux de ces seuils d'abondance ont été suggérés auparavant (par exemple, Challenger *et al.* 2017).

Le premier seuil de rétablissement candidat était pour 20 000 adultes (Tableau 4). Les tendances actuelles de l'abondance estimée de l'esturgeon blanc du bas Fraser indiquent que la population mature (c.-à-d. d'une longueur à la fourche de 160 à 279 cm) a récemment atteint 20 000 individus, l'abondance devant culminer au cours des cinq prochaines années (Challenger *et al.* 2020). Choisir un seuil pour les adultes qui est sensiblement inférieur aux niveaux actuels, étant donné que la population globale est en déclin depuis 15 ans, peut sembler contre-productif. Actuellement, le taux de recrutement des juvéniles est trop faible pour maintenir la population adulte au fil du temps, et s'il se poursuit à l'avenir à son rythme actuel, l'abondance des adultes devrait commencer à décliner, passant sous la barre des 20 000 individus d'ici 2030, pour continuer à décliner au cours des 50 prochaines années (Challenger *et al.* 2020). Compte tenu de l'ensemble de ces facteurs, un seuil de

20 000 individus (plutôt que la règle empirique de 10 000 individus) a été jugé comme un seuil de rétablissement de l'abondance candidat plus approprié pour la population et l'analyse. Cela dit, la capacité de la population à maintenir une population adulte au-dessus d'un seuil de survie plus faible de 10 000 individus a également été prise en compte en plus du seuil de rétablissement candidat proposé.

Un second seuil de rétablissement candidat pour l'abondance « totale » (individus d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm) a été fixé à 60 000 individus (Tableau 4). En plus des préoccupations concernant le segment adulte de la population, on note aussi des préoccupations concernant le reste des classes d'âge, et donc la population totale en tant que collectivité. Le faible recrutement au stade juvénile a été désigné comme une source principale de préoccupation pour la viabilité à long terme de la population (par exemple, Nelson *et al.* 2020, Challenger *et al.* 2020). Sans un recrutement suffisant dans les classes d'âge plus jeunes, les classes d'âge plus âgées devraient subir des réductions, mais à un rythme relativement lent étant donné la longévité de l'espèce. On estime que l'abondance totale de l'esturgeon d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm a atteint un sommet au milieu des années 2000, avec une abondance d'environ 60 000 individus (Challenger *et al.* 2020). Étant donné que ce pic s'est produit dans un passé récent (c.-à-d. que l'habitat du bas Fraser a récemment soutenu ce niveau d'abondance), une abondance totale de 60 000 individus d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm a été retenue comme deuxième seuil de rétablissement candidat.

Outre les seuils d'abondance fixés, le troisième seuil de rétablissement candidat a été défini par les tendances en matière d'abondance. Plus précisément, une tendance linéaire positive dans l'abondance des juvéniles (c.-à-d. d'une longueur à la fourche de 60 à 99 cm) a été envisagée pour les seuils de rétablissement candidats supplémentaires.

Tableau 4. Seuil de survie et seuils de rétablissement candidats pour l'esturgeon blanc du bas Fraser.

Nom	Type	Abondance	Catégories d'âge/de taille	Description
Seuil de survie des adultes	Seuil de survie	10 000	Âges 22 à 55 (longueur à la fourche de 160 à 279 cm)	Seuil d'abondance des adultes matures suggéré pour une persistance à moyen et long termes.
Seuil de rétablissement des adultes	Seuil de rétablissement candidat	20 000	Âges 22 à 55 (longueur à la fourche de 160 à 279 cm)	Ce groupe démographique représente les esturgeons matures. Bien que le seuil d'abondance des adultes soit actuellement atteint, nous prévoyons que les effectifs tomberont en dessous de ce niveau d'ici la fin de la décennie (c'est-à-dire en 2030; Challenger <i>et al.</i> 2020).
Seuil de rétablissement total	Seuil de rétablissement candidat	60 000	Âges 7 à 55 (longueur à la fourche de 60 à 279 cm)	Ce groupe démographique comprend les juvéniles, les subadultes et les adultes. On estime que le seuil proposé a été atteint dans un passé récent (c.-à-d. en 2005; Challenger <i>et al.</i> 2020), et on croit donc qu'il reflète des abondances qui sont atteignables

Nom	Type	Abondance	Catégories d'âge/de taille	Description
				dans les conditions environnementales actuelles.
Seuil de tendance des juvéniles	Seuil de rétablissement candidat	Tendance positive sur la période de 50 ans	Âges 7 à 12 (longueur à la fourche de 60 à 99 cm)	Des augmentations de l'abondance des juvéniles sont nécessaires pour reconstituer la population; par conséquent, une augmentation linéaire positive de l'abondance des juvéniles (âges 7 à 12) sur la période de 50 ans a été proposée pour le seuil de tendance des juvéniles.

5.1.2. Répartition

La répartition de l'UD de l'esturgeon blanc du bas Fraser est décrite dans l'ÉLÉMENT 1, tandis que les tendances de la distribution sont décrites dans l'ÉLÉMENT 2. L'objectif de répartition pour la présente évaluation du potentiel de rétablissement est de maintenir la répartition actuelle. Aux fins de nos exercices de modélisation (voir l'ÉLÉMENT 13 :et les éléments suivants), nous n'avons pas tenu compte des changements dans la répartition pour déterminer les trajectoires de population. Cela s'explique par le fait que la limite en amont de l'esturgeon blanc dans le bas Fraser se situe à Hells Gate, et que les déplacements dans l'UD du bas Fraser ne sont actuellement pas restreints et ne devraient pas l'être dans un proche avenir.

5.2. ÉLÉMENT 13 : PROJETER LES TRAJECTOIRES ATTENDUES DES POPULATIONS SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE (MINIMUM DE 10 ANS) SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE ET DES TRAJECTOIRES AU FIL DU TEMPS JUSQU'À L'ATTEINTE DES OBJECTIFS DE RÉTABLISSMENT POTENTIELS, EN FONCTION DES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DE LA POPULATION

Les trajectoires attendues des populations ont été déterminées en projetant en avant les échantillons postérieurs tirés de Challenger *et al.* (2020). Chaque échantillon postérieur contient une proposition unique d'abondances selon l'âge et de mortalités selon l'âge, qui ont ensuite été projetées en avant afin de dériver une distribution prédictive postérieure des abondances jusqu'à l'année 2070. Actuellement, le modèle ISAMR n'utilise pas de relation géniteurs-recrues, mais estime directement le recrutement (Challenger *et al.* 2017). Par conséquent, le taux de recrutement de base des juvéniles utilisé dans les projections prospectives suppose que le recrutement futur à l'âge 7 reste similaire au recrutement des 10 dernières années (c'est-à-dire de 2009 à 2019; Figure 4).

Le simple rééchantillonnage de l'échantillon postérieur des abondances à l'âge 7 entraînerait une sous-représentation de l'incertitude du recrutement futur, car il suppose que l'abondance moyenne future à l'âge 7 sera similaire aux niveaux actuels (c'est-à-dire la moyenne des abondances à l'âge 7 postérieures à la période 2009-2019). Ainsi, un échantillon postérieur des abondances à l'âge 7 a été utilisé comme guide pour le recrutement potentiel futur dans les projections prospectives (moyenne : 2 333, écart-type : 595). Les valeurs pondérées par les probabilités de l'échantillon postérieur à l'âge 7 ont été utilisées pour attribuer une valeur moyenne unique de recrutement à l'âge 7 à chacune des projections postérieures. La variation annuelle du recrutement futur a été basée sur la variabilité annuelle du recrutement annuel moyen à l'âge 7 au cours des 10 dernières années (c'est-à-dire une estimation de l'erreur de

processus; écart-type : 556). Cette procédure est la même que celle utilisée dans le scénario de recrutement 1x de Challenger *et al.* (2020), ce qui donne lieu à une répartition prédictive postérieure des abondances selon l'âge jusqu'à l'année 2070 (Figure 10).

Dans l'ensemble, si le recrutement jusqu'à l'âge 7 persiste à des niveaux similaires à ceux des 10 dernières années (c.-à-d. de 2009 à 2019), la catégorie démographique des juvéniles (c.-à-d. d'une longueur à la fourche de 60 à 99 cm) demeurera à des abondances se situant dans la partie inférieure des valeurs estimées à partir des deux décennies précédentes (Figure 10a). On prévoit que ce niveau inférieur de recrutement des juvéniles entraînera un déclin continu de la population totale (c.-à-d. d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm; Figure 10b, schéma du haut) et un déclin éventuel des adultes (c.-à-d. d'une longueur à la fourche de 160 à 279 cm; Figure 10b, schéma du bas). D'ici 2070, on pense que les deux groupes n'atteindront pas leurs seuils de rétablissement respectifs (voir le Tableau 4), mais l'abondance des adultes devrait également se situer en moyenne juste en dessous du seuil de survie (moyenne : 9 072, écart-type : 2 507). Bien que l'on prévoit que les adultes dépasseront le seuil de rétablissement des adultes jusqu'en 2030 environ, on pense que la population tombera ensuite sous le seuil de rétablissement en raison de la structure actuelle estimée de la population, qui n'est pas suffisamment reconstituée par les jeunes. Les longues durées de maturation des esturgeons (voir l'ÉLÉMENT 1) indiquent que les changements dans le recrutement peuvent prendre plus de 20 ans avant d'avoir une incidence sur la catégorie démographique des adultes (c'est-à-dire 2040 et au-delà). Ces prévisions indiquent que dans les conditions actuelles, il est très peu probable que les seuils de rétablissement soient atteints sans une amélioration naturelle du recrutement des juvéniles ou une intervention des autorités. Des scénarios futurs prenant en compte ces possibilités sont explorés plus en détail à l'ÉLÉMENT 20 .

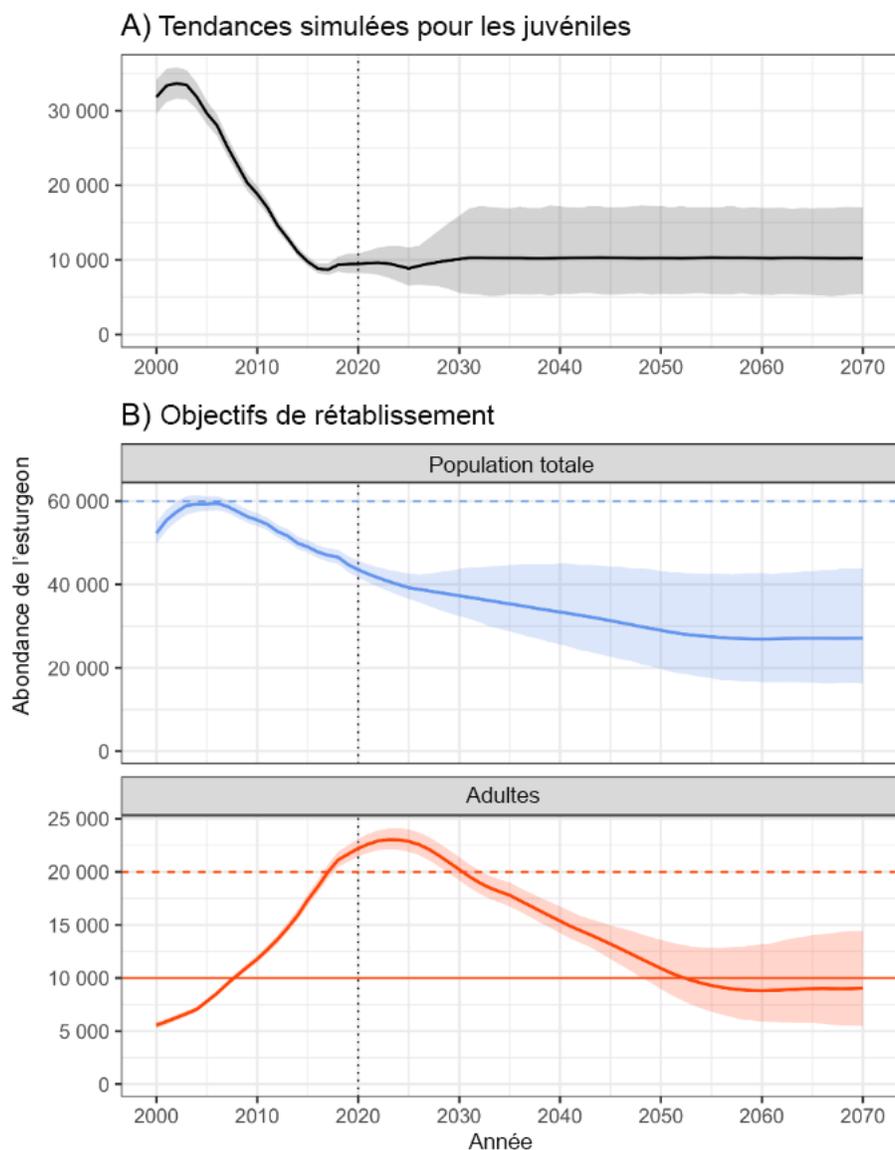


Figure 10. Tendances simulées de l'abondance de l'esturgeon blanc dans les conditions actuelles. A) tendances simulées de l'abondance des juvéniles (longueur à la fourche de 60 à 99 cm). B) prévisions de l'abondance des adultes (longueur à la fourche de 160 à 279 cm) et de la population totale (longueur à la fourche de 60 à 279 cm). Les lignes en pointillés verticales indiquent le début de la projection démographique. Les lignes tiretées horizontales du schéma B indiquent les seuils de rétablissement candidats pour la population totale (bleu) et les adultes (orange). La ligne horizontale continue (orange) du schéma B indique le seuil de survie des adultes. La zone ombragée de la figure (A) indiquent les percentiles à 95 % dans les tendances simulées pour les juvéniles. La zone ombragée de la figure (B) indique l'intervalle de crédibilité à 95 % de la répartition prédictive postérieure selon le scénario de recrutement supposé.

5.3. ÉLÉMENT 14 : PRÉSENTER UN AVIS SUR LA MESURE DANS LAQUELLE L'OFFRE D'HABITAT APPROPRIÉ RÉPOND AUX BESOINS DE L'ESPÈCE, TANT ACTUELLEMENT QUE LORSQUE LES OBJECTIFS DE

RÉTABLISSEMENT DE L'ESPÈCE PROPOSÉS DANS L'ÉLÉMENT 12 SONT ATTEINTS

La plupart des habitats physiques censés être importants pour l'esturgeon blanc n'ont pas été modifiés de manière substantielle depuis que les niveaux d'abondance se sont rapprochés du seuil de rétablissement total de 60 000 esturgeons d'âges 7 à 55 observé en 2005 (voir l'Élément 2). Par conséquent, l'offre d'habitats appropriés devrait être en mesure de soutenir l'espèce à la fois au niveau actuel et au seuil de rétablissement candidat proposé. Toutefois, bon nombre de ces habitats importants sont menacés par des projets de développement et des activités sur le fleuve qui pourraient être préjudiciables pour l'esturgeon. L'extraction de gravier dans le fleuve a été autorisée à proximité de quatre des 14 frayères confirmées de l'esturgeon blanc (c'est-à-dire à Mountain Bar, à Hamilton Bar, dans le chenal latéral Herring et dans la région de l'île Seabird) entre 2000 et 2015 (voir l'élément 8). L'impact de ces extractions sur la fraie des esturgeons est inconnu. Le moratoire actuel sur l'extraction de gravier dans le fleuve et les efforts visant à réduire l'activité de pêche dans les frayères connues pendant la saison de fraie contribueront à maintenir l'intégrité de l'habitat de fraie.

Les fortes abondances observées sur quelques sites (rivière Pitt, chenal latéral de la Matsqui et remous Hatzic) pendant les mois d'hiver ont rendu l'esturgeon facilement capturable à ces endroits, et indiquent qu'il s'agit de sites d'hivernage importants pour l'esturgeon blanc du bas Fraser (English et Robichaud 2019, Robichaud et Johnson 2020), et qu'il faut veiller à éviter les impacts des futurs projets de développement. Les projets de développements près du chenal latéral de la Matsqui et du remous Hatzic pourraient avoir une incidence sur ces importantes aires d'hivernage.

On peut facilement trouver des esturgeons juvéniles en grand nombre dans les aires d'hivernage, mais ils ne sont pas aussi abondants dans ces aires pendant les mois du printemps et de l'été. Nous soupçonnons que ces esturgeons juvéniles, ainsi qu'un grand nombre de grands esturgeons, se dispersent vers d'autres parties du fleuve pour se nourrir (et qu'une partie des esturgeons matures migrent vers les frayères au printemps). L'habitat d'alimentation et de croissance des esturgeons juvéniles a probablement été touché par les digues et leur exclusion des chenaux latéraux, mais la plupart de ces impacts se sont produits bien avant le récent pic d'abondance observé en 2005. Cependant, la quantité de nourriture disponible dans les habitats importants pour les esturgeons juvéniles a probablement été touchée par le déclin dans l'abondance des montaisons de saumons et d'eulakanes dans le bas Fraser (voir la Figure 8). Il faudrait potentiellement rétablir la base de proies pour répondre aux besoins de l'espèce, tant à l'heure actuelle que lorsqu'elle aura atteint l'objectif de rétablissement proposé.

5.4. ÉLÉMENT 15 : ÉVALUER LA PROBABILITÉ QUE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT POTENTIELS PUISSENT ÊTRE ATTEINTS SELON LES PARAMÈTRES ACTUELS DE LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS ET COMMENT CETTE PROBABILITÉ POURRAIT VARIER SELON DIFFÉRENTS PARAMÈTRES DE MORTALITÉ (EN PARTICULIER SELON DES VALEURS PLUS FAIBLES) ET DE PRODUCTIVITÉ (EN PARTICULIER SELON DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES)

Les projections de population en vertu de scénarios de recrutement naturel plus élevé et moins élevé ont été étudiées dans le cadre d'un ensemble plus large d'hypothèses à l'élément 20.

6. SCÉNARIOS D'ATTÉNUATION DES MENACES ET ACTIVITÉS DE RECHANGE

6.1. ÉLÉMENT 16 : DRESSER UNE LISTE DES MESURES D'ATTÉNUATION RÉALISABLES ET DES ACTIVITÉS DE RECHANGE RAISONNABLES AUX ACTIVITÉS QUI POSENT DES MENACES POUR L'ESPÈCE ET SON HABITAT (ÉNUMÉRÉES DANS LES ÉLÉMENTS 8 ET 10)

Le Tableau 5 présente un inventaire initial des interventions potentielles, y compris les mesures d'atténuation réalisables et les activités de rechange raisonnables aux activités potentiellement menaçantes énumérées au Tableau 2. La justification de la plupart des mesures d'atténuation proposées et des activités de rechange raisonnables devrait être évidente. Par exemple, l'extraction de gravier en rivière à proximité de frayères d'esturgeons connues et potentielles a été désignée comme une menace. Le maintien du moratoire actuel sur l'extraction de gravier dans le bas Fraser est donc une intervention logique pour éliminer cette menace. La justification de certaines des autres activités de rechange raisonnables suggérées, comme celles proposées pour les diverses pêches qui ont un contact avec l'esturgeon blanc du bas Fraser, peut ne pas être évidente. Nous avons déterminé trois niveaux d'intervention de rechange qui pourraient être mis en œuvre pour réduire l'incidence de chaque type de pêche. Les interventions de niveau 1 représentent un changement relativement faible par rapport aux exigences actuelles pour chaque pêche, tandis que les interventions de niveau 2 et 3 nécessiteraient des changements plus importants dans les règlements relatifs à ces pêches. Les avantages relatifs associés à chaque niveau d'intervention sont inconnus, mais il est raisonnable de supposer que les interventions de niveau 3 devraient procurer des avantages plus importants que les interventions de niveau 2 ou de niveau 1. Des détails supplémentaires sur les interventions potentielles et les avantages relatifs associés à ces interventions sont donnés ci-dessous.

6.2. ÉLÉMENT 17 : DRESSER L'INVENTAIRE DES ACTIVITÉS SUSCEPTIBLES D'ACCROÎTRE LES VALEURS DES PARAMÈTRES DE SURVIE OU DE PRODUCTIVITÉ (DÉFINIS DANS LES ÉLÉMENTS 3 ET 15)

Plusieurs des activités de rechange raisonnables aux activités actuelles liées aux pêches récréatives, commerciales et des Premières Nations devraient avoir une influence positive sur la productivité ou la survie de l'esturgeon. L'amélioration de l'accès de l'esturgeon à un habitat productif hors chenal grâce au remplacement des anciennes vannes de marée par des vannes sans danger pour les poissons pourrait accroître la productivité et la survie des esturgeons juvéniles et subadultes. La réduction de la pression de la pêche sur les espèces proie importantes et les sources de nutriments pour l'écosystème du bas Fraser devrait augmenter la survie de l'esturgeon blanc du bas Fraser.

6.3. ÉLÉMENT 18 : PRÉSENTER UN AVIS SUR LA FAISABILITÉ DE RESTAURER L'HABITAT SELON DES VALEURS PLUS ÉLEVÉES SI L'HABITAT DISPONIBLE ACTUELLEMENT EST INSUFFISANT POUR ATTEINDRE LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT (VOIR L'ÉLÉMENT 14). L'AVIS DOIT ÊTRE PRÉSENTÉ DANS LE CONTEXTE DE TOUTES LES OPTIONS POSSIBLES POUR ATTEINDRE LES OBJECTIFS CONCERNANT L'ABONDANCE ET L'AIRE DE RÉPARTITION.

Comme il est indiqué à l'ÉLÉMENT 14, l'habitat physique actuellement disponible pour l'esturgeon devrait être suffisant pour atteindre les seuils de rétablissement candidats proposés. Cependant, il existe probablement de nombreux sites le long du bas Fraser où des

améliorations de l'habitat seraient bénéfiques pour les esturgeons ou leurs espèces proie. La première étape de tout effort de restauration ou d'amélioration des habitats consisterait à identifier les sites où la restauration est nécessaire et aurait un avantage significatif pour l'esturgeon. La FRSCS a proposé de collaborer avec les Premières Nations du bas Fraser et les organismes gouvernementaux provinciaux et fédéraux afin de dresser une liste prioritaire des lieux/habitats où une restauration devrait être envisagée, et d'estimer les coûts et les avantages associés à toute activité de restauration proposée. Étant donné que les récents déclin de l'abondance et des taux de croissance des esturgeons blancs juvéniles se sont produits au cours d'une période où la biomasse du saumon et de l'eulakane a également diminué dans le bas Fraser, la réduction de la pêche de ces espèces proies pourrait contribuer au rétablissement de leurs populations tout en offrant des avantages substantiels aux esturgeons. L'eulakane du Fraser a également été désigné comme une espèce en voie de disparition nécessitant un plan de rétablissement. La capacité des gestionnaires à rétablir l'eulakane du Fraser dépendra de la volonté de réduire les prises accessoires d'eulakane dans les pêches côtières au chalut et de la protection de l'habitat de fraie et d'alevinage de l'eulakane dans le bas Fraser.

Tableau 5. Exemples de mesures d'atténuation réalisables et d'activités de rechange raisonnables aux activités qui représentent une menace, et estimations des avantages relatifs en matière de mortalité des juvéniles et des adultes et de recrutement jusqu'à l'âge 7 pour chaque mesure d'atténuation ou activité de rechange aux activités qui représentent une menace.

Catégories de menaces du COSEPAC	Menace précise	Risque de la menace	Exemples de mesures d'atténuation ou d'activités de rechange raisonnables	Effets anticipés ^{2,3}			
				Réduction de la mortalité			Augmentation du recrutement
				Juvenile, âge < 7	Juvenile, âges 7 à 12	Adulte, âges 22 à 55	
1. Développement résidentiel et commercial							
<i>Menaces discutées ailleurs (p. ex. 7. Modifications des réseaux naturels)</i>							
2. Agriculture et aquaculture							
<i>Menaces discutées ailleurs (p. ex. 9. Pollution)</i>							
3. Production d'énergie et exploitation minière							
3.2 Exploitation de mines et de carrières	Extraction de gravier	Moyen (3)	Maintenir le moratoire sur l'extraction de gravier	0 %	0 %	0 %	0-20 %
4. Corridors de transport et de service							
4.3 Voies de transport par eau	Dragage, collisions avec des bateaux, sillages des bateaux	Faible (4)	Gérer la circulation des bateaux et le dragage afin de réduire au minimum les impacts sur les esturgeons et les espèces proie des esturgeons.	0-1 %	0-1 %	0-1 %	0 %
5. Utilisation des ressources biologiques							
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Pêche récréative	Faible (4)	Niveau 1 : S'assurer que les pêcheurs à la ligne respectent les directives concernant la manipulation; Niveau 2 : Réduire l'effort de pêche; Niveau 3 : Fermeture complète de la pêche récréative	0 %	0 %	0-1 %	0-10 %
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Prises accessoires dans le cadre de la pêche commerciale ¹	Faible (4)	Niveau 1 : S'assurer que les pêcheurs respectent les directives concernant la manipulation; Niveau 2 : Fermetures saisonnières pour réduire les prises accessoires d'esturgeons; Niveau 3 : Autoriser uniquement les méthodes de pêche sélective	0-1 %	0-2 %	0-1 %	0-10 %
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Prises accessoires issues des pêches à des fins alimentaires, sociales et rituelles	Moyen (2)	Niveau 1 : Tous les filets sont surveillés et les esturgeons sont rapidement relâchés; Niveau 2 : Fermetures saisonnières pour réduire les prises accessoires d'esturgeons; Niveau 3 : Autoriser uniquement les méthodes de pêche sélective	2-5 %	2-5 %	1-2 %	20-50 %

Catégories de menaces du COSEPAC	Menace précise	Risque de la menace	Exemples de mesures d'atténuation ou d'activités de rechange raisonnables	Effets anticipés ^{2,3}			
				Réduction de la mortalité			Augmentation du recrutement
				Juvenile, âge < 7	Juvenile, âges 7 à 12	Adulte, âges 22 à 55	
5.4 Pêche et récolte de ressources aquatiques	Pêche illégale	Inconnu (4)	Surveillance accrue et mise en application de la Loi	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
6. Intrusions et perturbations humaines							
6.1 Activités récréatives/navigation de plaisance	Bruit et collisions avec des bateaux	Faible (4)	Niveau 1 : Périodes et zones restreintes pour les moteurs à hélice; Niveau 2 : aucune utilisation de moteurs à hélice	0 %	0 %	0-1 %	0 %
6.3 Travail et autres activités/activités scientifiques	Stress de manipulation lié au marquage	Faible (5)	Réduire la taille de l'échantillon pour les esturgeons adultes	0 %	0 %	0-1 %	0 %
7. Modifications des systèmes naturels							
7.2 Gestion et utilisation de l'eau et exploitation de barrages	Modifications de la ligne de côte, y compris les vannes de marée et de crue)	Moyen (4)	Remplacer les vannes de marées par des vannes favorables aux esturgeons	1-3 %	1-2 %	0 %	10-30 %
7.3 Autres modifications de l'écosystème	Modification des surfaces du bassin hydrographique	Inconnu (5)	Atténuer toute perte d'habitat	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
7.3 Autres modifications de l'écosystème	Disponibilité de la nourriture	Moyen (3)	Réduire les pêches pour les espèces proie, passage de Big Bar Slide	1-3 %	1-2 %	0 %	30-50 %
8. Espèces et gènes envahissants ou autrement problématiques							
8.1 Espèces exotiques (non indigènes) envahissantes	Espèces étrangères ou non indigènes envahissantes	Inconnu (5)	Éliminer toutes les espèces étrangères ou non indigènes envahissantes	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
8.2 Introduction d'agents pathogènes et de virus		Inconnu (5)	Surveiller les agents pathogènes et les virus	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
8.3 Matériel génétique introduit	Programme de l'écloserie de la Nechako	Faible (5)	Réduire les fuites des écloséries et éliminer tous les animaux errants des écloséries.	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
9. Pollution							
9.1 Eaux usées domestiques et urbaines	Ruissellement	Inconnu (4)	Meilleure gestion des eaux usées et des eaux résiduaires	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
9.2 Effluents industriels et militaires	Ruissellement	Inconnu (4)	Meilleur contrôle des effluents	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
9.3 Effluents agricoles et sylvicoles	Ruissellement	Inconnu (4)	Meilleur contrôle des effluents	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.
10. Phénomènes géologiques							
10.3 Avalanches et glissements de terrain	Obstacle de Hells Gate, de Big Bar	Faible (5)	Améliorer le passage des poissons pour les espèces proie des esturgeons	n. e.	n. e.	n. e.	n. e.

