



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 2019/058

Région du Centre et de l'Arctique

Évaluation de la durabilité des pêches de l'Alberta : Guide pour évaluer la situation d'une population de poissons et quantifier les effets cumulatifs connexes au moyen de la modélisation de Joe

L. MacPherson, M. Sullivan, J. Reilly et A. Paul

Ministère de l'Environnement et des Parcs de l'Alberta
Division des pêches et de la faune
6909, 116^e rue
Edmonton (Alberta) T6H 4P2

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, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

L. MacPherson, M. Sullivan, J. Reilly et A. Paul. 2020. Évaluation de la durabilité des pêches de l'Alberta : Guide pour évaluer la situation d'une population de poissons et quantifier les effets cumulatifs connexes au moyen de la modélisation de Joe. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/058. vii + 54 p.

Also available in English :

MacPherson, L., Sullivan, M., Reilly, J., and Paul, A. 2020. *Alberta's Fisheries Sustainability Assessment: A Guide to Assessing Population Status, and Quantifying Cumulative Effects using the Joe Modelling Technique*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/058. vii + 45 p.

TABLE DES MATIÈRES

DÉFINITIONS	V
RÉSUMÉ	VI
REMERCIEMENTS	vii
INTRODUCTION	1
RÈGLES LIÉES À L'ÉVALUATION DE LA DURABILITÉ DES PÊCHES	3
Évaluation de la situation de populations	3
Espèces visées par une EDP	3
Données nécessaires dans le cadre d'une EDP	4
Échelle d'évaluation d'une population	5
Intégrité d'une population	6
Mesures de la densité	8
Densité des adultes actuelle et densité des individus immatures actuelle	8
Densité des adultes historique	9
ÉVALUATION DES MENACES : INTÉGRATION DES EFFETS CUMULATIFS AU MOYEN DE LA MODÉLISATION DE JOE	11
Le modèle conceptuel	12
Logiciel de modélisation	15
Conception d'un modèle des effets cumulatifs de Joe	15
Création de courbes de réponse aux agents de stress	15
Utilisation de questions heuristiques et crainte de biais cognitifs lors de la création de courbes de réponse aux agents de stress	16
Causalité et corrélation	18
Intégration des connaissances traditionnelles	19
Pourquoi la modélisation de Joe est-elle différente de la modélisation de la dynamique des populations?	20
Modélisation des changements climatiques	21
Augmentation de la température moyenne du mois le plus chaud	22
Changements liés aux précipitations et au débit d'eau	23
Modélisation de l'incertitude et formulation de conclusions robustes	24
Analyse de sensibilité	25
Analyse de robustesse	25
Fiabilité des données de cotation	27
Lignes directrices pour la création d'un modèle des effets cumulatifs	29
Répercussions liées à l'habitat	30
Quantité et débit d'eau	30
Qualité de l'eau : Prélèvements d'eau de surface	30

Régime d'écoulement : Modification du moment et de la fréquence des épisodes de débit d'eau maximal	31
Qualité de l'eau	32
Phosphore	32
Fragmentation	33
Perte d'habitat	34
Répercussions liées aux espèces envahissantes	35
Maladies	35
Espèces exotiques (non indigènes)	36
Compétition/remplacement : Omble de fontaine	36
Hybridation : Omble de fontaine	37
Répercussions liées à la pêche	38
Mortalité	38
Mortalité due à la pêche accidentelle à la ligne et à la pêche illégale	39
Répercussions des limites naturelles	39
Résumé des résultats modélisés	40
Validation du modèle et gestion adaptative : Exemple	41
SOMMAIRE ET CONCLUSIONS	43
RÉFÉRENCES CITÉES	46

DÉFINITIONS

Capacité du système : Mesure de la situation d'une population prévue à long terme selon une série de agents de stress donnés. La capacité du système peut être mesurée au moyen de données recueillies sur le terrain ou de données modélisées au moyen de courbes de réponse aux agents de stress. On peut convertir la capacité du système en mesure de réponse (sans dimension) en la divisant par la capacité du système maximale prévue lorsque la valeur de tous les agents de stress est optimale. La capacité du système est une variable continue qui ne doit pas être confondue avec la cote d'EDP, qui est catégorielle.

Cote de l'évaluation de la durabilité des pêches (EDP) : Mesure de compte rendu fondée sur la proportion d'une population pour laquelle la capacité du système est maximale. La cote peut varier de 0 à 5 et elle est déterminée en fonction de critères adaptés selon les critères établis par des organismes de conservation internationaux (p. ex., Williams *et al.*, 2007; Faber-Langendoen *et al.*, 2009). La conversion d'une proportion de la capacité du système en une cote d'EDP n'est pas linéaire (voir Tableau 1).

Courbe de réponse à un facteur de stress : Courbe qui décrit la valeur (ou la plage de valeurs) prévue de la capacité du système à long terme en fonction de l'intensité d'un facteur de stress modélisé. On a adapté la définition fournie dans le document du MPO (2014b) pour qu'elle comprenne des agents