Catégories de menaces du COSEPAC	Menace précise	Risque de la menace	Exemples de mesures d'atténuation ou d'activités de rechange raisonnables	Effets anticipés ^{2,3}			
				Réduction de la mortalité			Augmentation du recrutement
				Juvenile, âge < 7	Juvenile, âges 7 à 12	Adulte, âges 22 à 55	
11. Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents							
11.2 Sécheresses	Réduction des chenaux latéraux	Faible (5)	Gérer les débits des chenaux secondaires importants	1-2 %	1-2 %	0 %	10-20 %
11.3 Températures extrêmes	Températures des rivières	Faible (4)	Fermer les pêches pendant les périodes de température élevée	0 %	0 %	0-1 %	0-10 %
Total maximal *				2-7 %	1-5 %	1-2 %	70-200 %

¹ La pêche commerciale comprend : la pêche au filet maillant dans la zone E du MPO, la pêche d'intérêt économique des Premières Nations et la pêche de démonstration.

² Les effets anticipés ont été estimés de manière relative pour certains exemples de mesure d'atténuation ou d'activités; « n. e. » signifie que l'effet potentiel est « non estimé ».

³ Les plages indiquées pour la réduction de la mortalité et l'augmentation du recrutement représentent les trois niveaux de mesures d'atténuation présentées sous l'entête « Utilisation des ressources biologiques ».

* L'effet total serait plus faible pour les interventions de niveau 1 ou 2 liées aux pêches.

6.4. ÉLÉMENT 19 : ESTIMER LA DIMINUTION ATTENDUE DU TAUX DE MORTALITÉ DÉCOULANT DE CHAQUE MESURE D'ATTÉNUATION ET ACTIVITÉ DE RECHANGE ÉNUMÉRÉE DANS L'ÉLÉMENT 16, AINSI QUE L'AUGMENTATION DE LA PRODUCTIVITÉ OU DE LA SURVIE ASSOCIÉE À CHAQUE MESURE DE L'ÉLÉMENT 17

Le Tableau 5 contient des estimations des réductions relatives des taux de mortalité des juvéniles, des réductions des taux de mortalité des adultes, et des augmentations de la productivité (recrutement à l'âge 7) calculées pour chaque mesure de gestion potentielle d'après les avis des experts fondés sur les données disponibles. Nous avons fourni des estimations de la plage des réductions potentielles pour deux catégories d'âge d'esturgeons juvéniles (c'est-à-dire l'âge < 7 et les âges 7 à 12) en réponse aux commentaires reçus sur les premières versions de ce tableau. La catégorie âge < 7 a été ajoutée pour montrer où l'on pourrait s'attendre à certains avantages découlant des mesures qui pourraient réduire les taux de mortalité pour ces âges d'esturgeons juvéniles; cependant, la méthode utilisée pour évaluer ces avantages potentiels utilise l'augmentation du recrutement jusqu'à l'âge 7. Cette façon de faire est nécessaire puisque l'outil analytique utilisé pour évaluer ces avantages est le modèle ISAMR, et l'âge 7 est le premier âge qui peut être évalué de manière fiable en utilisant les données actuellement disponibles. Les détails sur la modélisation des avantages relatifs des changements dans les mesures de gestion ou la productivité naturelle sont donnés plus loin dans le présent document. Les valeurs présentées au Tableau 5 ont pour but de fournir notre avis d'expert sur l'importance relative des activités d'atténuation et des activités de rechange raisonnables qui ont été répertoriées, et sur la portée potentielle de ces avantages pour l'évaluation prospective des tendances de la population d'esturgeons du bas Fraser. Les mesures d'atténuation et activités de rechange raisonnables énumérées au Tableau 5 représentent des exemples d'activités raisonnables potentielles qui devraient profiter à l'esturgeon, mais il ne s'agit pas d'une liste exhaustive d'activités potentielles. Bien que les descriptions de ces activités potentielles soient brèves, la plupart sont explicites, mais certaines nécessitent des explications supplémentaires. Par exemple, le maintien du moratoire actuel sur l'extraction de gravier ne réduira peut-être pas le taux de mortalité actuel des juvéniles ou des adultes, mais autoriser de futures extractions de gravier pourrait avoir des effets négatifs. Cela dit, avec le moratoire, nous pouvons nous attendre à des augmentations annuelles nettes des dépôts de gravier dans le banc de gravier, ce qui pourrait avoir un effet positif sur le recrutement en améliorant la survie des larves d'esturgeon (comme il est indiqué au Tableau 5). Le mécanisme de ces avantages positifs se traduirait par une amélioration de la qualité et de la quantité de frayères pour l'esturgeon et le saumon, à mesure que de nouveaux graviers sont déposés dans le banc de gravier. Les espaces entre les graviers sont importants pour que les larves d'esturgeon puissent échapper aux prédateurs et se nourrir. De nombreuses études ont montré que les dépôts de gravier sont importants pour la fraie des saumons (Crisp et Carling 1989, Kondolf 2000). Toutefois, les avantages découlant de l'augmentation de la productivité et de la disponibilité de la nourriture tirée des saumons reproducteurs pourraient ne pas se concrétiser avant de nombreuses années suivant l'atténuation des dommages antérieurs causés par les extractions de gravier. Les avantages découlant de l'augmentation du nombre de saumons (c'est-à-dire les œufs et les apports en nutriments provenant des carcasses) dépendront également du nombre de saumons adultes qui reviendront dans ces frayères.

Toutes les valeurs incluses dans le Tableau 5 correspondent à nos estimations du changement relatif dans les estimations absolues de la mortalité ou du recrutement. Par exemple : une amélioration de 2 % des taux de mortalité juvénile pour les esturgeons d'âge 7 à 12 réduirait le taux de mortalité annuel estimé pour chaque âge dans cette catégorie (par exemple, taux passant de 16 % à 14 % pour les esturgeons d'âge 7, de 11 % à 9 % pour les esturgeons d'âge

12). Les valeurs accrues du pourcentage de recrutement font référence au recrutement jusqu'à l'âge 7, qui pourrait s'améliorer en raison d'une augmentation de la fécondité des esturgeons ou d'une réduction des taux de mortalité pour les esturgeons d'âge inférieur à 7. Parmi les facteurs susceptibles d'augmenter la fécondité, on peut citer des taux de croissance plus élevés pour les esturgeons adultes (ce qui pourrait conduire à la production d'un plus grand nombre d'œufs ou à une fraie plus fréquente pour chaque femelle), la protection des habitats de fraie des esturgeons, et la réduction des impacts sublétaux sur les esturgeons adultes (par exemple, les effets latents de la manipulation et des captures répétées). Parmi les facteurs susceptibles de réduire le taux de mortalité des esturgeons d'âge inférieur à 7, on peut citer la réduction des prises accessoires dans les pêches au filet, des taux de croissance plus élevés et un accès à des habitats de croissance où les taux de prédation sont faibles.

On s'attend à ce que la gestion du trafic maritime (collisions avec des bateaux) n'ait qu'un faible effet relatif sur le taux de mortalité des esturgeons adultes, car le nombre de grands esturgeons tués par des collisions avec des bateaux dans les voies de navigation devrait être peu élevé. Une meilleure gestion du dragage devrait entraîner certains avantages pour les esturgeons juvéniles (c'est-à-dire une réduction des taux de mortalité annuels).

Pour les pêches, nous avons déterminé trois niveaux de mesures de gestion présentant des bénéfices potentiels de plus en plus importants du niveau 1 au niveau 3. L'extrémité inférieure de la fourchette proposée s'appliquerait aux mesures de niveau 1 et l'extrémité supérieure de la fourchette s'appliquerait aux mesures de niveau 3. Par exemple, la suggestion voulant que tous les filets des pêches à des fins ASR soient surveillés et que les esturgeons soient rapidement relâchés (niveau 1) devrait réduire les taux de mortalité des esturgeons (âges 7 à 12) d'au moins 2 %, tandis que le bénéfice relatif d'une transition complète vers des méthodes de pêche sélective (niveau 3) pourrait être une réduction de 5 % du taux de mortalité annuel des esturgeons d'âges 7 à 12. Ces estimations de la réduction potentielle du taux de mortalité annuel des esturgeons d'âge 7 à 12 sont basées sur nos estimations du nombre d'esturgeons capturés dans les pêches au filet maillant des Premières Nations et sur les mortalités d'esturgeons associées à ces pêches de 2000 à 2019 (voir annexe D). Ces estimations indiquent que ces pêches au filet pourraient être responsables de 10 à 33 % du déclin estimé des esturgeons âgés de 7 à 22 ans (longueur à la fourche de 60 à 159 cm). Le taux de mortalité annuel total des esturgeons âgés de 7 à 12 ans estimé à l'aide du modèle ISAMR est de 12,6 %. Par conséquent, la variation de 2 à 5 % du taux de mortalité absolu représente 16 à 40 % du taux de mortalité annuel total estimé pour les esturgeons d'âge 7 à 12. Les bénéfices pour les esturgeons adultes d'âge 23 à 55 seraient inférieurs à ceux prévus pour les esturgeons juvéniles, étant donné le taux de mortalité plus faible des adultes et les taux de contact plus faibles des esturgeons adultes dans ces pêches au filet. Les avantages d'un recrutement amélioré résulteraient d'une réduction de la mortalité des esturgeons d'âge inférieur à 7 capturés dans ces pêches, et d'une croissance potentiellement plus élevée et d'événements de fraie plus fréquents attribuables à une réduction du stress lié à la capture et à la manipulation chez les adultes. La majeure partie de l'amélioration du recrutement serait probablement liée à la réduction des taux de mortalité annuels pour les esturgeons d'âge inférieur à 7. Les avantages relatifs des mesures de gestion de rechange proposées pour les autres pêches seraient inférieurs à ceux des pêches à des fins ASR, étant donné les différences dans les types d'engins utilisés dans ces pêches.

Les autres mesures potentiellement importantes identifiées sont celles 1) liées au remplacement des vannes de marée et de crue par des vannes sans danger pour les esturgeons, qui permettraient aux esturgeons juvéniles d'avoir accès à davantage d'habitats de croissance hors chenal, et 2) à la réduction des pêches pour les espèces proie importantes pour l'esturgeon. Ces mesures devraient avoir des avantages similaires pour les esturgeons

juvéniles. Une augmentation de l'abondance des proies pourrait entraîner des taux de croissance plus élevés, des événements de fraie plus fréquents et des taux de fécondité plus élevés pour chaque esturgeon adulte, ce qui pourrait avoir des impacts positifs sur le recrutement. Une augmentation de l'abondance des proies pourrait également améliorer les taux de croissance des juvéniles, entraînant une réduction des taux de mortalité.

Pour toutes les autres menaces, on dispose de moins de renseignements pour évaluer les avantages des mesures identifiées. Les avantages de ces mesures d'atténuation devraient être faibles par rapport à ceux décrits pour les autres menaces ci-dessus.

6.5. ÉLÉMENT 20 : PROJETER LA TRAJECTOIRE ATTENDUE DES POPULATIONS (ET LES INCERTITUDES) SUR UNE PÉRIODE RAISONNABLE SUR LE PLAN SCIENTIFIQUE ET JUSQU'AU MOMENT OÙ SERONT ATTEINTS LES OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT, EN FONCTION DES TAUX DE MORTALITÉ ET DE PRODUCTIVITÉ EN RAPPORT AVEC LES MESURES PARTICULIÈRES DE L'ÉLÉMENT 19 DÉSIGNÉES AUX FINS D'EXAMEN. INCLURE LES OBJECTIFS QUI PRÉSENTENT LA PLUS FORTE PROBABILITÉ POSSIBLE DE SURVIE ET DE RÉTABLISSEMENT POUR DES VALEURS DE PARAMÈTRES RÉALISTES SUR LE PLAN BIOLOGIQUE.

La probabilité d'atteindre les seuils de rétablissement candidats proposés a été évaluée à l'aide de projections d'abondance en vertu de différentes hypothèses de recrutement futur (Figure 6). Les prévisions ont été générées d'après la répartition postérieure des abondances par âge et des taux de mortalité produits par le modèle ISAMR (Challenger *et al.* 2017, 2019, 2020), ainsi que d'après les scénarios de recrutement à l'étude (Tableau 6). L'inclusion de la structure selon l'âge dans le modèle ISMAR rend possible des projections d'abondance future en combinant les estimations d'abondance selon l'âge avec les taux de mortalité estimés selon l'âge et les taux de recrutement futurs (c'est-à-dire le recrutement à l'âge 7) décrits dans le Tableau 6.

Actuellement, le modèle ISAMR ne permet pas d'estimer une relation de recrutement adulte-juvénile, car les estimations de population calculées à ce jour ne fournissent pas de relation biologiquement raisonnable ou stable entre l'abondance des adultes et le nombre ultérieur de recrues d'âge 7 (Figure 11). Le pic de recrutement estimé à l'âge 7 (actuellement utilisé comme indice pour les juvéniles; voir Challenger *et al.* 2020) s'est produit aux environs de 2001 (Figure 4), alors que l'on estimait que l'abondance des adultes était considérablement inférieure aux niveaux actuels (Figure 3). Par la suite, on estime que le recrutement de juvéniles a diminué, tandis que l'abondance des adultes a augmenté en raison du nombre très élevé de recrues d'âge 7 enregistré avant 2005 (Figure 4). Une relation adulte-juvénile estimée à partir de cette série chronologique d'événements se traduirait par une courbe stock-recrutement inversée (par exemple, Figure 11), ce qui pourrait nuire à l'efficacité de toute projection prospective fondée sur cette courbe. On sait que l'esturgeon blanc du bas Fraser se reproduit par intervalles, ces intervalles pouvant atteindre 11 ans (Semakula et Larkin 1968). Étant donné que les estimations de la population adulte ne sont disponibles que pour les 20 dernières années (Figure 3) et que le recrutement peut également être déterminé par la disponibilité de la nourriture (Figure 9), on a estimé que la série chronologique actuelle de données était insuffisante pour produire une relation significative de recrutement adulte-juvénile qui pourrait être utilisée dans les projections démographiques futures. Comme nous ne disposons pas d'une relation adulte-juvénile défendable, il convient de souligner que les changements du taux de survie de la population adulte précisés au tableau 2 ne se répercuteront pas sur les recrutements utilisés dans les projections.

Tableau 6. Scénarios de recrutement et paramètres utilisés dans les projections futures de la population utilisées pour évaluer le taux de survie et les seuils de rétablissement candidats. Les paramètres examinés incluent le recrutement à l'âge 7, la survie des juvéniles et des adultes, ainsi que le retard dans les mesures de gestion et la période de transition avant que tous les effets ne se concrétisent.

Hypothèse	Type	Recrutement à l'âge 7	Changement dans la survie			
			Juveniles	Adultes	Retard	Transition
H1 : Recrutement faible chronique	Recrutement stable naturellement faible	1,0 x (moyenne 2010-2019)	–	–	–	10 ans
H2 : Recrutement modéré chronique	Recrutement stable naturellement modéré	1,0 x (moyenne 2005-2014)	–	–	–	10 ans
H3 : Diminution du recrutement	Recrutement naturellement en baisse	0,5 x (moyenne 2010-2019)	–	–	–	10 ans
H4 : Augmentation du recrutement	Recrutement naturellement en hausse	2,16 x (moyenne 2010-2019)	–	–	–	10 ans
H5 : Mesures de gestion	Amélioration du recrutement et de la survie grâce à des mesures de gestion	1,475 x (moyenne 2010-2019)	+ 4,5 %	+ 1,5 %	10 ans	10 ans
H6 : Mesures de gestion et augmentation du recrutement	Amélioration du recrutement et de la survie grâce à des mesures de gestion combinées à des améliorations naturelles du recrutement	2,635 x (moyenne 2010-2019)	+ 4,5 %	+ 1,5 %	10 ans	10 ans

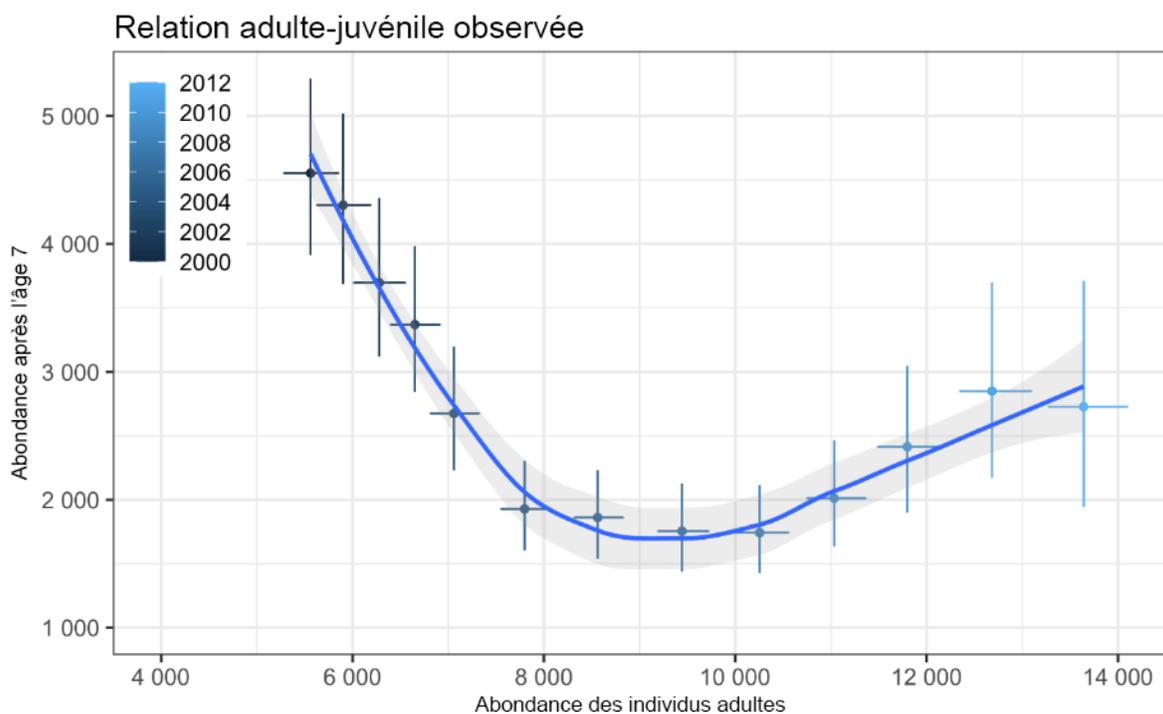


Figure 11. Relation observée entre l'âge 7 et l'adulte au cours de la période d'évaluation. Les barres verticales et horizontales indiquent les intervalles de crédibilité à 95 % pour les estimations d'abondance. La ligne continue et l'ombrage gris indiquent les intervalles de crédibilité à 95 % par rapport à un ajustement par régression polynomiale locale. Les estimations sont tirées de Challenger et al. (2020). La ligne ne représente pas une relation significative entre les adultes et le recrutement des juvéniles.

Six hypothèses de recrutement ont été élaborées afin d'explorer un éventail de scénarios possibles de recrutement futur et leur effet sur la probabilité d'atteindre le taux de survie et les seuils de rétablissement candidats. Les hypothèses ont été conçues de manière à couvrir une variété de scénarios naturels (par exemple, voir l'ÉLÉMENT 13 : et l'ÉLÉMENT 15) et de scénarios de gestion (voir l'ÉLÉMENT 16), y compris une combinaison des deux. La justification et les détails des six hypothèses sont les suivants :

H1 : Recrutement faible chronique – Les récentes estimations des taux de recrutement dans la population d'âge 7 échantillonnée ont montré des taux chroniquement faibles, mais stables, depuis environ 2011, à environ 1 900 à 2 800 individus (Figure 4). Bien que deux estimations laissent croire que le recrutement pourrait être en hausse, les données sont actuellement insuffisantes pour confirmer l'existence d'une véritable tendance à la hausse. Ce scénario traite de l'ÉLÉMENT 13 :

H2 : Recrutement modéré chronique – Avant 2011, le recrutement estimé à l'âge 7 était beaucoup plus élevé qu'actuellement, avec un pic en 2001 (Figure 4). Le faible recrutement actuel n'est pas forcément indicatif des niveaux de recrutement futurs. Les augmentations futures supérieures aux niveaux actuels peuvent ou non persister, mais elles augmenteraient le recrutement moyen à long terme par rapport à H1. Pour simuler un scénario d'amélioration modérée du recrutement, le recrutement moyen à l'âge 7 de 2005 à 2014 a été utilisé au lieu de celui de 2010 à 2019, car la première période présentait un recrutement modérément plus élevé. Une période de 10 ans a été utilisée pour la transition entre les niveaux de recrutement actuels et le recrutement selon le scénario modéré.

H3 : Diminution du recrutement – Le faible recrutement chronique persiste depuis environ 10 ans en raison de multiples facteurs difficiles à quantifier. Compte tenu des incertitudes concernant les facteurs qui ont contribué aux récents niveaux de recrutement, il est possible que le recrutement diminue encore. Pour simuler cette possibilité, l'hypothèse de faible recrutement (H1) a été réduite de moitié avec une période de transition de 10 ans, puis maintenue stable pour les années suivantes.

H4 : Augmentation du recrutement – Pour les espèces qui mettent des années entre deux événements de fraie et qui pondent un grand nombre d'œufs par individu, des poussées occasionnelles du recrutement sont attendues, en particulier si les facteurs environnementaux peuvent dicter le succès de la reproduction au cours d'une année donnée. Les données disponibles indiquent que la population d'esturgeons blancs du bas Fraser a connu des recrutements à l'âge 7 plus élevés entre 1998 et 2003 (Figure 4; Challenger *et al.* 2020), mais la cause de cette tendance est inconnue. Néanmoins, les estimations indiquent que dans un passé récent, la population avait la capacité d'atteindre des niveaux de recrutement des juvéniles supérieurs aux niveaux actuels. En supposant que les conditions environnementales actuelles pourraient encore soutenir des niveaux de recrutement plus élevés, ce scénario tient compte de l'incidence des améliorations du recrutement naturel à long terme. Le précédent pic dans le recrutement à l'âge 7 (de 1998 à 2003) était environ 3,24 fois plus élevé que le recrutement des 10 dernières années (c'est-à-dire, de 2010 à 2019). Comme les scénarios s'étendent sur 50 ans, et qu'il est peu probable que ce pic du recrutement soit durable pendant cette période, nous avons utilisé 66 % de ce pic historique (c'est-à-dire 2,16 fois la moyenne 2010 à 2019) pour représenter les améliorations du recrutement naturel à long terme.

H5 : Mesures de gestion – L'élément 8 décrit les principales menaces et détaille les mesures d'atténuation potentielles et leurs effets prévus sur le recrutement, la survie des juvéniles et la survie des adultes (en supposant que de multiples mesures soient mises en œuvre et efficaces pendant de nombreuses années; voir le tableau 5). Bien que la liste soit raisonnablement exhaustive, il est peu probable que toutes les mesures d'atténuation potentielles puissent être

réalisées simultanément. Ce scénario de modélisation suppose que les mesures mises en œuvre comprendraient : le maintien du moratoire sur l'exploitation du gravier, des changements dans les activités de pêche, et l'amélioration de l'habitat des esturgeons blancs juvéniles (par exemple, remplacement de certaines des vannes de marée et de crue par des vannes sans danger pour les poissons). Il est également peu probable que ces actions soient pleinement mises en œuvre de manière à atteindre l'effet maximal escompté. Compte tenu de cette limitation, la moitié de l'effet maximal pour la survie des juvéniles (âges 7 à 12), la survie des adultes (âges 23 à 55) et le recrutement a été utilisée dans la simulation. Les améliorations de la survie des juvéniles de moins d'âge inférieur à 7 étaient déjà comprises dans l'augmentation estimée du recrutement et n'ont donc pas été incluses. Il y aura probablement aussi un délai avant que les mesures d'atténuation puissent être mises en œuvre, ainsi qu'une période de transition avant que l'effet des mesures d'atténuation ne se concrétise pleinement. Par conséquent, on a supposé une période de retard de 10 ans suivie d'une période de transition de 10 ans.

H6 : Mesures de gestion et augmentation du recrutement – Le dernier scénario envisage une combinaison d'améliorations naturelles en plus des mesures de gestion. Ce scénario combine les hypothèses H4 et H5, et représente donc le scénario du « meilleur cas » parmi l'ensemble des hypothèses étudiées.

Pour évaluer la viabilité de la population selon chaque hypothèse, nous avons projeté dans le futur des échantillons postérieurs du recrutement tirés du modèle de Challenger *et al.* (2020), selon une hypothèse de recrutement donnée, d'une manière similaire à l'élément 13. La répartition postérieure du recrutement à l'âge 7 au cours des 10 dernières années (de 2009 à 2019; moyenne : 2 333, écart-type : 595) ou d'une autre période de 10 ans (de 2005 à 2014; moyenne : 3 522, écart-type : 1 415), selon le scénario examiné, a été utilisée comme guide pour le recrutement futur. Les valeurs de probabilité pondérées de ces échantillons postérieurs ont été utilisées pour attribuer une valeur unique de recrutement moyen à l'âge 7 à chaque projection postérieure. La variation annuelle du recrutement prévu a été basée sur la variabilité annuelle du recrutement postérieur moyen à l'âge 7 au cours des 10 dernières années (c'est-à-dire, une estimation de l'erreur de processus; écart-type : 556). Dans tous les scénarios, une période de 10 ans a été utilisée pour faire passer le recrutement des niveaux actuels (c'est-à-dire la valeur de recrutement moyenne pour chaque échantillon) au niveau du scénario de recrutement (par exemple, 2,16 fois pour H4). Cette procédure a permis de créer une répartition prédictive postérieure des abondances par âge jusqu'en 2070 pour chaque scénario de recrutement (Figure 12).

La probabilité d'atteindre le seuil de survie et les seuils d'abondance et de rétablissement candidats (voir le Tableau 4), et la tendance résultante concernant l'abondance des juvéniles, ont été évaluées selon six scénarios de recrutement et de survie future (voir le tableau 6) sur une période de 50 ans (les résultats figurent au Tableau 7). Les résultats probabilistes résumés au tableau 7 utilisent les catégories de risque/certitude adoptées par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, lesquelles fournissent une terminologie descriptive et compréhensible concernant les résultats probabilistes (Mastrandrea *et al.* 2010).

Dans les scénarios où le recrutement ne s'est pas amélioré de manière substantielle par rapport aux niveaux actuels (c'est-à-dire H1, H2 et H3), il était peu ou très peu probable que les seuils d'abondance et de rétablissement candidats soient atteints (Tableau 7; Figure 12), mais il était à peu près aussi probable qu'improbable que le seuil de survie soit atteint si le recrutement de juvéniles ne diminuait pas davantage (c'est-à-dire H1 et H2; tableau 7). Si le recrutement des juvéniles continue de diminuer, il est très peu probable que le seuil de survie soit atteint; le maintien à long terme de la population pourrait être menacé (c'est-à-dire H3). Les scénarios comportant des améliorations naturelles du recrutement ou des améliorations du recrutement

attribuables à des mesures de gestion (c'est-à-dire H4, H5 et H6) étaient très susceptibles de dépasser le seuil de survie et présentaient une probabilité de 50 % ou plus d'atteindre les seuils de rétablissement candidats dans un délai de 50 ans (Tableau 7). À ce titre, on peut considérer que la population se trouve actuellement à un point d'équilibre. Si le recrutement des juvéniles reste faible ou s'améliore même modérément, on peut s'attendre à ce que la population persiste dans un avenir prévisible, mais la persistance à moyen et long terme peut être menacée si le recrutement des juvéniles diminue encore. L'atteinte à long terme des seuils de rétablissement ne semble possible que grâce à des mesures de gestion ou à des améliorations naturelles substantielles du recrutement.

Tableau 7. Résultats des projections de population évaluant la probabilité d'atteindre le seuil de survie et les seuils d'abondance et de rétablissement candidats d'ici 50 ans.

Scénario	Tendance des juvéniles	Population adulte			Population totale	
		Seuil de survie : 10 000†	Seuil de rétablissement candidat : 20 000†	Tendance	Seuil de rétablissement candidat : 60 000†	Tendance
H1 : Recrutement faible chronique	Stable	Presque aussi probable qu'improbable	Très improbable	Négative	Très improbable	Négative
H2 : Recrutement modéré chronique	Positive	Presque aussi probable qu'improbable	Improbable	Négative	Improbable	Négative
H3 : Diminution du recrutement	Négative	Très improbable	Très improbable	Négative	Très improbable	Négative
H4 : Augmentation du recrutement	Positive	Très probable	Presque aussi probable qu'improbable	Positive	Presque aussi probable qu'improbable	Positive
H5 : Mesures de gestion	Positive	Très probable	Improbable	Négative	Improbable	Négative
H6 : Mesures de gestion + augmentation du recrutement	Positive	Très probable	Presque aussi probable qu'improbable	Positive	Probable	Positive

† Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat a adopté plusieurs catégories de risques et de certitudes qui sont maintenant largement utilisées pour décrire les probabilités que certains scénarios se produisent. Très probable $\geq 0,90$, probable $\geq 0,66$, presque aussi probable qu'improbable $0,33$ à $0,66$, improbable $\leq 0,33$, très improbable $\leq 0,10$.

Pour les scénarios qui prenaient en compte l'incidence des mesures de gestion (c'est-à-dire H5 et H6), nous avons constaté que les mesures de gestion appliquées indépendamment des améliorations du recrutement (c'est-à-dire H5) avaient peu de chances de permettre l'atteinte des seuils de rétablissement candidats (Tableau 7). Cependant, lorsque ces mesures sont combinées à des améliorations naturelles notables du recrutement (c.-à-d. H6), il y a une forte probabilité d'atteindre le seuil de rétablissement candidat pour la population totale (c.-à-d. un résultat probable). Cela dit, la probabilité d'atteindre le seuil de rétablissement des adultes n'a pas changé de manière substantielle entre les scénarios H5 et H6. Cette situation est attribuable à la fois à la longévité de l'espèce (voir l'ÉLÉMENT 1) et au retard dans les mesures de gestion pour la période de projection sur 50 ans. Par conséquent, les effets complets des mesures d'atténuation sur l'abondance des adultes n'ont commencé à se concrétiser que vers la fin de la fenêtre de projection de 50 ans. Ces retards nous amènent à attribuer aux scénarios de gestion des probabilités de réussite plus faibles pour les seuils relatifs aux adultes que celles qui seraient obtenues sur des périodes légèrement plus longues (par exemple, 70 ans).

En raison de l'efficacité retardée des mesures de gestion, il pourrait être instructif de comparer également les résultats sur 50 ans à ceux sur une période légèrement plus longue, afin de mieux mesurer l'efficacité globale d'un scénario particulier. Par exemple, la trajectoire de l'abondance des adultes selon le scénario « mesures de gestion » (c'est-à-dire H5) était positive et allait dans la bonne direction, mais les abondances étaient inférieures aux seuils de rétablissement en 2070 (Figure 12). Le scénario « mesures de gestion + augmentation du recrutement » (H6) a permis l'atteinte du seuil de rétablissement pour la population totale comme pour les adultes, avec une probabilité de 50 % ou plus, mais les trajectoires des populations requises pour atteindre ces seuils entraîneront un dépassement des seuils sur des horizons temporels légèrement plus longs (p. ex. 70 ans), même si les mesures de gestion prenaient fin et que les changements de productivité naturelle étaient inversés. Les trajectoires abruptes des abondances des jeunes esturgeons nécessaires pour surmonter les temps de latence sur 50 ans signifient qu'un large bassin d'esturgeons plus jeunes continuera à entrer dans la catégorie d'âge adulte bien après le seuil de 50 ans dépassé. Cela dit, même les mesures initialement énergiques peuvent être atténuées au fil du temps, si les premiers résultats laissent entrevoir des signes clairs de rétablissement de la population. Des échéanciers supérieurs à 50 ans augmenteraient l'appui à des trajectoires moins énergiques. Par exemple, si les hypothèses H4 et H5 n'ont pas permis d'atteindre les seuils de rétablissement avec une forte probabilité dans le délai imparti, elles en étaient cependant assez proches et peuvent donc représenter des scénarios viables sur des périodes d'évaluation légèrement plus longues.

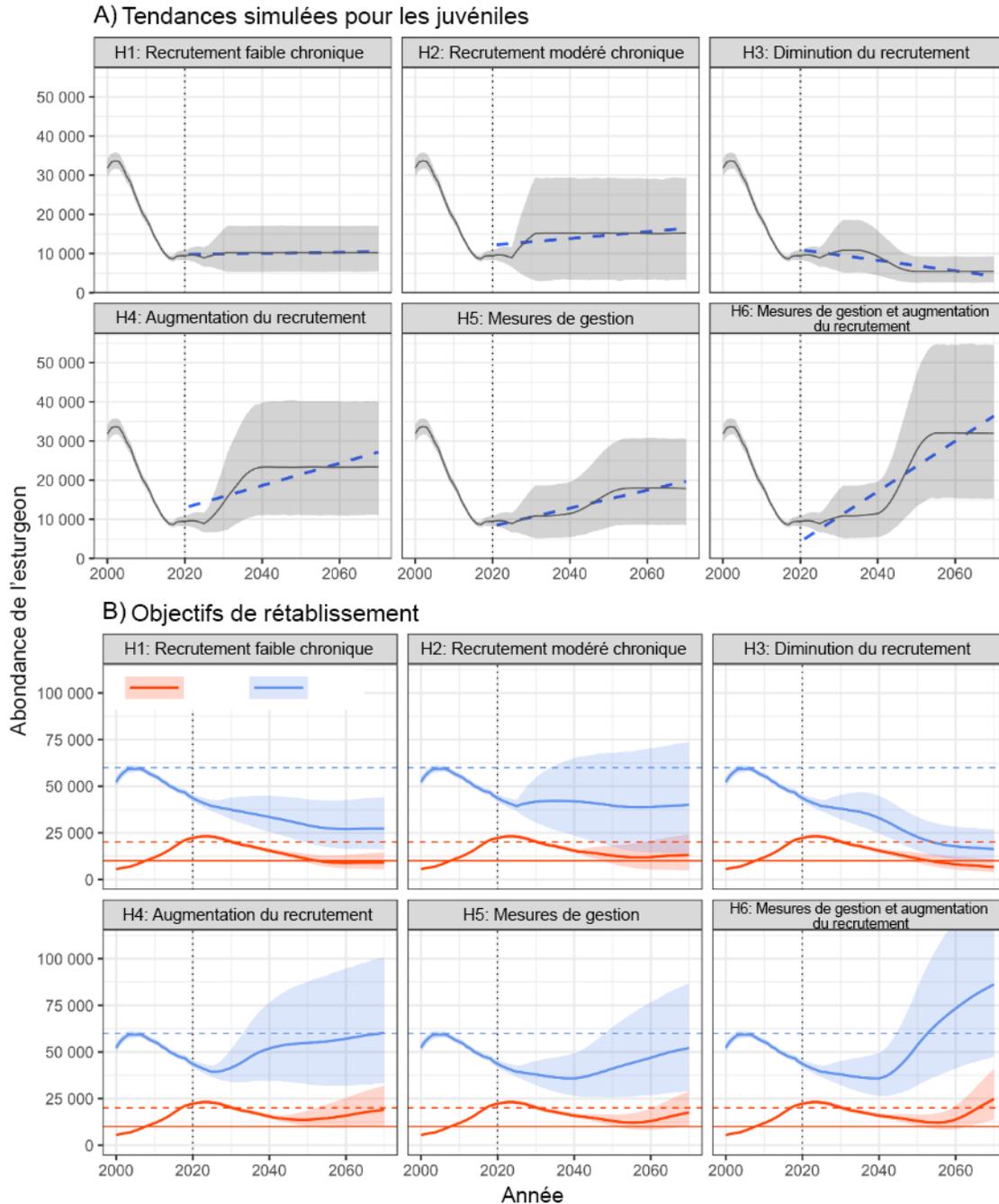


Figure 12. Tendances simulées de l'abondance des juvéniles (longueur à la fourche de 60 à 99 cm) (A) et prévisions correspondantes de l'abondance des adultes (longueur à la fourche de 160 à 279 cm) et de la population totale (longueur à la fourche de 60 à 279 cm) selon les six hypothèses de recrutement (B). Les lignes en pointillés verticales indiquent le début de la projection de la population. Les lignes tiretées horizontales du schéma B indiquent les seuils de rétablissement candidats pour les adultes (orange) et les populations totales (bleu). La ligne horizontale continue (orange) du schéma B indique le seuil de survie des adultes. La zone ombragée dans (A) indique les 95^e centiles dans les tendances simulées des juvéniles, la ligne tiretée indiquant la moyenne linéaire. La zone ombragée de la figure (B) indique l'intervalle de crédibilité à 95 % de la répartition prédictive postérieure selon le scénario de recrutement correspondant.

Bien que l'échéancier optimal pour évaluer les projections des populations doive peut-être être reconsidéré, les résultats des simulations indiquent tous que : 1) toute nouvelle baisse du recrutement aura un effet sur la persistance à moyen et à long termes de la population; et 2) des mesures de gestion et certaines améliorations de la productivité naturelle seront nécessaires pour atteindre les seuils de rétablissement en moins de 50 ans. Les scénarios qui ne comportaient que des améliorations naturelles modérées (H2) étaient insuffisants, mais une amélioration substantielle du recrutement naturel (c.-à-d. une amélioration de 2,16 fois par rapport aux estimations récentes) entraînait une persistance à long terme et une probabilité modérée d'atteindre les seuils de rétablissement dans un délai de 50 ans (c.-à-d. presque aussi probable qu'improbable). Les mesures de gestion prises isolément ont également produit des améliorations, mais elles étaient beaucoup plus susceptibles de permettre l'atteinte des seuils de rétablissement dans les délais prévus lorsqu'elles étaient associées à des augmentations naturelles du recrutement (ou à des diminutions naturelles de la mortalité). Cela dit, les améliorations de l'abondance des adultes dans un délai de 50 ans étaient plus limitées dans les scénarios de gestion en raison des retards et des temps de transition associés à l'exécution de ces mesures. Si les seuils de rétablissement doivent être atteints dans un délai de 50 ans, les mesures de gestion devraient être rapidement mises en œuvre. L'efficacité des mesures de gestion peut également devoir être considérée sur des périodes plus longues en raison du délai entre la mise en œuvre et les changements réalisés dans l'abondance des adultes.

6.6. ÉLÉMENT 21 : RECOMMANDER DES VALEURS DE PARAMÈTRES SUR LES TAUX DE PRODUCTIVITÉ ET DE MORTALITÉ INITIAUX ET, AU BESOIN, DES CARACTÉRISTIQUES PARTICULIÈRES POUR LES MODÈLES DE POPULATIONS QUI POURRAIENT ÊTRE REQUISES POUR PERMETTRE L'EXPLORATION D'AUTRES SCÉNARIOS DANS LE CADRE DE L'ÉVALUATION DES RÉPERCUSSIONS ÉCONOMIQUES, SOCIALES ET CULTURELLES À L'APPUI DU PROCESSUS D'INSCRIPTION

Une des limites de l'analyse actuelle est l'absence de relation dans le recrutement adultes-juvéniles. Actuellement, les données disponibles ne permettent pas d'inclure cette relation. De plus amples renseignements sur le nombre de femelles adultes dans la population et la fréquence de la fraie sont nécessaires pour calculer la taille annuelle du stock reproducteur pour la relation stock-recrutement. Pour contourner cette limitation, une série de changements potentiels du recrutement a été envisagée, mais le fait de pouvoir relier directement le recrutement des juvéniles à un ensemble particulier de mesures de gestion permettant l'augmentation du stock reproducteur apporterait une amélioration notable aux projections.

Les analyses futures pourraient également envisager des échéanciers plus longs en fonction desquels évaluer les projections des populations. À l'heure actuelle, la stratégie nationale de rétablissement de l'esturgeon blanc (MPO 2014a) a précisé un échéancier de 50 ans pour les objectifs mesurables, mais cet échéancier pourrait être trop court pour les objectifs qui tiennent compte de l'abondance des adultes, surtout dans le contexte des mesures de gestion. La longue période de maturation, combinée aux retards et aux temps de transition associés aux mesures de gestion, signifie que les mesures ne commencent à influencer sur l'abondance des adultes que vers la fin de l'échéancier de 50 ans. Ainsi, cet échéancier nécessitera naturellement des mesures de gestion plus importantes afin d'atteindre les objectifs dans le délai imparti. Cela dit, même les mesures initialement importantes peuvent être atténuées au fil du temps, si les premiers résultats laissent entrevoir des signes clairs de rétablissement de la population.

7. ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

7.1. ÉLÉMENT 22 : ÉVALUER LE TAUX MAXIMAL DE MORTALITÉ ANTHROPIQUE ET DE DESTRUCTION DE L'HABITAT QU'UNE ESPÈCE PEUT SUBIR SANS RISQUE POUR SA SURVIE OU SON RÉTABLISSMENT

Comme l'indiquent les résultats de la modélisation, un rétablissement jusqu'aux niveaux de population observés au milieu des années 2000 est peu probable, à moins que la productivité naturelle n'augmente ou que la mortalité anthropique ne diminue par rapport aux niveaux récents. La survie de la population d'esturgeons blancs du bas Fraser est une toute autre question. Cette population a manifestement survécu à des modifications substantielles de l'habitat sur des milliers d'années, ainsi qu'à des taux de mortalité anthropique beaucoup plus élevés (c'est-à-dire à la fin des années 1800 et au début des années 1900) que ceux qu'elle connaît aujourd'hui. Pour assurer la survie à long terme de l'esturgeon blanc du bas Fraser, l'abondance des adultes ne doit pas descendre en dessous du seuil de survie de 10 000 adultes. En outre, deux seuils de rétablissement candidats ont été définis : 20 000 adultes et 60 000 individus au total (d'âge 7 à 55) dans une fenêtre de rétablissement de 50 ans.

Pour atteindre le seuil de rétablissement candidat de 60 000 individus dans une fenêtre de 50 ans, et pour prévenir d'autres déclin de la population, le recrutement des juvéniles doit doubler par rapport au recrutement moyen qui a été estimé de 2010 à 2019 (c.-à-d. H4 dans le tableau 6).

Pour assurer la pérennité de cette population, nous devons veiller à ce que les dommages soient réduits à tous les stades biologiques. On peut y remédier en modifiant l'habitat de manière à améliorer la croissance et la survie des juvéniles, en apportant des changements dans les pêches et en augmentant la disponibilité de la nourriture (voir *Scénarios pour l'atténuation des menaces et activités de recharge* à l'élément 20 du présent document).

8. SOURCES D'INCERTITUDE ET TRAVAUX FUTURS

On a relevé d'importantes lacunes dans les connaissances concernant les menaces qui pèsent sur l'esturgeon blanc du bas Fraser, notamment :

- la détermination des habitats de croissance importants pour les esturgeons juvéniles dans le bas Fraser;
- les principaux facteurs influant sur le recrutement des esturgeons juvéniles dans le bas Fraser;
- des estimations fiables des prises accessoires d'esturgeons issues des pêches au filet maillant pratiquées dans le bas Fraser;
- des estimations fiables des esturgeons capturés et remis à l'eau par les pêcheurs à la ligne du bas Fraser;
- des renseignements limités sur les prises illégales dans le bas Fraser;
- des connaissances limitées concernant les effets sublétaux cumulatifs des événements de capture sur la survie et le recrutement;
- des connaissances limitées sur les effets des autres menaces et des facteurs limitatifs sur la population (par exemple, pollution, prédation, température);

-
- des renseignements limités concernant les principaux facteurs influant sur le recrutement des juvéniles, la viabilité de la population et le risque d'extinction.

Durant la réunion régionale d'examen par les pairs, plusieurs sujets de travaux futurs ont été cernés, notamment :

- étude de la relation entre les autres espèces de saumons et le recrutement des juvéniles;
- analyse de sensibilité de l'effet d'autres courbes de croissance sur le modèle spatial intégré de marquage-recapture structuré selon l'âge (ISAMR);
- données et analyses supplémentaires visant à établir un lien entre l'âge et la longueur dans les conditions de croissance plus récentes;
- intégration des données du programme de suivi des juvéniles dans les analyses futures;
- maintien du programme de surveillance et d'évaluation qui a fourni la plupart des renseignements pour l'évaluation de la situation et des tendances de l'UD de l'esturgeon blanc du bas Fraser

9. REMERCIEMENTS

Nous reconnaissons la contribution des auteurs qui ont travaillé sur des évaluations du potentiel de rétablissement précédentes pour cette population, notamment Chris Wood, Dan Sneep, Steve McAdam, Todd Hatfield et Eric Smyth. Nous remercions les membres du comité directeur, par ordre alphabétique, Dean Allan, Trevor Davies, Erin Gertzen, Paul Grant, Ahdia Hassan, Alain Magnan, Steve McAdam, Colin Schwindt et Andy Witt pour leur aide et leurs conseils tout au long du processus d'évaluation du potentiel de rétablissement. Les auteurs du présent document étaient également membres du comité directeur de la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Nous remercions également Karen Burnett qui, en plus des membres du comité directeur, nous a fourni des renseignements et des commentaires sur les sections préliminaires du présent rapport. Nous remercions tout particulièrement Paul Grant et Alain Magnan qui ont reconnu les défis associés à la présente évaluation du potentiel de rétablissement, ont aidé à apporter des modifications aux contrats, ont organisé des conférences téléphoniques et ont obtenu des données et des commentaires des membres du comité directeur.

Nous remercions la Fraser River Sturgeon Conservation Society, en particulier Rick Hansen, Troy Nelson et Sarah Schreier, de nous avoir fourni les données et les rapports de base nécessaires à la réalisation des analyses présentées dans ce rapport. Nous remercions les membres passés et présents du conseil d'administration de la FRSCS et du comité scientifique et technique de la FRSCS, ainsi que les nombreux bénévoles qui ont participé au programme annuel de surveillance et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser au cours des 20 dernières années et plus. Nous remercions le gouvernement de la Colombie-Britannique et l'Habitat Conservation Trust Foundation pour leur soutien aux efforts de recherche et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser. Cette évaluation du potentiel de rétablissement a été financée par Pêches et Océans Canada.

10. RÉFÉRENCES CITÉES

- Anon. 2011. Policy and Practice Report. [Gravel removal in the Lower Fraser River](#). Document dated 20 May 2011, submitted to the Cohen Commission.
- Amiri, B.M., Baker, D.W., Morgan, J.D., Brauner, C.J. 2009. Size dependent early salinity tolerance in two sizes of juvenile White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Aquaculture* 286: 121-126.
- Anders, P.J., and Beckman, L.G. 1993. Location and timing of White Sturgeon spawning in three Columbia River impoundments. Report B. *In* Volume I: Status and habitat requirements of the White Sturgeon populations in the Columbia River downstream from McNary Dam, Final Report. Edited by R.C. Beamdesderfer and A.A. Nigro. Report for Bonneville Power Administration, Portland, OR. pp. 47-59.
- Apperson, K.A., and Anders, P.J. 1990. [Kootenai River White Sturgeon investigations and experimental culture. Annual progress report FY 1989](#). Report for Bonneville Power Administration, Portland, OR. Report DOE/BPA 93497-2.
- Apperson, K.A. and Anders, P.J. 1991. [Kootenai River White Sturgeon investigations and experimental culture. Annual progress report for FY90](#). Report for Bonneville Power Administration, Portland, OR. Report DOE/BPA 93497-2.
- Bajkov, A.D. 1949. [A preliminary report on the Columbia River sturgeon](#). Fish Commission of Oregon Research Briefs 2: 3-10.
- Baker, D.W., and Brauner, C.J. 2012. Metabolic changes associated with acid-base regulation during hypercarbia in the CO₂-tolerant chondrosteian, White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*). *Comparative Biochemistry and Physiology - Part A* 161: 61-68.
- Baker, D.W., Matey, V., Huynh, K.T., Wilson, J.M., Morgan, J.D., and Brauner, C.J. 2009. Complete intracellular pH protection during extracellular pH depression is associated with hypercarbia tolerance in White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative, and Comparative Physiology* 296: R1868-R1880.
- Baker, D.W., McAdam, D.S.O., Boucher, M., Huynh, K.T., and Brauner, C.J. 2014. Swimming performance is altered by exposure to substrate at early life stages in White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Journal of Applied Ichthyology* 30: 1461-1472.
- Bates, L.C., Boucher, M.A., and Shrimpton, J.M. 2014. Effect of temperature and substrate on whole body cortisol and size of larval White Sturgeon *Acipenser transmontanus*. *Journal of Applied Ichthyology* 30: 1259-1263.
- BC Hydro. 2015. [Lower Columbia River Adult White Sturgeon Monitoring Program \(CLBMON-28\). Years 5 & 6 Data Report](#). Report for BC Hydro, Castlegar, BC.
- BC Hydro. 2016a. [Lower Columbia River Juvenile Detection Program \(CLBMON-29\). Years 6 and 7 Data Report](#). Report for BC Hydro, Castlegar, BC.
- BC Hydro. 2016b. [Lower Columbia River Juvenile Detection Program \(CLBMON-29\): Year 8 Data Report](#). Report for BC Hydro, Castlegar, BC.
- Bennett, W.R., Edmondson, G. Lane, E.D., and Morgan, J.D. 2005. Juvenile White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) habitat and distribution in the Lower Fraser River, downstream of Hope, B.C., Canada. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 375-380.
- Bemis, W.E., Findeis, E.K., and Grande, L. 1997. An overview of Acipenseriformes. *Environmental Biology of Fishes* 48: 25-71.

-
- Birstein, V.J., and DeSalle, R. 1998. Molecular phylogeny of Acipenserinae. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 9: 141-155.
- Birstein, V.J., Hanner, R., and DeSalle, R. 1997. Phylogeny of the Acipenseriformes: cytogenetic and molecular approaches. *Environmental Biology of Fishes* 48: 127-155.
- Boucher, M. 2012. The effect of substrate rearing on the growth, development, and survival of larval White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) during early ontogeny. M.Sc. Thesis. University of Northern British Columbia, Prince George, B.C. 84 p.
- Boucher, M.A., McAdam, S.O., and Shrimpton, J.M. 2014. The effect of temperature and substrate on the growth, development and survival of larval white sturgeon. *Aquaculture*, 430: 139-148.
- Brannon, E., and Setter, A. 1992. [Movements of White Sturgeon in Lake Roosevelt. Final Report 1988-1991](#). Report for Bonneville Power Administration, Portland, OR. Project No. 89-44.
- Brannon, E., Brewer, S., Setter, A. Miller, M. Utter, F., and Hershberger, W. 1985. [Columbia River White Sturgeon \(*Acipenser transmontanus*\) early life history and genetics study. Final report, August 1, 1985 to December 1985 \(Project Number 83-316\)](#). Report for Bonneville Power Administration, Portland, OR.
- Buddington, R.K. and Christofferson, J.P. 1985. Digestive and feeding characteristics of the chondrostreans. *Environmental Biology of Fishes* 14: 31-41.
- Burggren, W.W., and Randall, D.J. 1978: Oxygen uptake and transport during hypoxic exposure in the sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Respiration Physiology* 24: 171-183.
- Burns, C.W., Robichaud, D., and English, K.K. 2020. Lower Fraser River juvenile White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) habitat assessment: year 1. Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC, and Vancouver Fraser Port Authority, Vancouver, BC.
- Challenger, W., and Robichaud, D. 2018. Region 3 White Sturgeon mark and recapture data audit. Report for DFO, Ecosystems Management Branch, Vancouver, BC.
- Challenger, W., English, K.K., and Carruthers, T. 2017. [Integrated spatial and age mark recapture \(ISAMR\) model \(v2.0\) for Lower Fraser River White Sturgeon](#). Report for Habitat Conservation Trust Foundation, Victoria, BC.
- Challenger, W., English, K.K., Robichaud, D., and Nelson, T.C. 2019. [Status of White Sturgeon in the lower Fraser River in 2018 derived using an integrated spatial and age mark recapture model](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Challenger, W., English, K.K., Robichaud, D., and Nelson, T.C. 2020. [Status of White Sturgeon in the lower Fraser River in 2019 derived using an integrated spatial and age mark recapture \(ISAMR\) model](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC, and BC Ministry of Forest, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, Surrey, BC.
- Chapman, F.A., Van Eenennaam, J.P., and Doroshov, S.I. 1996. The reproductive condition of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*, in San Francisco Bay, California. *Fishery Bulletin* 94: 628-634.

-
- Cooke, S.J., Donaldson, M.R., O'connor, C.M., Raby, G.D., Arlinghaus, R., Danylchuk, A.J., Hanson, K.C., Hinch, S.G., Clark, T.D., Patterson, D.A., and Suski, C.D. 2013. The physiological consequences of catch-and-release angling: perspectives on experimental design, interpretation, extrapolation and relevance to stakeholders. *Fisheries Management and Ecology* 20: 268-287.
- COSEPAC. 2003. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon blanc \(*Acipenser transmontanus*\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). Ottawa. viii + 57 p.
- COSEPAC. 2012. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'esturgeon blanc \(*Sturgeon Acipenser transmontanus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxviii + 87 p.
- Coutant, C.C. 2004. A riparian habitat hypothesis for successful reproduction of White Sturgeon. *Reviews in Fisheries Science* 12: 23-73.
- Crisp, D.T., and Carling, P.A. 1989. Observations on siting, dimensions, and structure of salmonid redds, *Journal of Fish Biology* 34: 119-134.
- Crocker, C.E., and Cech Jr., J.J. 1998: Effects of hypercapnia on blood-gas and acid base status in White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Journal of Comparative Physiology B* 168: 50-60.
- Crossman, J.A., and Hildebrand, L.R. 2014. Evaluation of spawning substrate enhancement of White Sturgeon in a regulated river: effects on larval retention and dispersal. *River Research and Applications*. 30: 1-10.
- Deng, X., Van Eenennaam, J.P., and Doroshov, S.I. 2002. Comparison of early life stages and growth of Green and White sturgeon. *In* *Biology, management, and protection of North American sturgeon*. Symposium 28. Edited by W. Van Winkle, P.J. Anders, D.H. Secor, and D.A. Dixon. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 237-247.
- DFO. 2020. [Integrated Fisheries Management Plan, January 1 – December 31, 2020. Eulachon. Fraser River](#). Report by Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON.
- Dingerkus, G., and Howell, W. 1976. Karyotypic analysis and evidence of tetraploidy in the North American Paddlefish, *Polyodon spathula*. *Science* 194 (4267): 842-844.
- Doroshov, S.I., Clark, W.H.J., Lutes, P.B., Swallow, R.L., Beer, K.E., McGuire, A.B., and Cochran, M.D. 1983. Artificial propagation of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Aquaculture* 32: 93-104.
- Doroshov, S.I. Moberg, G.P., and Van Eenennaam, J.P. 1997. Observations on the reproductive cycle of cultured White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Environmental Biology of Fishes* 48: 265-278.
- Drauch Schreier, A., Gille, D. Mahardja, B., and May, B. 2011. Neutral markers confirm the octoploid origin and reveal spontaneous autoploidy in White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Journal of Applied Ichthyology* 27: 24-33.
- Drauch Schreier, A., Mahardja, B., and May, B. 2013. Patterns of population structure vary across the range of the white sturgeon. *Transactions of the American Fisheries Society* 142: 1273-1286.
- Echols, J.C., and Fraser River Action Plan. 1995. Review of Fraser River White Sturgeon. Report for the Department of Fisheries and Oceans, Vancouver, BC.

-
- ECL Envirowest Consultants. 1992. [Fraser River White Sturgeon radio-tracking and tissue sampling 1989-1992](#). Report for BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Surrey, BC.
- English, K.K. and Bychkov, Y. 2012. Stock Reduction Analysis for Lower Fraser White Sturgeon – progress report for work completed in 2012. Report for Habitat Conservation Trust Foundation, Victoria, BC.
- English, K.K., and Robichaud, D. 2019. Test of alternative methods for sampling and monitoring juvenile sturgeon abundance in the lower Fraser River. Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC, and BC Ministry of Forest, Lands, Natural Resource Operations and Rural Development, Victoria, BC, and the Freshwater Fisheries Society, Vancouver, BC.
- English, K.K., and Robichaud, D. 2020. Lower Fraser juvenile White Sturgeon monitoring program: using size-selective angling techniques, 2019-2020. Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC, and Habitat Conservation Trust Foundation, Victoria, BC.
- English, K. K., Beveridge, I., and Bychkov, Y. 2014. [Side-scan sonar surveys of potential spawning areas for White Sturgeon in the lower Fraser River](#). Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Fraser River White Sturgeon Working Group. 2005. [Fraser River White Sturgeon conservation plan](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Gadomski, D.M., and Parsley, M.J. 2005. Effects of turbidity, light level, and cover on predation of white sturgeon larvae by prickly sculpins. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 369-374.
- Galbreath, J.L. 1979: Columbia River colossus, the White Sturgeon. *Oregon Wildlife*, March 1979: 3-8.
- Gawlicka, A., The, S.J., Hung, S.S.O., Hinton, D.E., and de la Noüe, J. 1995. Histological and histochemical changes in the digestive tract of White Sturgeon larvae during ontogeny. *Fish Physiology and Biochemistry* 14: 357-371.
- Gisbert, E. and Williot, P. 2002. Advances in the larval rearing of Siberian Sturgeon. *Journal of Fish Biology* 60: 1071-1092.
- Glova, G., Nelson, T., English, K., and Mochizuki, T. 2008. [A preliminary report of juvenile White Sturgeon habitat use in the lower Fraser River, 2007-2008](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Glova, G., Nelson, T., English, K., and Mochizuki, T. 2009. [A further report of juvenile White Sturgeon habitat use in the lower Fraser River, 2008-2009](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Glova, G., Nelson, T., English, K., and Mochizuki, T. 2010. [Investigations of juvenile White Sturgeon abundance and habitat use in the lower gravel reach of the lower Fraser River, 2009-2010](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Golder Associates. 2003. Upper Columbia River juvenile White Sturgeon monitoring, Phase I investigations, fall 2002. Report for B.C. Hydro, Castlegar, BC.
- Golder Associates. 2007. Upper Columbia River juvenile White Sturgeon monitoring: Phase 5 investigations, November 2006. Report for B.C. Hydro, Revelstoke, BC.
- Golder Associates. 2009. Monitoring of juvenile White Sturgeon habitat use and movements of sonic-tagged sturgeon: 2008 investigations. Report for B.C. Hydro, Revelstoke, BC.

-
- Golder Associates. 2010. White Sturgeon spawning at Waneta, 2009 investigations. Report for Columbia Power Corporation, Castlegar, BC.
- Golder Associates. 2019. Lower Fraser River adult White Sturgeon acoustic telemetry data analysis. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations and Rural Development, South Coast, Surrey, BC.
- Gross, M.R., Repka, J., Roberston, C.T., Secor, D.H., and Van Winkle, W. 2002. Sturgeon conservation: insights from elasticity analyses. *In* Biology, management, and protection of North American sturgeon. Symposium 28. Edited by W. Van Winkle, P.J. Anders, D.H. Secor, and D.A. Dixon. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 13-29.
- Halvorson, L.J., Cady, B.J., Kappenman, K.M., James, B.W., and Webb, M.A.H. 2018. Observations of handling trauma of Columbia River adult White Sturgeon, *Acipenser transmontanus* Richardson, 1836, to assess spawning sanctuary success. *Journal of Applied Ichthyology* 34:390-397.
- Hardy, R., Rust, P., Stephenson, S., and Wakkinen, D. 2016. [Kootenai River fish mitigation: White Sturgeon, Burbot, native salmonid monitoring and evaluation, annual progress report, May 1, 2014 – April 30, 2015](#). Idaho Department of Fish and Game Report 16-01.
- Hatfield, T., Cooper, T., and McAdam, S. 2013. [Scientific information in support of identifying critical habitat for SARA-listed White Sturgeon populations in Canada: Nechako, Columbia, Kootenay, and Upper Fraser \(2009\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2012/153. viii + 103 p.
- Haynes, J. M., Gray, R. H., Montgomery, J. C. 1978. Seasonal movements of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*, in the mid-Columbia River. *Transactions of the American Fisheries Society* 107, 275-280.
- Hildebrand, L.R., and Parsley, M. 2013: [Upper Columbia White Sturgeon Recovery Plan – 2012 Revision](#). Report for the Upper Columbia White Sturgeon Recovery Initiative, Spokane, WA.
- Hildebrand, L., McLeod, C., and McKenzie, S. 1999. Status and management of White Sturgeon in the Columbia River in British Columbia, Canada: an overview. *Journal of Applied Ichthyology* 15, 164-172.
- Hildebrand, L.R., Drauch Schreier, A., Lepla, K. McAdam, S.O., McLellan, J., Parsley, M.J., Paragamian, V.L., and Young, S. 2016. Status of White Sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson, 1863) throughout the species range, threats to survival, and prognosis for the future. *Journal of Applied Ichthyology* 32: 261-312.
- Jay, K.J., Crossman, J.A., and Scribner, K.T. 2014. Estimates of effective number of breeding adults and reproductive success for White Sturgeon. *Transactions of the American Fisheries Society* 143: 1204-1216.
- Johnson, S., Beveridge, I., and English, K. 2016. [Side-scan sonar surveys of potential White Sturgeon \(*Acipenser transmontanus*\) spawning areas in the lower Fraser River, 2015](#). Report for Habitat Conservation Trust Fund, Victoria, BC.
- Johnson, S., Beveridge, I., and English, K. 2017. [Side-scan sonar surveys of potential White Sturgeon \(*Acipenser transmontanus*\) spawning areas in the lower Fraser River, 2016](#). Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Johnson, S., English, K.K., and Beveridge, I. 2018. Side-scan sonar surveys of potential White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) spawning areas in the lower Fraser River 2017. Report for Habitat Conservation Trust Foundation, Victoria, BC, and Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
-

-
- Justice, C., Pyper, B.J., Beamesderfer, R.C.P., Paragamian, V.L., Rust, P.J., Neufeld, M.D., and Ireland, S.C. 2009. Evidence of density- and size-dependent mortality in hatchery-reared juvenile White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in the Kootenai River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 66: 802-815.
- Kondolf, G.M. 2000. Assessing salmonid spawning gravel quality, *Transactions of the American Fisheries Society* 129: 262-281.
- Lane, E.D. 1991. Status of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*, in Canada. *Canadian Field Naturalist* 105: 161-168.
- Lane, E. D., and Rosenau, M. 1995. The conservation of sturgeon in the lower Fraser River watershed. A baseline investigation of habitat, distribution, and age and population of juvenile White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in the lower Fraser River, downstream of Hope, BC. Report to Conservation Fund Project, Surrey, BC.
- Lebreton, G.T., and Beamish, F.W. 2004: Growth, bioenergetics, and age. *In* Sturgeons and paddlefish of North America. Edited by G.T.O. LeBreton, F.W.H. Beamish, and R. S. McKinley. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Ned. pp. 195-216.
- Lepla, K., Chandler, J.A., and Bates, P. 2001. Status of Snake River White Sturgeon associated with the Hells Canyon complex. Idaho Power Technical Report Appendix E.3.1-6 Chapter 1.
- Little, E.E., Calfee, R.D., and Linder, G. 2012. Toxicity of copper to early-life stage Kootenai River White Sturgeon, Columbia River White Sturgeon, and Rainbow Trout. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63: 400-408.
- Mastrandrea, M.D., Field, C.B., Stocker, T.F., Edenhofer, O., Ebi, K.L., Frame, D.J., Held, H., Kriegler, E., Mach, K.J., Matschoss, P.R., Plattner, G.K., Yohe, G.W., and Zwier, F.W. 2010. [Guidance note for lead authors of the IPCC fifth assessment report on consistent treatment of uncertainties](#). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- McAdam, S. 2011. Effects of substrate condition on habitat use and survival by White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) larvae and potential implications for recruitment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 812-822.
- McAdam, S.O., Walters, C.J., and Nistor, C. 2005. Linkages between White Sturgeon recruitment and altered bed substrates in the Nechako River, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society* 134: 1448-1456.
- McCabe Jr., G.T., and Tracy, C.A. 1994. Spawning and early life history of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*, in the lower Columbia River. *Fisheries Bulletin* 92: 760-772.
- McCabe, G.T., Jr., Emmet, R.L., and Hinton, S.A. 1993. Feeding ecology of juvenile White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in the lower Columbia River. Report O. *In* Vol. 2: Status and habitat requirements of the White Sturgeon populations in the Columbia River downstream from McNary Dam. Edited by R.C. Beamesderfer and A.A. Nigro. Report for Bonneville Power Administration. Portland, OR. pp. 245-263.
- McLean, M.F., Hanson, K.C., Cooke, S.J., Hinch, S.G., Patterson, D.A., Nettles, T.L., Litvak, M.K., and Crossin, G.T. 2016. Physiological stress response, reflex impairment and delayed mortality of White Sturgeon *Acipenser transmontanus* exposed to simulated fisheries stressors. *Conservation Physiology* 4: cow031.
- McLean, M.F., Litvak, M.K., Cooke, S.J., Hanson, K.C., Patterson, D.A., Hinch, S.G., and Crossin, G.T. 2019. Immediate physiological and behavioural response from catch-and-release of wild White Sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson, 1836). *Fisheries Research* 214: 65-75.
-

-
- McLean, M.F., Litvak, M.K., Stoddard, E.M., Cooke, S.J., Patterson, D.A., Hinch, S.G., Welch, D.W., and Crossin, G.T. 2020. Linking environmental factors with reflex action mortality predictors, physiological stress, and post-release movement behaviour to evaluate the response of White Sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson, 1836) to catch-and-release angling. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A* 240: 110618.
- McDonald, R., Nelson, J., Asce, M., Paragamian, V., and Baton, G. 2010. Modeling the effect of flow and sediment transport on White Sturgeon spawning habitat in the Kootenai River, Idaho. *Journal of Hydraulic Engineering* 136: 1078-1092.
- McDonald, T.E., Swiatkiewicz, V.J., Lane, E.D., Dalziel, F., and Margolis, L. 1987. Release and recovery data for tagged Fraser River White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*, in 1985. *Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 639.
- McElhany, P., Ruckelshaus, M. H., Ford, M. J., Wainwright, T. C., and Bjorkstedt, E. P. 2000. [Viable salmonid populations and the recovery of evolutionarily significant units](#). U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-42.
- McEnroe, M., and Cech Jr., J.J. 1985: Osmoregulation in juvenile and adult White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Environmental Biology of Fishes* 14: 23-30.
- McKechnie, R.J., Fenner, R.B. 1971. Food habits of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*, in San Pablo and Suisun Bays, California. *California Fish and Game* 57: 209-212.
- MPO. 2007a. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- MPO. 2007b. [Documentation de l'utilisation de l'habitat par les espèces en péril et quantification de la qualité de l'habitat](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/038.
- MPO. 2014a. [Programme de rétablissement de l'esturgeon blanc \(*Acipenser transmontanus*\) au Canada \[Version Finale\]](#). Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril. Ottawa : Pêches et Océans Canada. 288 pp.
- MPO. 2014b. [Lignes directrices sur l'évaluation des menaces, des risques écologiques et des répercussions écologiques pour les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/013. (Erratum : juin 2016)
- Muir, W.D., Emmett, R.L., and McConnell, R.J. 1988. Diet of juvenile and subadult White Sturgeon in the lower Columbia River and its estuary. *California Fish and Game* 74: 49-54.
- Muir, W.D., McCabe, G.T., Parsley, M.J., and Hinton, S.A. 2000. Diet of first-feeding larval and young-of-the-year White Sturgeon in the lower Columbia River. *Northwest Science* 74: 25-33.
- Nelson, J., Smith, C., Rubidge E., and Koop, B. 1999. Genetic analysis of D-loop region and microsatellite DNA of White Sturgeon from British Columbia – population structure and genetic diversity. Report for BC Fisheries, Victoria, BC.
- Nelson, T.C., Gazey, W.J., English, K.K., and Rosenau, M.L. 2013. Status of White Sturgeon in the lower Fraser River, British Columbia. *Fisheries* 38:197-209.
- Nelson, T.C., Robichaud, D. Challenger, W., English, K.K., Mochizuki, T., Thibault, T., Rissling, J., and Gazey, W.J. 2020. [Lower Fraser River White Sturgeon Monitoring and Assessment Program 2019: summary of sampling results, distribution, growth, and abundance estimates derived from 24-month Bayesian mark recapture modelling](#). Report for the Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
-

-
- Nelson, W.A., Levings, C.D., and Paul, A.J. 2007. Population growth and demography of white sturgeon in the lower Fraser River. *American Fisheries Society Symposium* 56: 381-396.
- Neufeld, M.D., and Spence, C.R. 2004. [White Sturgeon and Burbot recovery progress 2003-04](#). Report for Ministry of Environment, Lands and Parks, Nelson, BC.
- Paragamian, V.L., Kruse, G., and Wakkinen, V.D. 2001. Spawning habitat of Kootenai River White Sturgeon, post-Libby Dam. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 22-33.
- Paragamian, V.L., Wakkinen, V.D., and Kruse, G. 2002. Spawning locations and movement of Kootenai River White Sturgeon. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 608-616.
- Paragamian, V.L., McDonald, R., Nelson, G.J., and Barton, G. 2009. Kootenai River velocities, depth, and White Sturgeon spawning site selection – a mystery unraveled? *Journal of Applied Ichthyology* 5: 640-646.
- Parsley, M.J. and Beckman, L.G. 2004. White Sturgeon spawning and rearing habitat in the lower Columbia River. *North American Journal of Fisheries Management*. 14:812-827.
- Parsley, M.J. and Kappenman, K.M. 2000. White Sturgeon spawning areas in the lower Snake River. *Northwest Science* 74: 192-201.
- Parsley, M.J., Beckman, L.G., and McCabe Jr, G.T. 1993. Spawning and rearing habitat use by White Sturgeon in the Columbia River downstream of McNary Dam. *Transactions of the American Fisheries Society* 122: 217-227.
- Parsley, M.J., Anders, P.J., Miller, A.I., Beckman, L.G., and McCabe Jr, G.T. 2002. Recovery of White Sturgeon populations through natural production: Understanding the influence of abiotic and biotic factors on spawning and subsequent recruitment. *In* *Biology, management, and protection of North American sturgeon*. Symposium 28. Edited by W. Van Winkle, P.J. Anders, D.H. Secor, and D.A. Dixon. American Fisheries Society, Bethesda, MD. pp. 55-66.
- Parsley, M.J., Kofoot, E. and Blubaugh, T.J. 2011. Mid Columbia Sturgeon incubation and rearing study (year 2 – 2010). Report for B.C. Hydro, Castlegar, BC.
- Perrin, C.J., Rempel, L.L., and Rosenau, M.L. 2003. White Sturgeon spawning habitat in an unregulated river: Fraser River, Canada. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 154-165.
- Pacific Salmon Commission (PSC). 2019. [Pacific Salmon Commission Joint Chum Technical Committee 2016 Post Season Summary Report](#). Report No. TCCHUM (19)-01.
- Pollock, K.H., Jones, C.M., and Brown, T.L. 1995. Angler survey methods and their applications in fisheries management. *Rev Fish Biol Fisheries* 5, 378–380.
- RL&L Environmental Services. 1994. Status of White Sturgeon in the Columbia River, BC. Report for B.C. Hydro Environmental Affairs, Vancouver, BC.
- RL&L Environmental Services. 2000. [Fraser River White Sturgeon Monitoring Program](#) - comprehensive report (1995 to 1999). Report for BC Fisheries, Victoria, BC.
- Robichaud, D. 2018a. Catch and effort in the Fraser River White Sturgeon recreational fishery, 2015-2016, with retrospective analysis of past data. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, South Coast Region.
- Robichaud, D. 2018b. Catch and effort in the Fraser River White Sturgeon Recreational Fishery, 2016-2017. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, South Coast Region.
-

-
- Robichaud, D., and Gingerich, A. 2020. White Sturgeon Supplementation and Management Plan Implementation in the Wells Reservoir, 2019. Report for Public Utility District No. 1 of Douglas County, East Wenatchee, WA.
- Robichaud, D., and Johnson, S. 2020. Mission Force Main White Sturgeon Sonar Project, December 2019. Report for Palmer Environmental Consulting Group, Vancouver, BC.
- Robichaud, D., English, K.K., Bocking, R.C., and Nelson, T.C. 2006. [Direct and delayed mortality of white sturgeon caught in three gear-types in the Lower Fraser River](#). Report for Tsawwassen First Nation Fisheries, Delta, BC.
- Robichaud, D., English, K.K., and Nelson, T.C. 2017. Annual movements of acoustic-tagged White Sturgeon in the lower Fraser River and its tributaries. *Transactions of the American Fisheries Society* 146: 611-625.
- Robichaud, D., Wright, C., and Challenger, W. 2020. Rocky Reach Reservoir White Sturgeon Indexing and Monitoring Program 2019. Report for Public Utility District No. 1 of Chelan County, Wenatchee, WA.
- Rosenau, M.L., and Angelo, M. 2000. [Sand and gravel management and fish habitat protection in British Columbia salmon and steelhead streams](#). Background Paper No. 200/3 prepared for the Pacific Fisheries Resource Conservation Council.
- Rosenau, M.L., and Angelo, M. 2005. [Conflicts between agriculture and salmon in the eastern Fraser Valley](#). Report for Pacific Fisheries Resource Conservation Council, Vancouver BC.
- Ross, T.J., Hardy, R., Rust, P., and Wakkinen, D. 2015. Kootenai River fish mitigation: White Sturgeon, Burbot, native salmonid monitoring and evaluation, annual progress report, May 1, 2013 – April 30, 2014. Idaho Department of Fish and Game Report 15-01.
- Schaffter, R.G. 1997. White Sturgeon spawning and location of spawning habitat in the Sacramento River, California. *California Fish and Game* 83: 1-20.
- Schreier, A.M. 2012. Use of polysomic genetic markers to address critical uncertainties in White Sturgeon biology and management. PhD Dissertation, University of California, Davis, CA.
- Schreier, A.D., May, B., and Gille, D. 2013. Incidence of spontaneous autopolyploidy in cultured populations of White Sturgeon, *Acipenser transmontanus*. *Aquaculture* 416: 141-145.
- Schwindt, C., and Yeung, A. 2020. Lower Fraser White Sturgeon juvenile monitoring program - 2012-2018 final report. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations and Rural Development, Surrey, BC.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 184.
- Secor, D. H., and Gunderson, T.E. 1998. Effects of hypoxia and temperature on survival, growth, and respiration of juvenile Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*. *Fishery Bulletin* 96:603-613.
- Semakula, S.N. 1963. The age and growth of the White Sturgeon (*Acipenser transmontanus* Richardson) of the Fraser River, British Columbia, Canada. Masters Thesis, University of British Columbia, Vancouver, BC.
- Semakula, S.N. and Larkin, P.A. 1968. Age, growth, food and yield of the White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) of the Fraser River, British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 25: 2589-2602.

-
- Shaughnessy, C.A., Baker, D.W., Brauner, C.J., Morgan, J.D., and Bystriansky, J.S. 2015. Interaction of osmoregulatory and acid-base compensation in White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) during exposure to aquatic hypercarbia and elevated salinity. *Journal of Experimental Biology* 218: 2712-2719.
- Smith, C.T., Nelson, R.J., Pollard, S., Rubidge, E., McKay, S.J., Rodzen, J., May, B., and Koop, B. 2002. Population genetic analysis of white sturgeon (*Acipenser transmontanus*) in the Fraser River. *Journal of Applied Ichthyology* 18: 307-312.
- Stoddard, E. 2017. Lower Fraser White Sturgeon spawning habitat confirmation project 2016-2017 Interim Report. Report for Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations (MFLNRO), Fish & Aquatic Wildlife, South Coast, Surrey, BC.
- Sykes, G.S. 2010. Nechako White Sturgeon Monitoring 2009. Report for the BC Ministry of Environment, Victoria, BC.
- Sykes, G., Bond, J., and Liebe, R. 2007. Adult White Sturgeon monitoring - Nechako River 2007. Report by for Alcan Primary Metal, Kitimat, BC.
- Terraquatic Resource Management. 2011. Arrow Lakes Generating Station White Sturgeon Spawn Monitoring Program. Report for Columbia Power Corporation, Castlegar, BC.
- TFOG. 2013. Tsawwassen Fisheries Operational Guidelines – Updated and approved 24 Sep. 2013. Tsawwassen First Nation, Tsawwassen BC.
- Tides Canada. 2020. Resilient Waters Advisory Meeting Report, 15 April 2020. Prepared by Tides Canada, now MakeWay Foundation, Vancouver, BC.
- Triton Environmental Consultants. 2004. Adult White Sturgeon monitoring – Nechako River 2004. Report for the BC Ministry of Environment, Prince George, BC.
- Vardy, D.W., Oellers, J., Doering, J.A., Hollert, H., Giesy, J.P., and Hecker, M. 2013. Sensitivity of early life stages of White Sturgeon, Rainbow Trout, and Fathead Minnow to copper. *Ecotoxicology* 22: 139-147.
- Veinott, G., Northcote, T. Rosenau, M., and Evans, R.D. 1999. Concentrations of strontium in the pectoral fin ray of the White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*) by laser ablation – inductively coupled plasma – mass spectrometry as an indicator of marine migrations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1981-1990.
- Walters, C., Korman, J., and McAdam, S. 2005. [An assessment of White Sturgeon stock status and trends in the lower Fraser River](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2005/066. vii + 60 p.
- Wang, Y.L., Binkowski, F.P., and Doroshov, S.I. 1985. Effect of temperature on early development of White and Lake sturgeon, *Acipenser transmontanus* and *A. fulvescens*. *Environmental Biology of Fishes* 14: 43-50.
- Weatherly, H. and Church, M. 1999. [Gravel extraction inventory of Lower Fraser River \(Mission-Hope\)](#) - 1964-1998. Document submitted March 15, 1999 to District of Chilliwack.
- Welch, D.W., Turo, S., and Batten, S.D. 2006. Large-scale marine and freshwater movements of White Sturgeon. *Transactions of the American Fisheries Society* 135: 386-389.
- Whitlock, R., and McAllister, M. 2012. Incorporating spatial and seasonal dimensions in a stock reduction analysis for lower Fraser River White Sturgeon (*Acipenser transmontanus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1674-1697.

Wood, C., Snee, D., McAdam, S., Korman, J., and Hatfield, T. 2007. [Recovery potential assessment for White Sturgeon populations listed under the Species at Risk Act](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2007/003. vi + 35 p.

Young, W.T., and D.L. Scarnecchia. 2005. Habitat use of juvenile White Sturgeon in the Kootenai River, Idaho and British Columbia. *Hydrobiologia* 537: 265-271.

ANNEXE A : SOMMAIRE DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE ET D'ÉVALUATION DE L'ESTURGEON BLANC DU BAS FRASER, 2019

Programme de surveillance et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser (FRSCS) – Sommaire du programme 2019



Depuis avril 2000, le Programme de surveillance et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser de la FRSCS a pu compter sur des bénévoles expérimentés pour marquer les esturgeons et recueillir des données d'échantillonnage. Chaque année, les bénévoles de la FRSCS échantillonnent plusieurs milliers d'esturgeons vivants pour détecter la présence d'étiquettes à transpondeur passif intégré portant un numéro unique. Les échantillons d'esturgeons utilisés pour évaluer l'abondance et à d'autres fins analytiques sont prélevés dans une « zone d'évaluation centrale » qui comprend plus de 200 kilomètres linéaires dans le bassin versant du bas Fraser, en aval du rocher Lady Franklin (près de Yale).



Principaux points et conclusions

- Plus de 165 000 esturgeons ont été échantillonnés par les bénévoles du programme au cours des 21 dernières années (figure 1).
- Le programme utilise actuellement deux modèles pour générer des estimations d'abondance : un modèle de marquage-recapture intégré, spatial et structuré par âge (ISAMR) et un modèle de marquage-recapture bayésien (BMR24). Les tendances pour les esturgeons juvéniles, subadultes et adultes sont présentées à la figure 2.
- L'abondance de l'esturgeon dans le bas Fraser est en déclin depuis 2006.
- L'abondance des esturgeons juvéniles (longueur à la fourche de 60 à 90 cm) a considérablement diminué au cours des 15 dernières années.
- L'abondance des esturgeons subadultes (longueur à la fourche de 100 à 169 cm) est en baisse depuis 2012.
- L'abondance des esturgeons adultes (longueur à la fourche de 160 à 279 cm) a augmenté progressivement depuis le début du programme.
- Le modèle ISAMR peut être utilisé pour prévoir les tendances futures de l'abondance des esturgeons.
- Si les tendances récentes se maintiennent, la population d'esturgeons blancs du bas Fraser devrait diminuer à un taux annuel moyen de 1,4 % par an au cours des 30 prochaines années (voir la figure 3 ci-dessous).
- Le taux de croissance annuel moyen des esturgeons blancs d'une longueur à la fourche de 60 à 179 cm en 2019 (3,6 cm/an) était inférieur de 36,8 % au taux de croissance annuel moyen respectif en 2002 (5,7 cm/an).

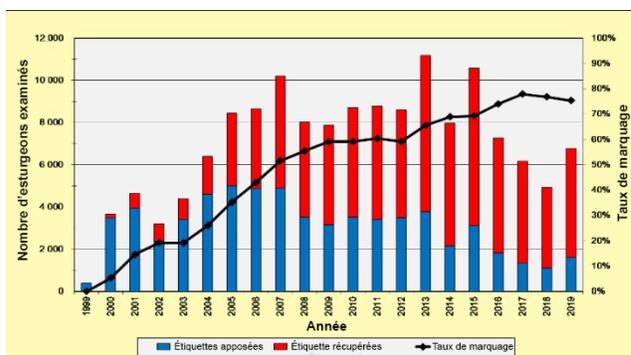


Figure 1. Nombre annuel d'étiquettes posées, nombre rapporté de recaptures d'étiquettes et taux de marquage annuels (proportion de poissons échantillonnés qui possédaient une étiquette au moment de la capture) pour l'esturgeon blanc d'une longueur à la fourche de 60 à 279 cm, 2000-2019. Tirée de Nelson et al. 2020.

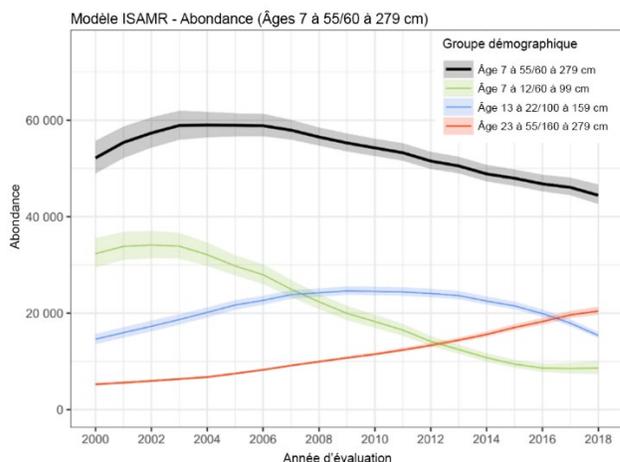


Figure 2. Estimations de l'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser d'âges 7 à 55 (longueur à la fourche de 60 à 279 cm) de 2000 à 2019, calculées à l'aide du modèle ISAMR. Les régions ombrées représentent les intervalles de crédibilité à 95 %. Tirée de Challenger et al. 2020.

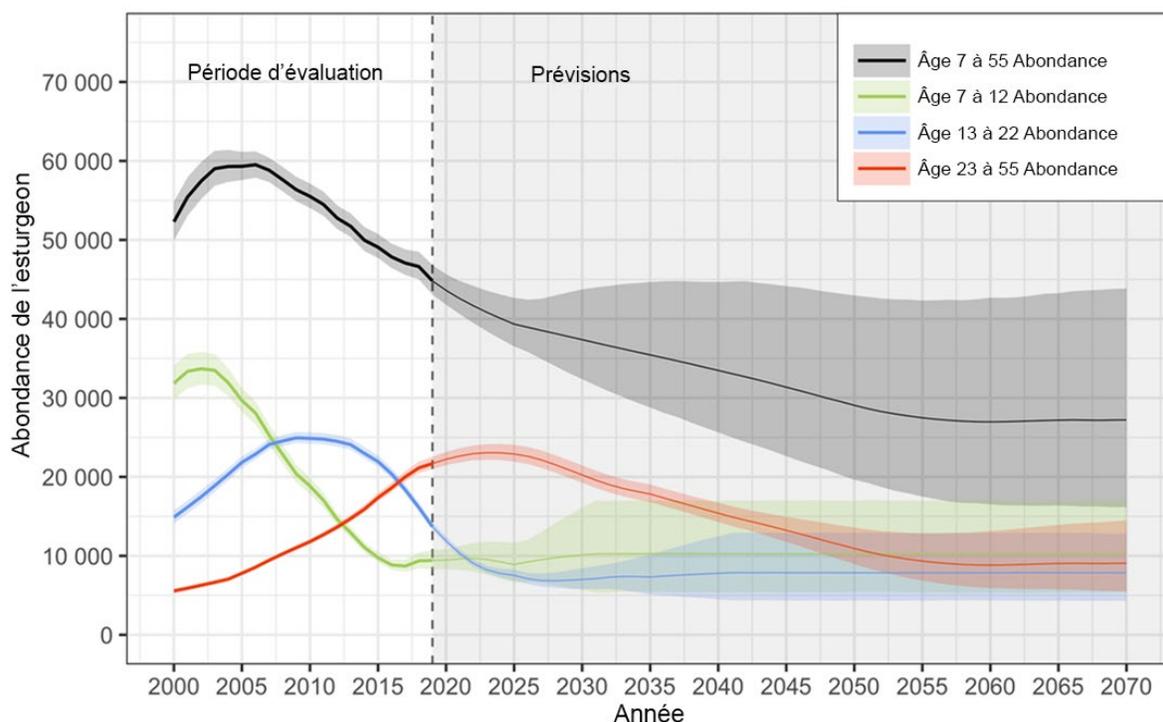


Figure 3. Prévisions d'abondance (modèle ISAMR) pour l'esturgeon blanc du bas Fraser pour 2019-2070, en supposant que le recrutement annuel reste le même que celui des estimations récentes (c'est-à-dire le recrutement de 2012 à 2018). Les ombres grises indiquent les années prévues. Tirée de Challenger et al. 2020.

Outre les résultats des modèles permettant d'estimer l'abondance, d'autres indicateurs démographiques préoccupent.

- La proportion d'esturgeons blancs juvéniles (longueur à la fourche < 100 cm) capturés par la pêche d'essai à Albion a diminué de 63 % entre 2000 et 2019.
- Le taux de croissance annuel moyen pour tous les groupes de tailles des esturgeons blancs en 2019 (3,6 cm/an) était inférieur de 37 % au taux de croissance annuel moyen respectif en 2002 (5,7 cm/an).

L'avenir de l'esturgeon blanc sauvage du fleuve Fraser – que peut-on faire pour aider?

- Les taux de recrutement des esturgeons blancs juvéniles dans le bas Fraser sont actuellement inférieurs au niveau de durabilité de la population.

-
- L'abondance actuelle et prévue des poissons adultes matures dans la population devrait être suffisante pour faire augmenter les taux de recrutement des juvéniles au cours de la prochaine décennie, à condition que des mesures précises soient prises dès maintenant pour réduire les effets et améliorer les conditions environnementales.
 - Les auteurs recommandent des mesures immédiates pour améliorer les taux de recrutement et de survie des esturgeons juvéniles.

Voici les mesures à prendre en priorité :

- Protection des habitats d'hivernage, de fraie et de croissance des juvéniles.
- Limitation des activités de pêche et de navigation dans les zones de fraie connues de l'esturgeon pendant la période de fraie.
- Réduction de l'incidence des interceptions des filets issues de toutes les pêches au filet, à tout moment de l'année.
- Réduction des taux de capture annuels dans la pêche récréative.
- Identification et protection des zones de fraie et de croissance des espèces proie dont dépendent les esturgeons juvéniles et adultes (par exemple, le saumon et l'eulakane).

Les rapports annuels détaillés du programme, qui présentent à la fois les méthodes d'étude et les résultats, sont disponibles à l'adresse suivante : [Fraser River Sturgeon Conservation Society Research for Survival: Reports](#)

La Fraser River Sturgeon Conservation Society est une organisation à but non lucratif qui se consacre à la conservation et au rétablissement de l'esturgeon blanc sauvage du fleuve Fraser.

Correspondance administrative
300 – 1682 West 7th Avenue
Vancouver (Colombie-Britannique)
V6J 4S6
t 604-664-7664 x107 f 604-664-7665

www.frasersturgeon.com
BN 86735 0282 RR0001
BC Society S-0037432

ANNEXE B : SITES D'EXTRACTION DE GRAVIER LE LONG DU COURS INFÉRIEUR DU FRASER

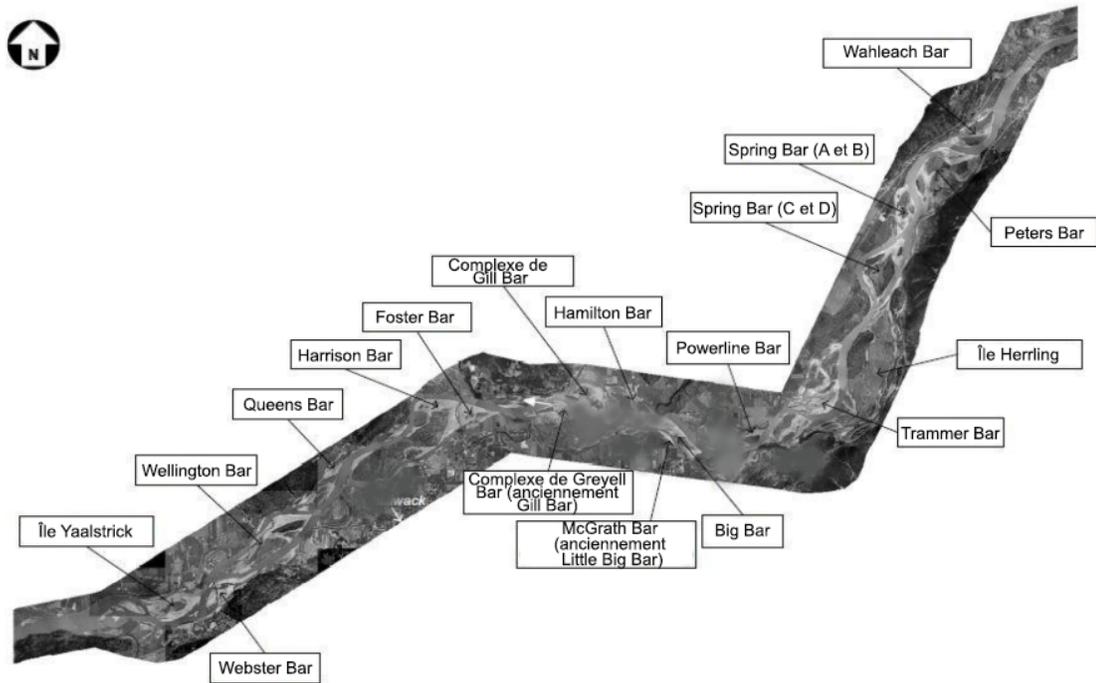


Figure 2. Emplacement des bancs de gravier dans le fleuve Fraser.⁶⁷

⁶⁷ Programme d'urgence provincial de la Colombie-Britannique. Location of Gravel Bars in the Fraser River Hope to Mission, BC (septembre 2010).
En ligne : http://www.pep.bc.ca/floods/sediment_docs/gravel_bars.pdf

Figure B1. Site d'extraction de gravier le long du cours inférieur du fleuve Fraser (d'après Anon. 2011).

ANNEXE C : PRISES D'ESTURGEONS DE LA PÊCHE RÉCRÉATIVE

ANNEXE C1 : ESTIMATIONS DES PRISES POUR LA PÊCHE RÉCRÉATIVE DANS LE BAS FRASER

Nous décrivons ici les méthodes utilisées pour obtenir des estimations des prises dans le cadre de la pêche récréative de l'esturgeon blanc dans le fleuve Fraser, et nous discutons des biais possibles associés à ces estimations.

Méthodes

Principales valeurs

Prises (à partir de 2010-2011) – Le FLNRORD a utilisé des questionnaires papier, téléphoniques et électroniques pour recueillir les réponses des pêcheurs à la ligne récréatifs dans le but d'estimer l'effort et les captures des pêcheurs non accompagnés d'un guide pour chaque année de permis. Lorsque les prises des pêcheurs non accompagnés d'un guide sont combinées aux prises des pêcheurs accompagnés d'un guide (dérivées des rapports annuels soumis par les guides de pêche à la ligne à l'esturgeon), il devient possible d'estimer les prises totales pour chaque année. Les méthodes utilisées pour compiler les prises des pêcheurs à la ligne accompagnés d'un guide et estimer les prises des pêcheurs non accompagnés d'un guide pour chaque année de 2010-2011 à 2016-2017 sont décrites dans le document de Robichaud (2018b), avec les estimations des prises calculées. Les estimations des prises pour 2017-2018 et 2018-2019 sont présentées dans le document de Schwindt et Yeung (2020a, b). Les valeurs sont présentées au tableau C1.

Prises ajustées (2010-2011 à 2016-2017) – Robichaud (2018a) a conclu que les estimations des prises calculées en élargissant les données du questionnaire de manière à représenter tous les pêcheurs à la ligne détenant un permis étaient biaisées à la hausse. Pour la plupart des années, les estimations des prises d'esturgeons étaient nettement supérieures à l'abondance totale de la population d'esturgeons blancs du fleuve Fraser. On a supposé que la surdéclaration dans les données du questionnaire était attribuable en partie à un biais de rappel et au fait que des pêcheurs avaient par erreur déclaré les prises totales par bateau, plutôt que leurs prises individuelles. De plus, les pêcheurs accompagnés d'un guide sont moins susceptibles de retourner les questionnaires, ce qui produit un biais positif dans la portion des permis pour les pêcheurs non guidés (Robichaud 2018a). Indépendamment de la source ou de la raison du biais, on a supposé que les entretiens sur les sites de débarquement (on interroge les personnes au retour de la pêche) ne comporteraient pas le même niveau d'erreur de déclaration, et que les captures par unité d'effort (CPUE) provenant d'une telle enquête par interrogation du pêcheur seraient plus précises que celles dérivées des données du questionnaire.

Au cours de l'année 2016-2017, une enquête par interrogation du pêcheur sur les sites de débarquement a été menée (Petra Wykpis, données non publiées), et les CPUE tirées de cette enquête ont été calculées. Lorsque l'on compare les CPUE dérivées de l'enquête par interrogation du pêcheur aux CPUE issues des questionnaires de 2016-2017, il est manifeste que les méthodes utilisées avec le questionnaire entraînaient une surestimation des prises. À l'aide du générateur de modèle de différenciation automatique (voir Robichaud 2018b), les prises estimées pour chaque année visée par un permis, calculées à partir des questionnaires de 2010-2011 à 2016-2017, ont été ajustées à la baisse, en tenant compte de l'effort par type de permis, et des CPUE tirées de l'enquête par interrogation du pêcheur de 2016-2017. Ces estimations sont présentées dans la colonne ajustée pour les prises des pêcheurs non guidés dans le tableau C1.

Prises des pêches guidées (2004-2005 à 2008-2009) et prises totales (2009-2010) – Colin Schwindt (FLNRORD, comm. pers.) a fourni les totaux des prises des pêches guidées à partir des données de recensement de 2004-2005 à 2008-2009, et les prises totales pour l'année de permis 2009-2010.

Valeurs dérivées

Prises des pêches guidées, 2009-2010 – Les prises des pêches guidées ont été calculées à partir de la valeur totale des prises fournie par Schwindt. La moyenne du ratio des prises des pêches non guidées par rapport aux prises des pêches guidées de 2010-2011 à 2018-2019 a été utilisée pour estimer les prises des pêches guidées pour l'année. La valeur dérivée est indiquée dans la cellule grisée de la colonne des prises des pêches guidées du tableau C1.

Tableau C1. Les prises non ajustées et ajustées des pêches non guidées sont présentées avec les prises des pêches guidées, ainsi que les prises totales non ajustées et ajustées, par année de permis. Les sources de données et les méthodes utilisées pour obtenir ces estimations sont fournies dans la présente annexe. Les estimations non ajustées des prises pour les pêches non guidées ont été obtenues à partir des données des questionnaires de 2009 à 2019. Les estimations ajustées des prises pour les pêches non guidées pour 2010 à 2017 ont été ajustées pour tenir compte du biais positif dans les estimations obtenues à partir des données du questionnaire (Robichaud 2018b). Les estimations des prises des pêches guidées ont été obtenues à partir des rapports annuels soumis par les guides autorisés. Les prises totales représentent la somme des estimations annuelles pour les pêches non guidées et les pêches guidées. Les estimations dans les cellules grisées n'ont pas été obtenues directement à partir des données des questionnaires et des rapports des guides, mais à partir des estimations des prises disponibles pour ces années.

Année du permis	Prises des pêches non guidées		Prises des pêches guidées	Prises totales	
	Non ajustées	Ajustées		Non ajustées	Ajustées
2004-05	25 950	8 581	11 645	37 595	20 226
2005-06	40 798	17 123	23 237	64 035	40 360
2006-07	31 229	11 385	15 450	46 679	26 835
2007-08	38 663	15 774	21 406	60 069	37 180
2008-09	35 975	14 130	19 176	55 151	33 306
2009-10	26 102	7 824	10 617	36 719	18 441
2010-11	40 679	14 650	18 451	59 130	33 101
2011-12	30 875	12 886	17 542	48 417	30 428
2012-13	26 100	10 107	14 818	40 918	24 925
2013-14	42 149	16 648	17 239	59 388	33 887
2014-15	42 888	16 869	11 354	54 242	28 223
2015-16	58 536	23 073	16 547	75 083	39 620
2016-17	50 394	31 328	19 357	69 751	50 685
2017-18	41 539	17 451	28 479	70 018	45 930
2018-19	57 745	25 944	22 405	80 149	48 349

Prises ajustées des pêches non guidées (avant 2010-2011 et après 2016-2017) – Pour les périodes antérieures et postérieures au document de Robichaud (2018b), les données nécessaires à l'exécution du générateur de modèles de différenciation automatique n'étaient pas disponibles, de sorte que des méthodes de rechange ont été nécessaires pour dériver des estimations ajustées des prises des pêches non guidées.

Avant 2010-2011

Pour estimer les prises ajustées des pêches non guidées pour la période antérieure à 2010-2011, on a multiplié les prises des pêches guidées par la moyenne des ratios annuels des prises ajustées des pêches non guidées par rapport aux prises des pêches guidées. Les ratios affichaient une tendance à la hausse au fil du temps. Ainsi, pour mieux représenter la partie la plus ancienne de la série chronologique, seules les trois premières années de ratios ont été incluses dans la moyenne (2010-2011 à 2012-2013; moyenne 0,74, fourchette 0,68 à 0,79). Les valeurs dérivées sont indiquées dans les cellules grisées du tableau C1.

Après 2016-2017

Pour obtenir une représentation approximative des prises ajustées pour la période postérieure à 2016-2017, nous avons utilisé une technique de régression. Les prises ajustées log-transformées des pêches non guidées de la période 2010-2011 à 2016-2017 ont été calculées par régression par rapport aux prises non ajustées log-transformées des pêches non guidées pour la même période. La pente (1,2038) était statistiquement significative ($F_{1,5} = 18,6$, $P = 0,008$), et la relation (avec un point d'intersection de -3,0345) présentait une bonne adéquation (R^2 était de 0,79). La formule de régression a ensuite été utilisée pour dériver les valeurs ajustées des prises des pêches non guidées pour chacune des deux années en question. Les valeurs dérivées pour ces années sont indiquées dans les cellules grisées du tableau C1.

Prises non ajustées des pêches non guidées (avant 2010-2011) – Pour obtenir une représentation approximative des prises non ajustées pour la période antérieure à 2009-2010, nous avons utilisé la même méthode de régression, décrite ci-dessus, en inversant toutefois les variables X et Y. La formule de régression (pente = 0,6549, point d'intersection = 4,2323) a été utilisée pour calculer les valeurs non ajustées des prises des pêches non guidées à partir des valeurs ajustées pour chacune des années en question. Les valeurs dérivées pour les années antérieures à 2010-2011 sont indiquées dans les cellules grisées de la colonne des prises non ajustées des pêches non guidées du tableau C1.

Résultats

Les prises non ajustées et ajustées des pêches non guidées sont présentées avec les prises des pêches guidées, ainsi que les prises totales non ajustées et ajustées, au tableau C1.

Biais probables

Les estimations globales des prises ont probablement été surévaluées, surtout au cours des dernières années de permis, où l'on a estimé que les prises étaient nettement supérieures à la taille totale de la population du bas Fraser, comme l'ont signalé Nelson *et al.* (2020). Alors que Nelson *et al.* rapportent des abondances de poissons dans la fourchette de longueurs à la fourche de 60 à 279 cm entre Yale et l'embouchure du fleuve Fraser, les questionnaires couvrent une zone géographique plus large (ils incluent les réseaux Pitt et Harrison, les zones en amont de Yale, etc.), et ne comportent pas de stipulations de taille, ce qui pourrait expliquer le très grand nombre de prises estimées. Cependant, les prises globales déclarées pour les zones situées en dehors de la « zone centrale » étudiée par Nelson *et al.* étaient peu élevées, et très peu des prises des pêches guidées ont été rapportées dans les zones en amont, ce qui laisse un grand écart inexplicé. Il est possible que la capture de très petits ou de très gros poissons explique une autre partie de cet écart. Une autre possibilité est la capture répétée de poissons. English et Jesson (2013) ont montré qu'environ 10 % des poissons échantillonnés par le programme de surveillance et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser sont capturés plus d'une fois par an. Selon la proportion des prises totales d'esturgeons du fleuve Fraser qui est incluse dans les échantillons du programme de surveillance et d'évaluation, les poissons

capturés plus d'une fois par an pourraient représenter jusqu'à 50 % des prises totales d'esturgeons uniques (voir l'annexe C2 ci-dessous). Néanmoins, la probabilité d'une surdéclaration dans les données du questionnaire demeure.

Cette surdéclaration pourrait être assez importante, si les pêcheurs à la ligne déclarent par erreur les prises totales par bateau, plutôt que leurs prises individuelles. Par exemple, un pêcheur à bord d'un bateau de quatre personnes, qui débarquent chacune un seul esturgeon, devrait enregistrer la prise d'un poisson, mais pourrait enregistrer par erreur la prise de quatre poissons pour le bateau. Il est très courant que les pêcheurs en bateau déclarent les prises totales du bateau plutôt que les prises de chaque personne, d'autant plus que beaucoup ont été formés à le faire après 30 ans d'enquêtes par interrogation du pêcheur en Colombie-Britannique, lesquelles utilisaient la « sortie en bateau » comme unité d'effort (English *et al.* 1986, 2002). On ignore dans quelle mesure cela s'est produit, et le libellé du questionnaire a été modifié depuis l'enquête de 2015-2016 afin de rendre cette importante distinction plus claire. Néanmoins, les CPUE moyennes tirées d'une enquête par interrogation du pêcheur sur les sites de débarquement pour une année de permis (Petra Wykpis, données non publiées de l'automne 2016) étaient de 0,89 esturgeon par jour-pêcheur, soit environ 46 % des CPUE estimées à partir des données du questionnaire pour la même année, ce qui semble indiquer qu'il pourrait bien y avoir une surdéclaration très élevée par les pêcheurs à la ligne non accompagnés d'un guide. Des tentatives ont été faites pour corriger ce biais à l'aide d'une méthode de modélisation, mais les valeurs ajustées pourraient être encore trop élevées, étant donné que l'enquête par interrogation du pêcheur a été réalisée pendant une période de pêche à l'esturgeon relativement bonne, et seulement à deux des meilleurs sites, ce qui a généré des estimations des CPUE qui peuvent être supérieures à la moyenne annuelle.

Une autre source de biais pourrait être attribuable à des taux de réponse différents selon les types de pêcheurs. Si les pêcheurs non accompagnés d'un guide étaient plus susceptibles de répondre au questionnaire que les pêcheurs accompagnés d'un guide (les pêcheurs guidés pourraient penser que leurs données sont rapportées par les guides), l'ensemble de données « des réponses remplies » comprendrait un nombre disproportionné de pêcheurs non guidés. Cela entraînerait une estimation trop élevée de l'effort de pêche à la ligne non guidée. Les évaluations du biais de non-réponse, réalisées en association avec les enquêtes par courriel de 2013-2014 et 2014-2015, ont montré que les pêcheurs à la ligne qui n'ont pas répondu à la première invite étaient différents de ceux qui ont répondu : les non-répondants étaient moins susceptibles d'avoir été des pêcheurs à la ligne non accompagnés d'un guide (Robichaud 2018b). Bien que la tendance ne se soit pas maintenue pour les enquêtes sur papier (envoi postal) (il semble y avoir eu différents biais de réponse, selon la méthode d'enquête), ce résultat indique : 1) qu'il existe une source possible de biais; et 2) que l'ampleur du biais a pu augmenter lorsque les enquêteurs ont abandonné les enquêtes sur papier au profit des enquêtes par courrier électronique.

Alors que la surdéclaration semble se produire pour les données des pêches non guidées, les données de recensement produites par les guides pourraient être sous-évaluées. En comparant les prises déclarées dans le recensement à celles des fiches de données montrant les recaptures individuelles de poissons marqués avec des étiquettes à transpondeur passif intégré, selon les déclarations faites au Programme de surveillance et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser, English et Jesson (2013) ont trouvé des preuves d'une sous-déclaration par plusieurs guides.

Tous les types de déclarations erronées pourraient être évités si les pêcheurs tenaient des carnets de bord quotidiens, car des erreurs sont facilement commises lorsque l'on remplit des formulaires de recensement bien après que les sorties de pêche à la ligne ont eu lieu (Pollock *et al.* 1995). Quoi qu'il en soit, une estimation indépendante des CPUE devrait être calculée à

partir d'une enquête par interrogation du pêcheur de type enquête par sortie, menée tout au long de l'année et dans tout le cours inférieur du Fraser, afin d'évaluer dans quelle mesure les réponses au questionnaire et au recensement comportent un biais.

Une autre grande incertitude associée aux estimations des prises et de l'effort pour l'esturgeon blanc du fleuve Fraser est liée aux exigences de déclaration peu rigoureuses pour des zones de marée désignées du fleuve Fraser en aval du pont ferroviaire de Mission. Les règlements de la Colombie-Britannique relatifs aux guides professionnels ne s'appliquent qu'aux eaux sans marée. Par conséquent, les guides ne sont pas tenus de déclarer leur effort de pêche et leurs prises dans les eaux avec marée du fleuve Fraser s'ils ne détiennent pas un permis de la province. De plus, aucun des pêcheurs à la ligne non accompagnés d'un guide qui pêchent uniquement dans les eaux avec marée ne reçoit le questionnaire annuel du pêcheur à la ligne de l'esturgeon blanc du fleuve Fraser, ce qui fausse certainement les résultats des prises et de l'effort en aval du pont ferroviaire de Mission. Les zones de marée comptent un grand nombre d'esturgeons blancs, et une population active de pêcheurs à la ligne les exploite (FRSCS, données non publiées).

Références

- English, K.K., and Jesson, D. 2013. Sturgeon catch and effort estimates for lower & middle Fraser River recreational fishery 2009-12. Report for Habitat Conservation Trust Foundation.
- English, K.K., Shardlow, T.F., and Webb, T.M. 1986. [Assessment of the Strait of Georgia sport fishing statistics, sport fishing regulations and trends in Chinook catch using creel survey data](#). Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1375.
- English, K.K., Searing, G.F., and Nagtegaal, D.A. 2002. Review of the Strait of Georgia recreational creel survey, 1983-1999. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2414.
- Nelson, T.C., Robichaud, D., Challenger, W., English, K.K., Mochizuki, T., Thibault, T., and Gazey, W.J. 2020. [Lower Fraser River White Sturgeon Monitoring and Assessment Program 2019: Summary of sampling results, distribution, growth, and abundance estimates derived from 24-Month Bayesian Mark Recapture Modelling](#). Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Pollock, K.H., Jones, C.M., and Brown, T.L. 1994. Angler survey methods and their applications in fisheries management. *Rev Fish Biol Fisheries* 5, 378–380.
- Robichaud, D. 2018a. Catch and effort in the Fraser River White Sturgeon recreational fishery, 2015-2016, with retrospective analysis of past data. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, South Coast Region.
- Robichaud, D. 2018b. Catch and effort in the Fraser River White Sturgeon Recreational Fishery, 2016-2017. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, South Coast Region.
- Schwindt, C., and Yeung, A. 2020a. Lower and Middle Fraser Recreational White Sturgeon Fishery Monitoring Program (2017-2018 angling licence year), Technical Summary. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, South Coast Region.
- Schwindt, C., and Yeung, A. 2020b. Lower and Middle Fraser Recreational White Sturgeon Fishery Monitoring Program (2018-2019 angling licence year), Technical Summary. Report for Ministry of Forests, Lands, Natural Resource Operations, and Rural Development, South Coast Region.

ANNEXE C2 : PORTION DE LA POPULATION D'ESTURGEONS DU BAS FRASER CAPTURÉE PLUSIEURS FOIS DANS LA MÊME ANNÉE

Les données du programme de surveillance et d'évaluation de l'esturgeon blanc du bas Fraser de la FRSCS ont été combinées à l'estimation de l'abondance de 2019 (44 809) rapportée dans Challenger *et al.* (2020) et aux hypothèses concernant le taux d'échantillonnage de la FRSCS, dans le but d'estimer la portion de la population d'esturgeons du bas Fraser capturée plusieurs fois au cours d'une même année. En 2019, les guides et les pêcheurs à la ligne de la FRSCS ont échantillonné 7 034 esturgeons et 607 (9,6 %) ont été échantillonnés deux fois ou plus (tableau C2, données de Nelson *et al.* 2020). Le nombre total de poissons uniques échantillonnés par les pêcheurs à la ligne en 2019 était de 6 292 et 5 685 (90 %) d'entre eux n'ont été échantillonnés qu'une seule fois. Si cela représente 25 % des poissons uniques échantillonnés par les pêcheurs, le reste de la pêche récréative serait responsable de la capture de 18 876 esturgeons uniques, soit 42 % de l'estimation de l'abondance de 2019. En utilisant ce taux de prise, nous estimons que 9 864 (52 %) des 18 876 esturgeons n'auraient été capturés qu'une seule fois en 2019. Par conséquent, 15 549 (5 685 + 9 864) des 25 168 (6 292 + 18 876) poissons uniques capturés n'auraient été capturés qu'une seule fois en 2019. Les 9 619 poissons restants auraient été capturés deux fois ou plus. En utilisant les renseignements sur le nombre de fois qu'il y a eu rencontre avec les 24 461 esturgeons uniques entre 2016 et 2019 (annexe D de Nelson *et al.*, 2020), nous avons réparti les 9 619 poissons rencontrés plusieurs fois en 2019 sur 2 à 12 rencontres (tableau C2). L'analyse indique que le nombre total de prises par les pêcheurs à la ligne devrait être d'au moins 39 760 pour permettre la capture de 25 168 esturgeons uniques. Si les 6 292 esturgeons uniques échantillonnés par les guides et les pêcheurs à la ligne de la FRSCS représentaient 20 % des esturgeons uniques capturés par les pêcheurs, le total des prises par les pêcheurs serait d'au moins 55 458 esturgeons et environ 50 % des 31 460 esturgeons uniques capturés auraient été capturés deux fois ou plus en 2019.

Tableau C2. Résumé des données de marquage-recapture de la FRSCS utilisées pour estimer le nombre potentiel d'événements de recapture multiple, en supposant que les échantillons de la FRSCS représentaient 20 à 25 % du nombre d'esturgeons uniques capturés en 2019 par tous les pêcheurs à la ligne dans le bas Fraser.

Valeur	Échantillon de la FRSCS = 25 %			Échantillon de la FRSCS = 20 %		
	Échantillon de la FRSCS	Autres prises	Prises totales	Échantillon de la FRSCS	Autres prises	Prises totales
Recaptures uniques	5 685	9 864	15 549	5 685	9 956	15 641
Poisson unique	6 292	18 876	25 168	6 292	25 168	31 460
Estimation de la population en 2019	44 809	44 809	44 809	44 809	44 809	44 809
Échantillon ou taux de prise (CR)	14 %	42 %	56 %	14 %	56 %	70 %
1-CR	86 %	58 %	44 %	86 %	44 %	30 %
% de recaptures uniques	90,4 %	52,3 %	61,8 %	90,4 %	39,6 %	49,7 %
% de recaptures multiples	9,6 %	47,7 %	38,2 %	9,6 %	60,4 %	50,3 %

N ^{bre} de recaptures	FRSCS 2016-2019	Échantillon de la FRSCS = 25 %			Échantillon de la FRSCS = 20 %.		
		FRSCS 2019	Autres prises	Prises totales	FRSCS 2019	Autres prises	Prises totales
1	18 320	5 685	9 864	15 549	5 685	9 956	15 641
2	4 200	510	6 164	6 579	510	10 404	10 819
3	1 240	75	1 820	1 942	75	3 072	3 194
4	413	14	606	647	14	1 023	1 064
5	173	5	254	271	5	429	446
6	57	1	84	89	1	141	147
7	20	1	29	31	1	50	52
8	19	-	28	30	-	47	49
9	10	-	15	16	-	25	26
10	6	1	9	9	1	15	15
11	0	-	0	0	-	0	0
12	3	-	4	5	-	7	8
Poisson unique	24 461	6 292	18 876	25 168	6 292	25 168	31 460
Recaptures multiples	6 141	607	9 012	9 619	607	15 212	15 819
% de recaptures multiples	25 %	10 %	48 %	38 %	10 %	60 %	50 %
Nombre de poissons capturés	33 777	7 034	32 547	39 760	7 034	48 245	55 458
% de poissons uniques	72 %	89 %	58 %	63 %	89 %	52 %	57 %

ANNEXE D : ESTIMATIONS DES PRISES D'ESTURGEONS POUR LES PÊCHES AU FILET MAILLANT DES PREMIÈRES NATIONS DU BAS FRASER

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Des estimations fiables du nombre d'esturgeons blancs capturés dans le cadre des pêches au filet maillant des Premières Nations du bas Fraser sont nécessaires pour évaluer l'effet potentiel de ces pêches sur l'esturgeon, et pour déterminer dans quelle mesure ces pêches sont liées aux récentes tendances (c'est-à-dire les 15 dernières années) concernant l'abondance des esturgeons juvéniles, et si les décisions de gestion pourraient faciliter un rétablissement futur.

Pêches et Océans Canada (MPO) a préparé des estimations du nombre d'esturgeons capturés et remis à l'eau dans le cadre des pêches des Premières Nations ciblant le saumon dans le bas Fraser de 2000 à 2019. La majeure partie de l'effort de pêche des Premières Nations dans le bas Fraser est associée à des pêches où les filets maillants sont utilisés depuis un bateau tout en dérivant en aval (filets dérivants) ou utilisés de façon stationnaire, c'est-à-dire qu'ils sont ancrés à la rive, ou utilisés à partir d'un bateau ancré (filets fixes).

Le MPO a divisé le bas Fraser en divers tronçons pour chaque type d'engin, les plus courants étant les suivants : 1) de l'embouchure du fleuve Fraser à Port Mann; 2) de Port Mann à Mission; 3) de Mission à Harrison; 4) de Harrison à Hope; et 5) de Hope au ruisseau Sawmill (Figure D1). Les limites physiques à Port Mann, Mission et Hope sont des ponts qui traversent le fleuve Fraser. Pour certaines années, des strates adjacentes ont été combinées, de sorte que les estimations pour chaque strate ne sont pas toujours disponibles (par exemple, une strate combinée « Mission-Hope » a été utilisée pour rapporter les estimations des prises d'esturgeons pour 2000 à 2003).

Les estimations des prises d'esturgeons rapportées par le MPO pour les pêches au filet dérivant et au filet fixe ont été obtenues en combinant les estimations de l'effort de pêche au filet dérivant et au filet fixe avec les estimations des CPUE obtenues à partir d'entretiens réalisés à terre avec des pêcheurs des Premières Nations. L'objectif principal de ces entretiens était de recueillir des renseignements sur les prises de saumons; par conséquent, les renseignements sur les prises d'esturgeons sont souvent incomplets. En outre, la plupart des esturgeons capturés depuis 2000 ont été remis à l'eau, et les poissons remis à l'eau peuvent ne pas être déclarés (les poissons n'ont pas été vus pendant le processus d'entretien sur les sites de débarquement). De plus, les pêcheurs peuvent avoir omis de déclarer les esturgeons conservés, car la plupart des permis communaux exigent la remise à l'eau des prises accessoires d'esturgeons. On pense en général que les estimations du MPO concernant les prises d'esturgeons sous-estiment de façon importante le nombre d'esturgeons capturés dans les pêches au filet maillant des Premières Nations.



Figure D1. Zone de surveillance des prises par le MPO.

Le programme de cages refuges géré par la Fraser River Sturgeon Conservation Society (FRSCS) constitue une source supplémentaire de données sur les esturgeons blancs capturés dans le cadre des pêches au filet fixe des Premières Nations. Le programme des cages s'est déroulé dans la strate Mission-Harrison, et a été mené de 2000 à 2005. L'objectif était d'éviter au plus grand nombre possible d'esturgeons blancs d'être capturés plusieurs fois dans les pêches au filet fixe ciblant le saumon (Nelson *et al.* 2005). Des cages flottantes ont été déployées à deux endroits dans la strate Mission-Harrison. On a demandé aux pêcheurs des Premières Nations participant au programme d'apporter leurs prises accessoires d'esturgeons blancs de moins de 150 cm dans les cages refuges, où les poissons seraient temporairement retenus jusqu'à la fin des pêches de la fin de semaine, afin que le personnel de la FRSCS puisse vérifier les cages, examiner tous les esturgeons, étiqueter les poissons non étiquetés et libérer ensuite tous les esturgeons des cages. Les pêcheurs et les sites choisis représentaient un sous-ensemble de l'activité de pêche au filet fixe dans la strate Mission-Harrison, mais ils n'ont jamais été censés être représentatifs (échantillon aléatoire) de la strate Mission-Harrison dans son ensemble. En effet, le nombre d'esturgeons blancs observés dans le cadre du programme des cages a souvent dépassé l'estimation du MPO du nombre total d'esturgeons blancs capturés dans l'ensemble des filets fixes de la strate Mission-Harrison (tableau D1).

Ces données probantes d'une sous-déclaration des prises d'esturgeon avec les méthodes de surveillance du MPO a amené les chercheurs à combiner les données de la FRSCS avec les estimations de l'effort de pêche au filet fixe, dans le but d'obtenir des estimations des prises pour toutes les pêches au filet fixe dans la strate Mission-ruisseau Sawmill (Walters *et al.* 2005). Les estimations ainsi obtenues étaient sans raison élevées, et ne pouvaient pas être étendues aux pêches au filet dérivant ou aux pêches après 2005, ce qui nous a obligés à mettre au point une nouvelle méthode. Dans les sections suivantes, nous expliquons d'abord pourquoi la méthode de Waters *et al.* (2005) ne peut être utilisée. Ensuite, nous décrivons une nouvelle méthode d'estimation des prises totales d'esturgeons pour les pêches au filet maillant des Premières Nations dans le bas Fraser.

Tableau D1. Estimations de l'effort et des prises d'esturgeon du MPO pour les pêches au filet fixe des Premières Nations, esturgeon livré aux cages de la FRSCS dans la strate Mission à Harrison. Les estimations du MPO pour 2000 à 2003 ont été calculées pour la strate Mission à Hope et ont été ajustées pour représenter la strate Mission à Harrison.

Date	MPO				FRSCS	
	Effort (filets)	Durée de la pêche (heures/semaine)	Effort (heures de filet)	Prises	Prises (poissons livrés aux cages)	Diff.
11 juin 2000	31	24	744	11	1	-10
18 juin 2000	40	24	960	60	17	-43
25 juin 2000	52	24	1248	13	21	8
2 juillet 2000	74	48	3552	13	19	6
9 juillet 2000	87	48	4176	16	25	9
16 juillet 2000	84	48	4032	7	16	9
23 juillet 2000	57	48	2736	165	73	-92
30 juillet 2000	79	48	3792	171	156	-15
6 août 2000	72	48	3456	105	120	15
13 août 2000	69	48	3312	61	97	36
20 août 2000	55	48	2640	15	11	-4
13 mai 2001	37	24	888	11,9	2	-9,9
20 mai 2001	41	24	984	13,3	15	1,7
27 mai 2001	45	24	1080	23,1	32	8,9
3 juin 2001	26	24	624	15,4	14	-1,4
10 juin 2001	40	24	960	11,2	8	-3,2
17 juin 2001	79	24	1896	34,3	36	1,7
24 juin 2001	85	24	2040	23,1	107	83,9
1 ^{er} juillet 2001	12	48	576	0	3	3
22 juillet 2001	0	48	0	0	14	14
29 juillet 2001	69	48	3312	91	150	59
5 août 2001	109	48	5232	0	123	123
12 août 2001	102	48	4896	84	139	55
26 août 2001	71	48	3408	30,1	71	40,9
2 juin 2002	47	24	1128	9,1	3	-6,1
9 juin 2002	54	24	1296	42	14	-28
16 juin 2002	60	24	1440	20,3	10	-10,3
21 juillet 2002	82	48	3936	34,3	156	121,7
28 juillet 2002	106	48	5088	83,3	169	85,7
4 août 2002	106	48	5088	142,1	273	130,9
11 août 2002	106	48	5088	44,1	85	40,9
18 août 2002	92	48	4416	56,7	36	-20,7
1 ^{er} septembre 2002	51	48	2448	0	19	19
30 mars 2003	14	24	336	8,4	1	-7,4

Date	MPO				FRSCS	
	Effort (filets)	Durée de la pêche (heures/semaine)	Effort (heures de filet)	Prises	Prises (poissons livrés aux cages)	Diff.
6 avril 2003	22	24	528	11,2	1	-10,2
20 avril 2003	36	24	864	16,8	4	-12,8
4 mai 2003	30	24	720	6,3	6	-0,3
11 mai 2003	38	24	912	0,7	3	2,3
18 mai 2003	54	48	2592	7,7	32	24,3
25 mai 2003	31	48	1488	13,3	5	-8,3
8 juin 2003	50	48	2400	26,6	3	-23,6
15 juin 2003	44	48	2112	26,6	2	-24,6
27 juillet 2003	82	48	3936	8,4	161	152,6
3 août 2003	94	48	4512	29,4	76	46,6
10 août 2003	111	48	5328	25,9	42	16,1
17 août 2003	113	48	5424	63	169	106
24 août 2003	92	48	4416	27,3	73	45,7
31 août 2003	79	48	3792	22,4	35	12,6
2 mai 2004	26	48	1248	18	2	-16
9 mai 2004	26	48	1248	15	30	15
16 mai 2004	35	48	1680	16	7	-9
30 mai 2004	40	48	1920	25	12	-13
6 juin 2004	36	48	1728	19	13	-6
20 juin 2004	36	48	1728	40	16	-24
4 juillet 2004	46	48	2208	23	19	-4
11 juillet 2004	50	48	2400	43	23	-20
18 juillet 2004	83	48	3984	22	57	35
25 juillet 2004	88	72	6336	11	59	48
1 ^{er} août 2004	127	72	9144	0	18	18
8 août 2004	114	150	17100	0	31	31
15 août 2004	94	72	6768	0	53	53
22 août 2004	82	36	2952	13	48	35
1 ^{er} mai 2005	20	24	480	0	10	10
8 mai 2005	17	48	816	1	7	6
15 mai 2005	28	48	1344	5	8	3
22 mai 2005	28	48	1344	5	23	18
29 mai 2005	25	48	1200	4	6	2
5 juin 2005	30	48	1440	0	8	8
12 juin 2005	32	48	1536	11	35	24
19 juin 2005	30	48	1440	8	33	25
26 juin 2005	42	48	2016	17	17	0

Date	MPO				FRSCS	
	Effort (filets)	Durée de la pêche (heures/semaine)	Effort (heures de filet)	Prises	Prises (poissons livrés aux cages)	Diff.
31 juillet 2005	79	48	3792	48	35	-13
7 août 2005	79	48	3792	0	23	23
14 août 2005	102	48	4896	0	22	22
21 août 2005	99	72	7128	0	15	15
28 août 2005	112	80	8960	0	8	8
4 septembre 2005	115	24	2760	0	6	6
			Moyenne	26,5	42,8	16,2
Moyennes par période			2000-03	35,4	55,2	19,7
			2004-05	11,9	22,2	10,3

Les méthodes d'estimation précédentes (c.-à-d. Walters *et al.* 2005) n'étaient pas utiles.

Les estimations des prises totales rapportées dans le document de Walters *et al.* (2005) étaient supérieures de beaucoup aux chiffres du MPO. Elles ont été calculées en combinant les estimations du nombre moyen de filets déployés chaque mois dans la strate de Mission au ruisseau Sawmill avec les estimations mensuelles des CPUE dérivées du programme de cages refuges de 2000 à 2004 de la FRSCS. Ces estimations pour les pêches dans la strate de Mission au ruisseau Sawmill seraient raisonnables si les estimations des CPUE provenant des cages étaient représentatives de la moyenne des captures d'esturgeons par unité d'effort pour tous les lieux de pêche des Premières Nations entre Mission et le ruisseau Sawmill. Cependant, cela est peu probable pour les raisons suivantes :

1. Les cages à esturgeon ont été déployées de manière stratégique dans des sites à l'intérieur de la strate Mission-Harrison (plus précisément à Hatzic et Sumas), où les esturgeons ont été plus fréquemment capturés par des pêcheurs des Premières Nations (la FRSCS disposait d'un nombre limité de cages et l'objectif était d'éviter au plus grand nombre possible d'esturgeons une recapture multiple dans les pêches au filet fixe). Par conséquent, les taux de prises d'esturgeons aux endroits où les cages ont été déployées seraient plus élevés qu'aux autres endroits de la strate entre Mission et le ruisseau Sawmill.
2. Le nombre de filets ayant servi à amener les esturgeons dans les cages chaque semaine n'est pas connu, mais il a probablement varié en fonction du nombre de membres des Premières Nations qui pêchaient près des sites des cages pendant chaque pêche. Les estimations de Walters *et al.* (2005) étaient fondées sur l'hypothèse qu'un nombre fixe de filets (3 à 6 selon l'emplacement de la cage) ont servi à amener des esturgeons dans les cages pour chaque ouverture, peu importe l'ampleur de l'ouverture ou le nombre d'esturgeons trouvés dans les cages.
3. L'hypothèse de Walters *et al.* (2005) d'un nombre fixe de filets a donné lieu à des taux de prises d'esturgeons variant de 4 à 8 esturgeons par filet pendant les mois de faible effort (avril à juin) jusqu'à 32 à 48 esturgeons par filet pendant les mois de fort effort (juillet et août).
4. La combinaison des valeurs élevées de prises d'esturgeons par unité d'effort pour les deux sites des cages dans la strate Mission-Harrison en juillet et août, avec les estimations de

l'effort de pêche maximal au cours de ces mois, a fait en sorte que les estimations des prises de Walters *et al.* (2005) dépassent 12 000 esturgeons en un seul mois pour la strate entre Mission et le ruisseau Sawmill.

Par conséquent, les méthodes rapportées par Walters *et al.* (2005) ont probablement produit des surestimations importantes du nombre d'esturgeons capturés et remis à l'eau par les pêches des Premières Nations entre Mission et le ruisseau Sawmill. En outre, les méthodes de Walters *et al.* (2005) ne peuvent pas être appliquées aux années postérieures à 2005, où aucune étude sur les cages n'a été réalisée, et ces méthodes ne fournissent pas d'estimations du nombre d'esturgeons capturés et remis à l'eau par les pêches au filet dérivant dans le bas Fraser. Par conséquent, une autre approche a dû être mise au point pour obtenir des estimations du nombre d'esturgeons capturés et remis à l'eau par les pêcheurs au filet fixe et au filet dérivant des Premières Nations dans le bas Fraser entre 2000 et 2019.

AJUSTEMENT DES ESTIMATIONS DES PRISES D'ESTURGEONS DU MPO DANS LES CAS DE SOUS-DÉCLARATION

Tout comme l'approche proposée par Walters *et al.* (2005), le programme des cages refuges de la FRSCS peut être utilisé pour mieux comprendre la sous-déclaration des prises d'esturgeons dans le cadre du programme de surveillance des prises du MPO. L'examen des prises mensuelles de la strate Mission-Harrison qui ont été déclarées comme ayant été remises à l'eau a montré que les deux programmes (c.-à-d. le programme de surveillance des prises du MPO et le programme des cages de la FRSCS) ont généralement donné des résultats semblables au cours de la période de six ans où l'on a pu comparer les chiffres (Figure D2). La pente de la régression linéaire simple estimée par rapport aux prises transformées en racine carrée n'était pas très différente d'une relation 1:1, même si le programme des cages refuges de la FRSCS a généralement produit des estimations de prises plus élevées (c'est-à-dire que la ligne de régression était située au-dessus de la ligne 1:1; Figure D2). Cela indique que le programme de surveillance des prises du MPO et le programme des cages refuges de la FRSCS sont bien harmonisés, et donc que les deux programmes semblent indiquer la valeur véritable des prises d'esturgeons, bien que le facteur de mise à l'échelle utilisé pour calculer la véritable valeur des prises reste à déterminer. Bien que les deux indices se suivent généralement, le tracé de la différence entre les deux indices de prises indique que l'ampleur de la sous-déclaration dans les données du MPO est plus importante plus tard dans la saison, et pendant les périodes où l'effort de pêche est plus élevé (Figure D3).

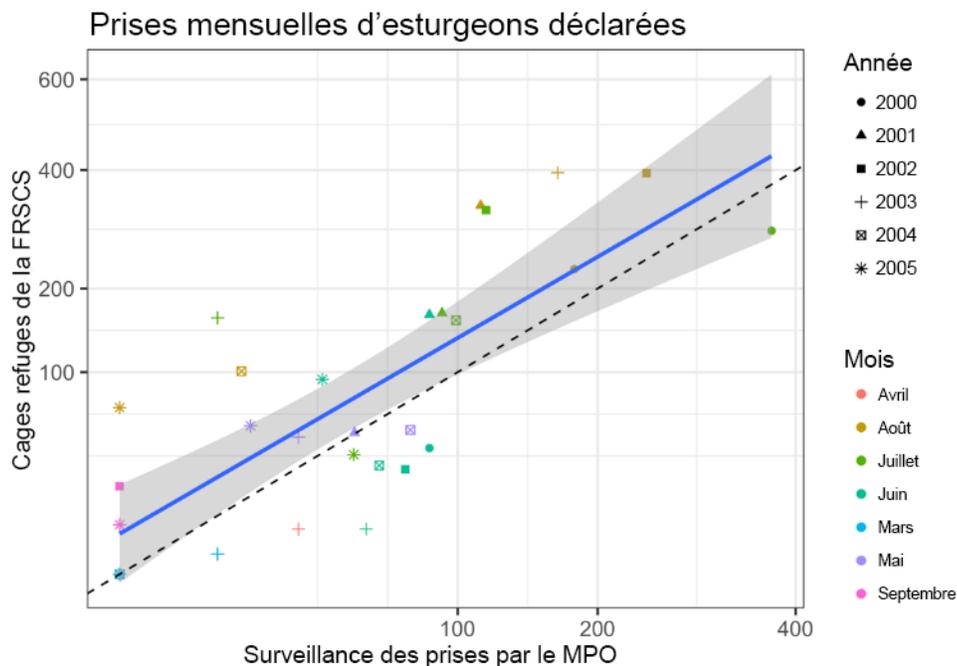


Figure D2. Comparaison entre les estimations des prises d'esturgeons du MPO dans la strate Mission-Harrison et le nombre d'esturgeons déclarés dans le cadre du programme des cages refuges de la FRSCS de 2000 à 2005. La ligne tiretée indique une relation 1:1, tandis que la ligne bleue indique un ajustement à partir d'une ligne de régression linéaire simple, la zone ombragée indiquant la région de l'intervalle de confiance à 95 % pour la ligne de régression. Les deux axes sont affichés sur une échelle racine carrée.

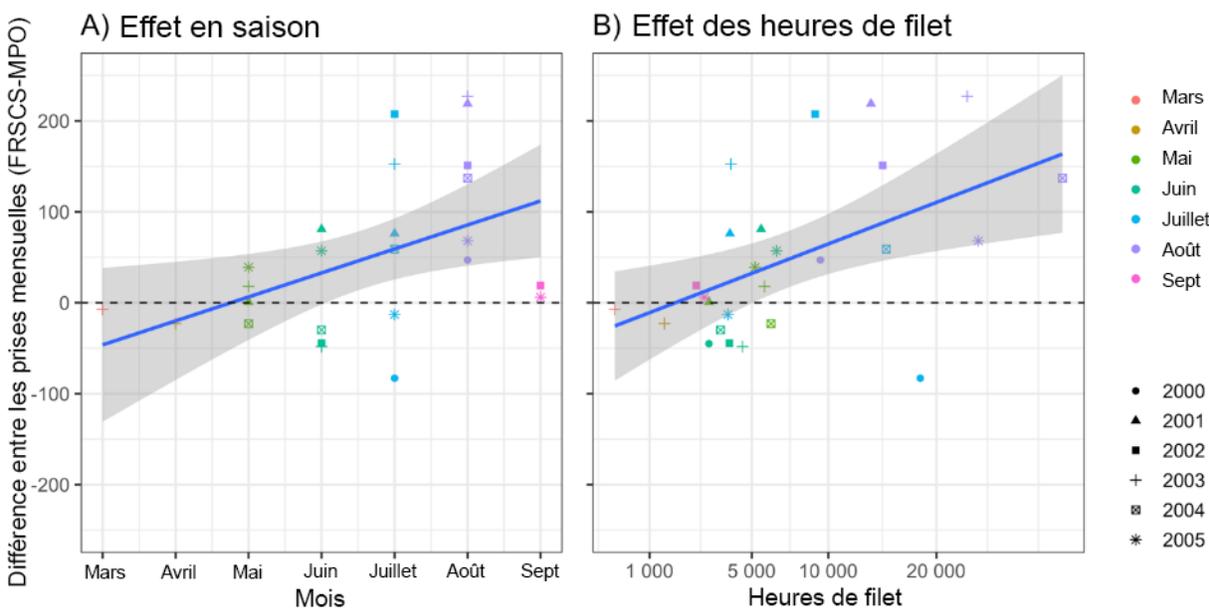


Figure D3. Différence entre le décompte mensuel des cages de la FRSCS et le nombre estimé de prises d'esturgeons du MPO, tracée en fonction A) du temps et B) des heures mensuelles de filet. La ligne bleue représente une ligne de régression linéaire simple, l'ombrage indiquant la région de confiance à 95 % pour la ligne de régression. L'échelle racine carrée est utilisée sur l'axe des x dans le schéma des heures de filet mensuelles.

Tableau D2. Classement des modèles servant à prédire le décompte des cages refuges de la FRSCS à l'aide du critère d'information d'Akaike corrigé (AICc). Les estimations du MPO et les heures de filet ont été transformées en racine carrée et le mois a été traité comme une variable continue (c'est-à-dire de 1 à 12). K = nombre de paramètres estimés.

Modèle	K	AICc	Δ AICc	Poids AICc	Poids cumulatif
MPO + Heures de filet + Mois	5	141,5	0	0,50	0,50
MPO + Heures de filet	4	142,3	0,73	0,35	0,85
MPO + Heures de filet * Mois	6	144,9	3,32	0,09	0,94
MPO + Mois	4	145,8	4,26	0,06	1,00
MPO	3	154,3	12,72	0,00	1,00

Ces facteurs peuvent être combinés dans un modèle de régression linéaire multiple, et le modèle peut être utilisé pour évaluer le biais de sous-estimation dans les estimations des prises de la strate Mission-Harrison du MPO pendant les années où le programme des cages refuges n'était pas opérationnel. Différentes combinaisons de ces facteurs, y compris les interactions, ont été examinées et classées à l'aide de l'AICc (le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille; tableau D2; Burnham et Anderson 2002). Le décompte mensuel des cages refuges de la FRSCS et les estimations mensuelles des prises du MPO, ainsi que les heures de filet, ont été transformés en racine carrée. Le mois a été traité comme une variable continue (c'est-à-dire 1 à 12) afin que la tendance saisonnière puisse être représentée comme un effet linéaire dans le temps. L'utilisation des estimations des prises du MPO, sans autre information, n'a pu être soutenue (c.-à-d. Δ AICc > 7), ce qui indique que la différence entre les estimations des prises du MPO et le décompte des cages de la FRSCS a été influencée par d'autres facteurs explicatifs. Le nombre d'heures de filet en tant que facteur supplémentaire était mieux soutenu que l'inclusion des seuls effets temporels (c'est-à-dire le mois; Δ AICc > 2). Dans l'ensemble, le modèle le mieux soutenu incluait à la fois les heures de filet et les effets mensuels de manière additive, mais l'inclusion des heures de filet sans les effets mensuels obtenait un appui similaire (c'est-à-dire Δ AICc < 2). L'inclusion d'interactions entre les heures de filet et les mois n'a reçu qu'un appui modéré (c'est-à-dire $2 < \Delta$ AICc < 5).

Comme le nombre d'esturgeons livrés aux cages de la FRSCS ne représentait qu'une portion des esturgeons capturés dans la strate Mission-Harrison, ces estimations ont dû être élargies pour représenter les prises totales d'esturgeons dans la strate. Comme la proportion exacte des prises représentée par le programme de cages refuges de la FRSCS n'est pas connue, une gamme de valeurs possibles a été considérée. Nous avons parlé avec les personnes qui ont mené les études avec les cages de 2000 à 2005 afin de déterminer le nombre de pêcheurs ayant probablement fourni les esturgeons déposés dans les cages. Elles ont indiqué que de 2 à 10 pêcheurs des Premières Nations auraient fourni les esturgeons déposés dans les cages chaque semaine, selon l'intensité de la pêche (Troy Nelson, directeur exécutif de la FRSCS de 2000 à 2007, comm. pers.; Jim Rissling, coordonnateur sur le terrain de la FRSCS de 2000 à 2018, comm. pers.). Ce nombre de participants au programme des cages était à peu près équivalent à 10 % des 20 à 100 filets pêchés dans la strate Mission-Harrison chaque semaine (voir tableau D1). Elles ont également souligné que les cages étaient situées près de sites où il était connu que l'esturgeon était plus abondant, et que les pêcheurs fournissant les esturgeons dans les cages avaient probablement capturé plus d'esturgeons que les autres pêcheurs des Premières Nations. Par conséquent, pour un taux de prise donné, l'estimation de la strate serait la suivante :

$$\text{Estimation de la strate} = \text{Prises prédites par la FRSCS} / (\text{taux de prise} * 10 \%).$$

Un éventail de taux de prise a été pris en compte, d'une valeur de un (c.-à-d. aucune différence dans les taux de prise, présumée par Walters *et al.* 2005) à cinq (c.-à-d. que les pêcheurs participant au programme des cages de la FRSCS ont capturé des esturgeons à un taux cinq fois supérieur à celui des pêcheurs qui n'ont pas participé au programme des cages). Un ensemble complet de calculs, allant des estimations des prises du MPO aux estimations élargies, en passant par les estimations de la mortalité obtenues, est présenté en supposant un taux de prise d'esturgeons trois fois supérieur à celui des autres pêcheurs de la strate Mission-Hope (tableau D3). Le MPO a indiqué que la méthode utilisée pour estimer les prises accessoires d'esturgeons avait changé en 2007. Avant 2007, les estimations des prises accessoires d'esturgeons calculées par le MPO étaient dérivées du système de recensement des prises. De 2007 à aujourd'hui, les estimations du MPO ont été calculées en combinant les estimations de l'effort total avec les données des entrevues avec les pêcheurs concernant les taux de prises accessoires par type d'engin (Karen Burnett, MPO, comm. pers.). Les estimations des remises à l'eau d'esturgeons par 100 heures de filet indiquent que les taux moyens de remise à l'eau pour la période 2007 à 2019 étaient environ deux fois plus élevés que la moyenne pour la période 2000 à 2006 (tableau D3), ce qui correspond au changement apporté par le MPO dans sa façon de calculer ses estimations de prises accessoires d'esturgeons avant et après 2007.

Les taux de prise relatifs considérés allaient d'un taux de un (c'est-à-dire que les pêcheurs du programme des cages de la FRSCS ont capturé des esturgeons à un taux égal à celui des autres pêcheurs) à un taux de cinq (c'est-à-dire que les pêcheurs de la FRSCS ont capturé des esturgeons à un taux cinq fois supérieur à celui des autres pêcheurs). Les estimations du nombre total d'esturgeons capturés dans les pêches au filet fixe et au filet dérivant des Premières Nations de 2000 à 2019, en utilisant l'éventail des taux de prise relatifs considérés (1x à 5x), sont présentées au tableau D4. Cet éventail de taux de prise relatifs produit des estimations des prises d'esturgeons qui varient de 4,2 à 20,8 fois les estimations des prises du MPO (tableau D4).

Des estimations ont été produites pour chaque strate (Figure D1) pour chacun des mois pour lesquels nous disposons d'estimations des prises du MPO; les estimations ont été élargies à l'aide de l'équation d'estimation de la strate. Les estimations mensuelles ont ensuite été additionnées par année, et le facteur d'expansion effectif a été calculé à des fins de comparaison. En général, les prises à la ligne fixe avaient des facteurs d'expansion plus élevés que les estimations des prises du MPO, en raison du nombre plus élevé d'heures de filet par rapport aux filets dérivants.

Tableau D3. Estimations annuelles des prises d'esturgeons du MPO, avec les estimations élargies des prises et des mortalités estimées correspondantes, en supposant que le taux de prise d'esturgeons des pêcheurs du programme des cages de la FRSCS était trois fois (3x) le taux de prise des autres pêcheurs. Noter les abréviations suivantes : Rel = relâché; F exp. = Facteur d'expansion.

Année	Estimation du MPO						Estimation élargie						Taux de mortalité estimé				Rel/100 heures de filet				
	Filet fixe			Filet dérivant			Filet fixe			Filet dérivant			Filet fixe		Filet dérivant		Total	Filet fixe	Filet dérivant		
	Heures de filet	Gardé	Rel	Heures de filet	gardé	Rel	F exp	Gardé	Rel	F exp	Gardé	Rel	Faible	Élevé	Faible	Élevé	Faible	Élevé			
													6.2 %	11.5 %	0.0 %	4.8 %					
2000	249 545	14	1 453	65 259	12	859	6,2	86	8 977	4,4	53	3 764	643	1 119	53	233	696	1 352	3,6	5,8	
2001	168 436	11	749	38 962	6	686	7,0	77	5 236	4,0	24	2 740	402	679	24	155	425	835	3,1	7,0	
2002	194 183	4	856	47 251	1	661	7,3	29	6 242	3,8	4	2 540	416	747	4	126	420	873	3,2	5,4	
2003	211 355	7	628	44 576	0	780	8,8	62	5 547	4,6	0	3 615	406	700	0	174	406	873	2,6	8,1	
2004	329 153	73	627	43 775	0	683	10,6	771	6 620	3,9	0	2 693	1 181	1 532	0	129	1 181	1 661	2,0	6,2	
2005	201 947	1	327	43 447	0	428	13,5	13	4 408	5,6	0	2 381	287	520	0	114	287	635	2,2	5,5	
2006	283 777	16	386	43 909	14	547	16,1	257	6 209	5,0	70	2 725	642	971	70	201	712	1 172	2,2	6,2	
2007	87 800	2	395	21 620	0	452	7,7	15	3 048	5,8	0	2 632	204	366	0	126	204	492	3,5	12,2	
2008	135 775	12	519	37 296	1	565	8,6	103	4 474	4,8	5	2 708	381	618	5	135	386	753	3,3	7,3	
2009	58 938	2	311	33 240	9	648	7,8	16	2 427	5,8	52	3 743	166	295	52	232	218	526	4,1	11,3	
2010	134 928	6	317	39 258	1	259	13,8	83	4 385	9,2	9	2 370	355	587	9	123	364	710	3,3	6,0	
2011	92 668	2	254	43 917	0	366	13,8	28	3 503	8,7	0	3 184	245	430	0	153	245	583	3,8	7,3	
2012	102 756	2	567	30 968	0	489	8,3	17	4 682	6,6	0	3 233	307	555	0	155	307	710	4,6	10,4	
2013	31 326	5	252	17 753	5	546	8,0	40	2 006	5,9	29	3 202	164	271	29	183	194	454	6,4	18,0	
2014	141 747	1	299	51 569	0	513	14,4	14	4 318	6,9	0	3 560	282	511	0	171	282	682	3,0	6,9	
2015	42 650	6	311	18 662	0	968	7,2	43	2 225	3,7	0	3 614	181	299	0	173	181	472	5,2	19,4	
2016	37 176	1	296	12 474	0	276	7,2	7	2 127	6,5	0	1 795	139	252	0	86	139	338	5,7	14,4	
2017	57 672	2	447	17 340	0	638	7,2	14	3 240	5,0	0	3 215	215	387	0	154	215	541	5,6	18,5	
2018	92 013	0	588	24 864	0	397	7,5	0	4 387	7,1	0	2 823	272	505	0	136	272	640	4,8	11,4	
2019	18 966	0	126	7 148	0	438	11,7	0	1 474	5,5	0	2 396	91	169	0	115	91	284	7,8	33,5	
Totaux	2 672 812	167	9 708	683 288	49	11 199	-	1 676	85 535	-	245	58 932	6 980	11 513	245	3 074	7 225	14 587	-	-	
Moyenne	133 641	8	485	34 164	2	560	9,6	84	4 277	5,6	12	2 947	349	576	12	154	361	729	4,0	11,0	
Moyennes par période																					
2000-04	230 534	22	863	47 965	4	734	8,0	205	6 524	4,2	16	3 070	610	955	16	163	626	1 119	2,9	6,5	
2000-06	234 057	18	718	46 740	5	663	9,9	185	6 177	4,5	21	2 922	568	895	21	162	590	1 057	2,7	6,3	
2007-19	79 570	3	360	27 393	1	504	9,5	29	3 254	6,3	7	2 960	231	403	7	149	238	553	4,7	13,6	

ÉVALUATION DE LA MORTALITÉ DES ESTURGEONS

Une fois que le nombre d'esturgeons capturés a été estimé, l'étape suivante a consisté à déterminer la proportion d'esturgeons qui ont été tués (gardés) ou qui sont morts à la suite d'un stress de capture et de manipulation. Les mortalités associées aux remises à l'eau des pêches à la ligne et au filet dérivant ont été calculées en fonction du taux de mortalité estimé élevé et faible pour chaque type de pêche. Robichaud *et al.* (2006) ont estimé les taux de mortalité des filets fixes entre 6,2 % et 11,5 %, et les taux de mortalité des filets dérivants entre 0 % et 4,8 %. La fourchette des taux de mortalité pour les pêches au filet fixe des Premières Nations est similaire aux valeurs rapportées par Walters *et al.* (2005) dans leur évaluation des taux de mortalité pour les pêches au filet fixe (7 % à 13 %). Ces proportions de mortalité après remise à l'eau ont été appliquées au nombre estimé d'esturgeons remis à l'eau et combinées aux estimations du nombre d'esturgeons gardés pour calculer une estimation de la mortalité annuelle totale associée à la pêche au filet maillant des Premières Nations (Tableau D3).

Tableau D4. Estimations du nombre d'esturgeons capturés dans les pêches au filet fixe et au filet dérivant des Premières Nations dans le bas Fraser de 2000 à 2019 selon différentes hypothèses de taux de prise pour les pêcheurs du programme des cages de la FRSCS par rapport aux autres pêcheurs et aux estimations du MPO concernant les esturgeons capturés dans ces pêches. L'hypothèse 3x a été utilisée comme hypothèse par défaut pour le Tableau D3.

Type d'engin	Hypothèse relative au taux de prise					Estimations du MPO
	1x	2x	3x	4x	5x	
Estimations des prises						
Filet fixe	261 645	130 818	87 215	65 414	52 331	9 871
Filet dérivant	177 548	88 774	59 183	44 397	35 501	11 257
Total	439 193	219 592	146 398	109 811	87 832	21 128
Ratio par rapport à l'estimation du MPO						
Filet fixe	26,5	13,3	8,8	6,6	5,3	–
Filet dérivant	15,8	7,9	5,3	3,9	3,2	–
Total	20,8	10,4	6,9	5,2	4,2	–

Une grande partie des estimations de la mortalité totale était associée aux esturgeons relâchés par les pêches au filet fixe. Ainsi, les estimations de la mortalité étaient sensibles aux hypothèses sous-jacentes utilisées pour prédire le nombre d'esturgeons relâchés (Figure D3). La plus importante était probablement l'hypothèse du taux de prise des pêcheurs participant au programme des cages refuges de la FRSCS par rapport aux autres pêcheurs des Premières Nations. L'incidence du taux de prise relatif présumé sur les estimations des prises a été étudiée en tenant compte d'un éventail de taux de prise relatifs (voir tableau D4). Les estimations de la mortalité totale des esturgeons associée aux pêches au filet maillant des Premières Nations de 2000 à 2019 calculées à partir des taux de prise relatifs considérés sont présentées au Tableau D5. Afin d'évaluer le caractère pratique des hypothèses de rechange concernant les taux de prise, nous avons comparé ces estimations à celles obtenues en utilisant les estimations des prises non ajustées du MPO et le déclin estimé de l'abondance des esturgeons pour la gamme de tailles d'esturgeons échantillonnés dans le cadre du programme des cages de la FRSCS.

Selon l'hypothèse conservatrice voulant que les pêcheurs du programme des cages de la FRSCS capturent des esturgeons à un taux cinq fois plus élevé que les autres pêcheurs, l'estimation de la mortalité totale était 4,2 fois plus élevée que l'estimation du MPO pour 2000 à 2019. Cela indique que les estimations du MPO représentent une sous-déclaration importante des mortalités d'esturgeons associées à ces pêches. De plus, le programme des cages refuges était limité aux esturgeons d'une longueur à la fourche inférieure à 150 cm; par conséquent, ces corrections ne tiennent pas compte de la capture d'esturgeons plus gros dans ces pêches au filet. L'hypothèse la moins conservatrice (c.-à-d. que les autres pêcheurs capturent des esturgeons au même taux que les pêcheurs du programme des cages) a donné lieu à des estimations de la mortalité totale qui étaient 20,8 fois supérieures aux estimations du MPO et qui représentent un niveau de mortalité élevé irréaliste, surtout si l'on utilise la limite supérieure du taux de mortalité.

Tableau D5. Estimations des mortalités d'esturgeons associées aux pêches au filet fixe et au filet dérivant des Premières Nations dans le bas Fraser pour la période 2000 à 2019 selon différentes hypothèses de taux de prise pour les pêcheurs du programme des cages de la FRSCS, comparativement aux estimations fondées uniquement sur les estimations des prises du MPO. L'hypothèse 3x a été utilisée comme hypothèse par défaut pour le Tableau D3.

Groupe de taille	Type d'engin	Mortalité	Hypothèse relative au taux de prise					Estimation du MPO
			1x	2x	3x	4x	5x	
Toutes les tailles	Filet fixe	Faible	20 939	10 469	6 980	5 235	4 188	769
		Élevé	34 539	17 269	11 513	8 635	6 908	1 283
	Filet dérivant	Faible	736	368	245	184	147	49
		Élevé	9 222	4 611	3 074	2 306	1 844	587
	Total	Faible	21 675	10 837	7 225	5 419	4 335	818
		Élevé	43 761	21 880	14 587	10 940	8 752	1 870
Longueur à la fourche de 60 à 159 cm	Filet fixe	Faible	13 610	6 805	4 537	3 403	2 722	500
		Élevé	22 450	11 225	7 483	5 613	4 490	834
	Filet dérivant	Faible	478	239	159	120	96	32
		Élevé	5 994	2 997	1 998	1 499	1 199	381
	Total	Faible	14 089	7 044	4 696	3 522	2 818	532
		Élevé	28 445	14 222	9 482	7 111	5 689	1 215

DISCUSSION

Durant la période de 2000 à 2005 du programme des cages refuges de la FRSCS, environ 65 % des esturgeons amenés dans les cages avaient une longueur à la fourche de 60 à 159 cm, le reste étant plus petit. L'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser dans la fourchette de longueurs à la fourche de 60 à 159 cm a diminué de 29 000 poissons (Challenger *et al.* 2020) entre 2003 et 2019. Par conséquent, une estimation de la mortalité totale liée aux prises accessoires s'élevant à 44 000 poissons, (28 400 esturgeons dans la fourchette 60 à 159 cm, tableau D5), représenterait la quasi-totalité du déclin estimé de l'esturgeon de 60 à 159 cm. Il est peu probable que ce niveau de mortalité attribuable aux prises accessoires (calculé en utilisant l'hypothèse d'un taux de prise de 1x) se vérifie, étant donné que d'autres sources de mortalité, notamment la mortalité naturelle, devraient également être enregistrées au cours de cette période. Comme il s'agit de la même hypothèse de taux de prise que celle utilisée par Walters *et al.* (2005), il est probable que cette analyse précédente ait grandement

surestimé les mortalités associées à la pêche au filet maillant des Premières Nations, entre 2000 et 2004.

En utilisant des hypothèses plus conservatrices concernant les taux de prise des pêcheurs de la FRSCS (c.-à-d. que ces taux étaient de trois à cinq fois supérieurs à ceux des autres pêcheurs des Premières Nations dans la strate Mission-Hope), les mortalités estimées sont plus réalistes sur le plan biologique (c.-à-d. que la mortalité estimée est inférieure au déclin estimé de la population). Avec l'hypothèse d'un taux de capture de « trois fois supérieur », un taux de mortalité élevé a entraîné une mortalité totale estimée de l'esturgeon d'une longueur à la fourche de 60 à 159 cm s'élevant à 9 482 poissons (65 % de 14 587), ce qui représente environ 30 % du déclin estimé de ce groupe de tailles. Selon la combinaison utilisée concernant l'hypothèse relative au taux de prise (c.-à-d. de trois à cinq fois) et le taux de mortalité retenu (élevé ou faible) pour chaque type d'engin, la mortalité totale associée aux pêches au filet maillant des Premières Nations pourrait représenter de 10 à 33 % du déclin estimé des esturgeons d'une longueur à la fourche de 60 à 159 cm. Si le même exercice est répété en utilisant uniquement l'estimation des prises du MPO, la pêche représenterait environ 2 à 4 % du déclin estimé. Il est clair que cela représente une source potentiellement importante de mortalité dans la population. De plus, ces estimations ne tiennent compte que d'environ 65 % des prises d'esturgeons par les Premières Nations, puisque 35 % des esturgeons livrés aux cages de la FRSCS étaient d'une longueur à la fourche inférieure à 60 cm. La mortalité des esturgeons plus petits réduirait le nombre d'esturgeons qui survivent jusqu'à rejoindre la portion de la population d'esturgeons d'une longueur à la fourche de plus de 60 cm (âge 7+).

La fourchette de nos estimations de la mortalité reflète également de manière générale l'incertitude liée à la production d'estimations des prises d'esturgeons au filet maillant attribuables aux Premières Nations, ainsi que l'incertitude relative aux taux de mortalité associés à la méthode de capture et de remise à l'eau. Par conséquent, cette fourchette est une véritable indication du manque de données concernant l'incidence directe de la pêche sur la population d'esturgeons blancs du fleuve Fraser. Bien que les estimations démontrent l'ampleur potentielle de l'effet et le degré de sous-déclaration concernant cet effet, des observations plus directes des prises accessoires des Premières Nations seront nécessaires pour estimer avec précision les prises accessoires totales d'esturgeons et les taux de mortalité associés à ces pêches.

Enfin, ces estimations représentent les mortalités des 20 dernières années (c.-à-d. de 2000 à 2019), mais des changements dans le fonctionnement de la pêche au filet maillant à l'avenir pourraient modifier l'importance de cette menace. En général, l'ampleur de la pêche au filet maillant a diminué au fil du temps, et si cette tendance générale se poursuit, on peut s'attendre à ce que l'ampleur de la menace diminue en même temps (Figure D4). Dans l'ensemble, le nombre d'heures de filet, tant pour la pêche au filet dérivant que pour la pêche au filet fixe, n'a cessé de diminuer au cours des 20 dernières années (Figure D4a). Alors que les prises d'esturgeons au filet fixe ont suivi le déclin général de l'effort, les prises d'esturgeons au filet dérivant sont restées stables (Figure D4b). Comme la pêche au filet dérivant a été associée à une part beaucoup plus faible du total des mortalités estimées, elle sera probablement moins préoccupante par rapport aux prises au filet fixe, qui pourraient continuer à diminuer si les tendances actuelles se maintiennent.

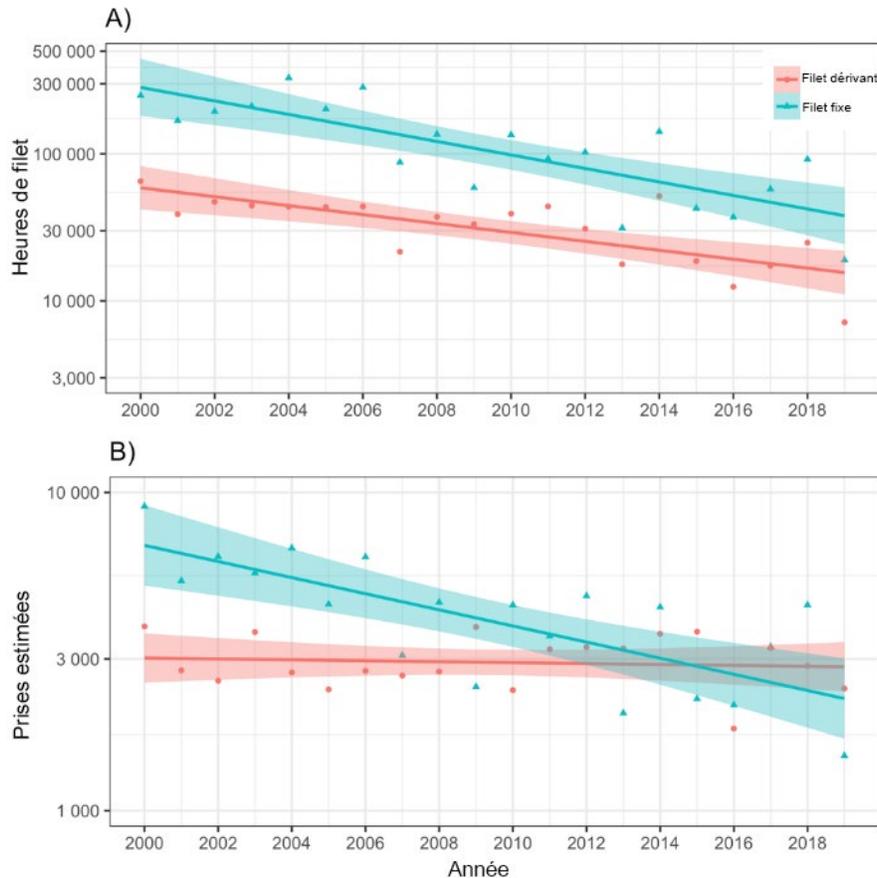


Figure D4. Tendances à long terme concernant l'effort de pêche au filet fixe et au filet dérivant (heures par an) et les prises d'esturgeons (nombre de poissons par an). La ligne indique l'ajustement à partir d'une régression linéaire, alors que la zone ombragée indique la région de confiance à 95 %. L'axe des heures de filet est affiché sur une échelle logarithmique.

RÉFÉRENCES

- Burnham, K.P., and Anderson, D.R. 2002. Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach. In 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Nelson, T.C., Gazey, W.J., English, K.K., and Rosenau, M.L. 2005. Status of White Sturgeon in the Lower Fraser River. Report for Fraser River Sturgeon Conservation Society, Vancouver, BC.
- Robichaud, D., English, K.K., Bocking, R.C., and Nelson, T.C. 2006. [Direct and delayed mortality of white sturgeon caught in three gear-types in the Lower Fraser River](#). Report for Tsawwassen First Nation Fisheries, Delta, BC.
- Walters, C.J., Korman, J., McAdam, S. 2005. [An assessment of white sturgeon stock status and trends in the Lower Fraser River](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2005/066. vi + 60 p.

ANNEXE E : APERÇU DU MODÈLE ISAMR

Les pages suivantes présentent un résumé général du modèle spatial intégré de marquage-recapture structuré selon l'âge (Integrated Spatial and Age-structured Mark Recapture, ISAMR) utilisé pour estimer l'abondance de l'esturgeon blanc du bas Fraser et évaluer la possibilité d'atteindre les seuils de rétablissement candidats proposés, à partir des figures présentées au comité d'examen durant le processus d'examen du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) pour la présente évaluation du potentiel de rétablissement. Plusieurs de ces figures sont semblables à celles décrites dans Challenger *et al.* (2017). D'autres ont été modifiées par rapport à celles des documents précédents pour en faciliter la présentation et la compréhension. Avant le développement du modèle ISAMR, les estimations annuelles de l'abondance de l'esturgeon du bas Fraser étaient calculées en utilisant les données de remise à l'eau et de récupération des étiquettes à transpondeur passif intégré, sur des périodes séquentielles de 24 mois, et un modèle de marquage-recapture bayésien (BMR24). Les figures E1 et E2 fournissent un exemple de la différence entre les modèles classiques de marquage-recapture (par exemple, BMR24) et les modèles utilisant des espaces d'états (par exemple, ISAMR). La figure E3 présente un organigramme du modèle ISAMR, montrant les états du modèle sous-jacent, les transitions entre les états, et les relations fonctionnelles (d'après Challenger *et al.* 2017). Le modèle ISAMR intègre les données de toutes les années d'étude en une seule analyse, contrairement au modèle BMR24 qui analyse des périodes séquentielles de manière indépendante. Le modèle comporte une composante spatiale, pour tenir compte des différents taux de marquage et d'échantillonnage par zone et par structure d'âge, ainsi que des taux de mortalité et de la sélectivité par âge en lien avec la méthode d'échantillonnage primaire (pêche à la ligne). La figure E4 montre la forme de la courbe de mortalité par âge, et la figure E5 montre l'espace paramétrique des courbes de sélectivité par taille/âge. Le modèle ISAMR estime les paramètres de ces courbes en utilisant une méthodologie bayésienne fondée sur les données de marquage-recapture observées. La figure E6 montre comment la sélectivité des engins aura une incidence sur le nombre d'esturgeons observés dans une cohorte sur toute la gamme des âges, y compris les âges où les esturgeons sont recrutés dans l'engin d'échantillonnage. La figure E7 montre les estimations de l'abondance des esturgeons d'âge 7 pour la période d'évaluation de 2000 à 2019, et les abondances d'esturgeons d'âge 7 avant 2000 nécessaires pour produire les abondances d'esturgeons plus âgés estimées pendant la période d'évaluation. Selon la courbe de sélectivité estimée, environ 50 % des esturgeons d'âge 7 sont vulnérables à l'échantillonnage réalisé à l'aide d'engins de pêche à la ligne normaux, et cet âge a donc été utilisé comme indicateur du recrutement au sein de la population. La figure E8 présente une comparaison des estimations d'abondance pour trois catégories différentes d'âge/de taille d'esturgeon, calculées à l'aide du modèle BMR24, avec celles calculées à l'aide du modèle ISAMR. Ces deux modèles très différents ont produit des tendances à long terme similaires, mais ont également différé dans l'estimation des abondances pour des années précises. Le modèle BMR24 est plus variable, probablement en raison de changements à court terme dans l'échantillonnage, le comportement des pêcheurs et l'émigration temporaire. La figure 9 montre les résultats d'un exercice d'évaluation du modèle, au cours duquel des estimations et des projections annuelles ont été générées à partir du modèle ISAMR en utilisant une partie des données disponibles (c'est-à-dire de 2000 à 2007, de 2000 à 2010, et de 2000 à 2014), puis comparées aux estimations produites en utilisant toutes les données disponibles (c'est-à-dire de 2000 à 2019).

Marquage-recapture classique

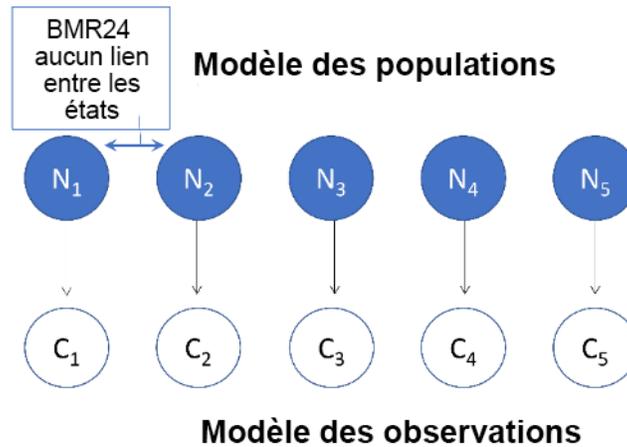


Figure E1. Modèle classique de marquage-recapture où il n'y a pas de lien entre les estimations de population pour une période et celles des périodes précédentes ou suivantes.

Modèles des espaces d'états

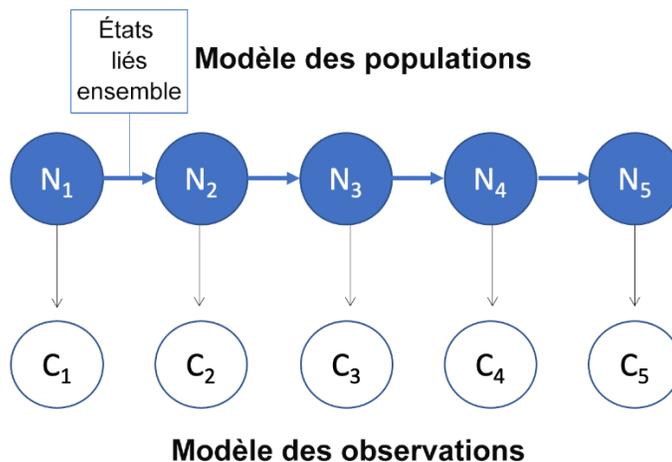


Figure E2. Exemple d'un modèle simple d'espace d'états où les estimations de la population sont explicitement reliées dans le temps. Dans ce type de modèle, les estimations des années ultérieures éclairent les estimations de toutes les années précédentes. Par exemple : un poisson d'âge 10 détecté durant l'année en cours doit avoir été vivant au sein de la population au cours de chacune des 9 années précédentes.

Structure du modèle

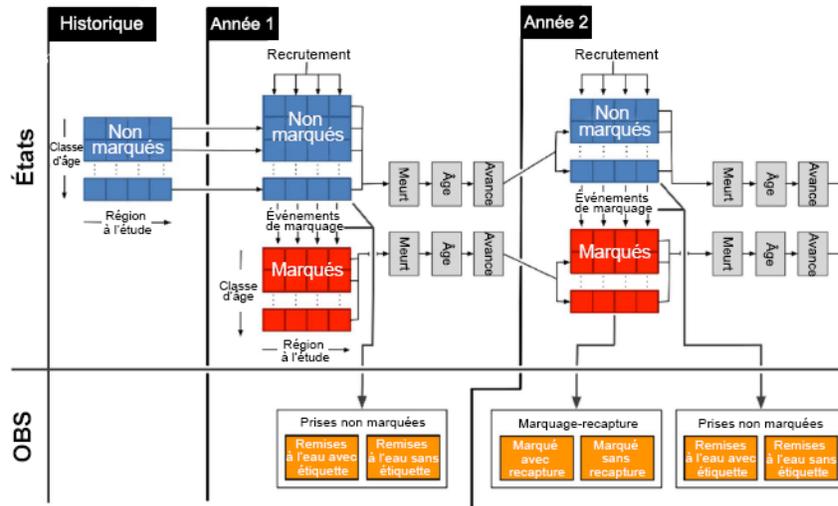


Figure E3. Organigramme du modèle ISAMR, montrant les états du modèle sous-jacent, les transitions entre les états, et les relations fonctionnelles (d'après Challenger et al. 2017).

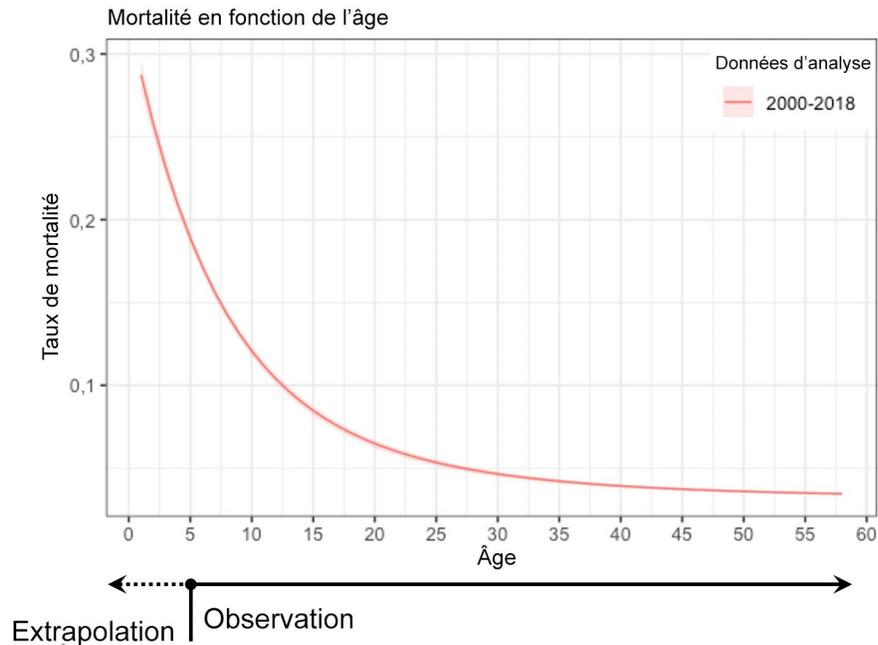


Figure E4. Forme de la courbe du taux de mortalité par âge dérivée des données de 2000 à 2018.

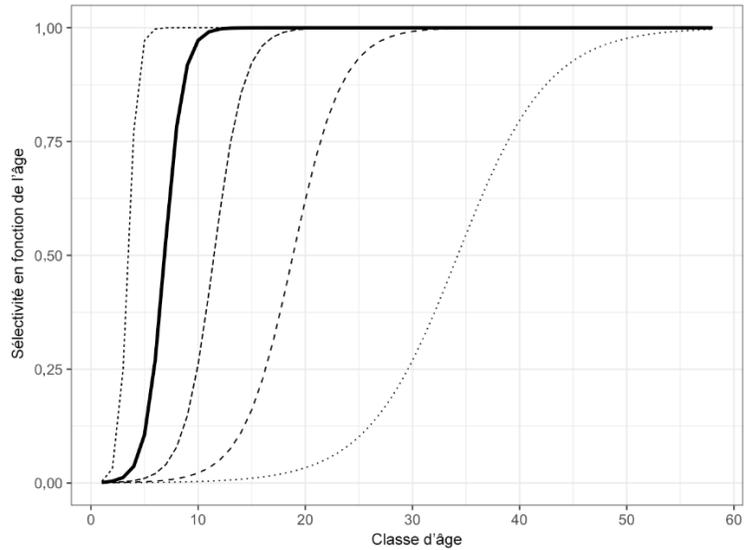


Figure E5. Exemples de courbes de sélectivité potentielle en fonction de l'âge pour l'engin d'échantillonnage primaire. Le modèle estime les paramètres d'une courbe sigmoïdale. La ligne continue indique les estimations de la courbe de sélectivité tirées des données, par rapport à l'espace paramétrique complet exploré (lignes pointillées).

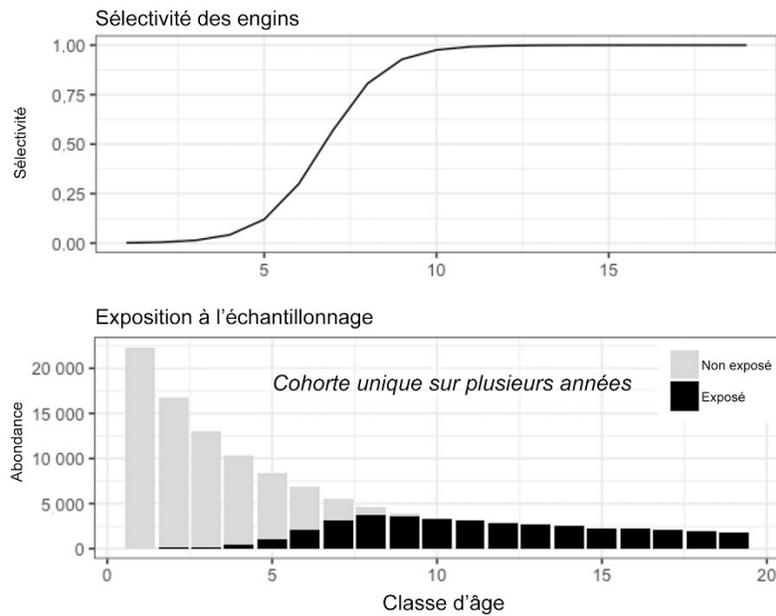


Figure E6. Relation entre la sélectivité des engins et la part de la cohorte exposée à l'échantillonnage par âge. Prendre note que l'abondance de la cohorte devrait diminuer avec l'âge en raison de la mortalité.

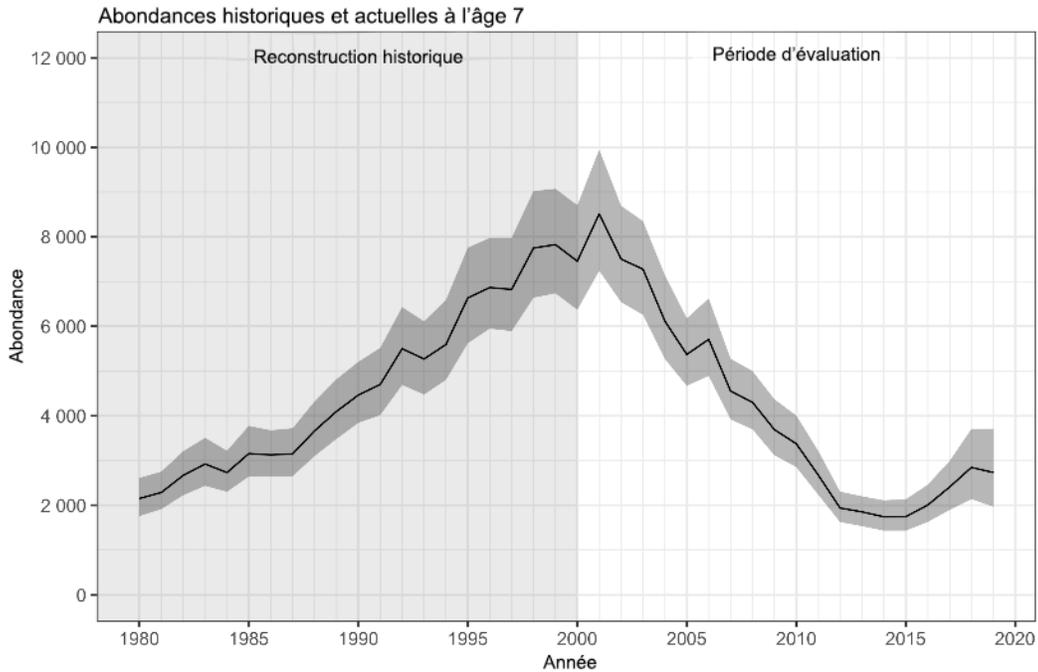


Figure E7. Estimations de l'abondance des esturgeons d'âge 7 pour la période d'évaluation de 2000 à 2019 et abondances des esturgeons d'âge 7 avant 2000 nécessaires pour produire les abondances des esturgeons plus âgés estimées au cours de la période d'évaluation, avec des intervalles de crédibilité à 95 % (d'après Challenger et al. 2020).

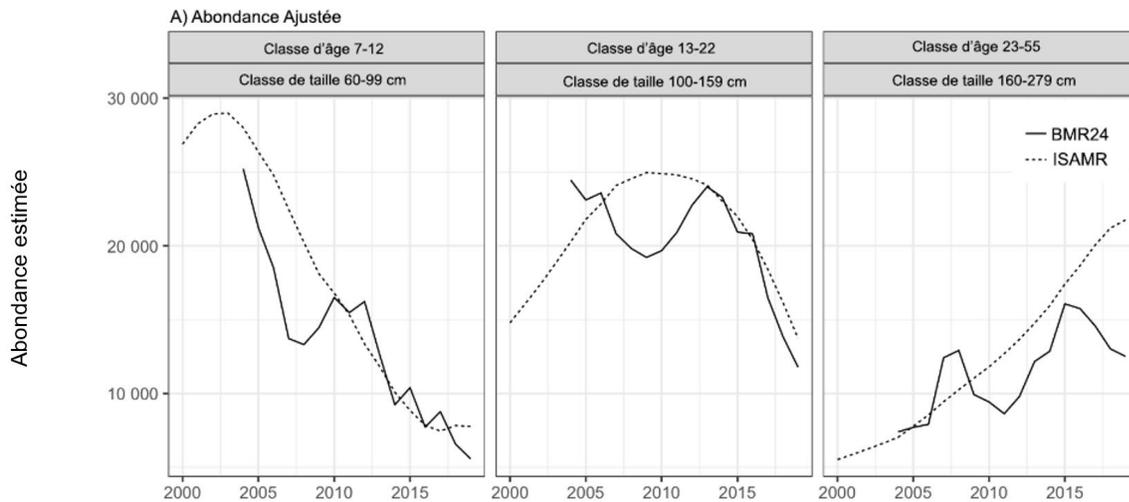


Figure E8. Comparaison des estimations d'abondance pour trois différentes catégories d'âge/de taille d'esturgeon dérivées du modèle BMR24 avec celles dérivées du modèle ISAMR (d'après Challenger et al. 2020). Les estimations d'abondance du modèle ISAMR ont été ajustées pour éliminer l'effet de la sélectivité selon l'âge afin de pouvoir les comparer avec les estimations du modèle BMR24 qui n'incluent pas d'ajustements relatifs à la sélectivité.

“Validation-Croisée” Projections

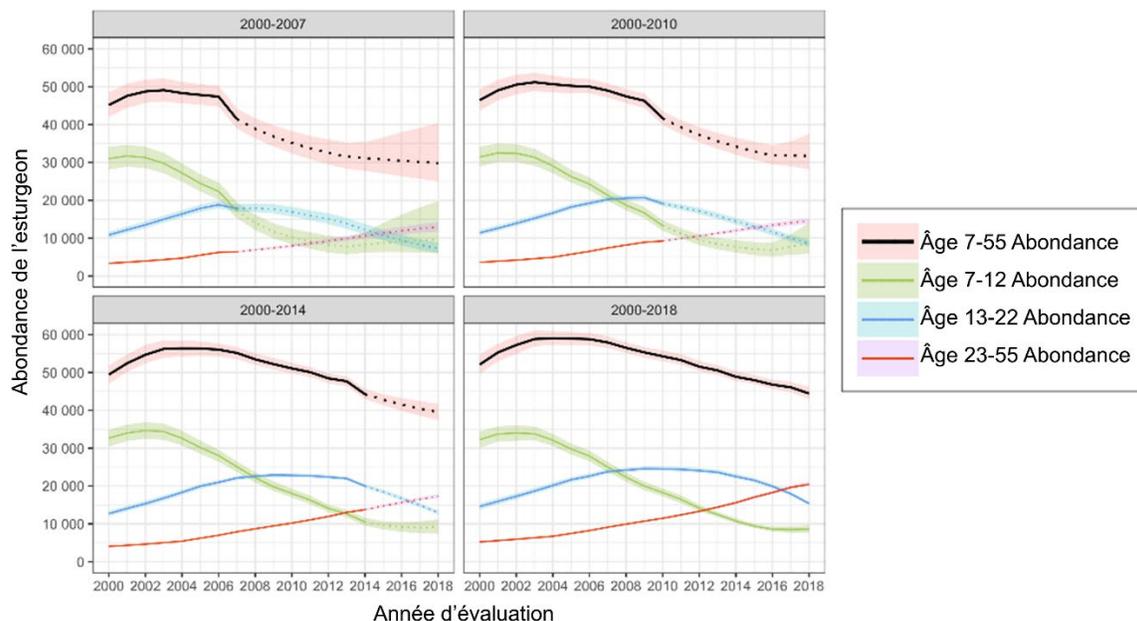


Figure E9. Résultats d'un exercice d'évaluation du modèle où les estimations et les projections annuelles du modèle ISAMR sont dérivées d'une partie des données disponibles (c'est-à-dire de 2000 à 2007, de 2000 à 2010, et de 2000 à 2014) et comparées aux estimations dérivées en utilisant toutes les données disponibles (c'est-à-dire de 2000 à 2019). Les lignes pointillées représentent les projections basées sur les estimations de la population calculées à partir des séries chronologiques de données réduites. Les zones ombragées représentent des intervalles de confiance de 95 %.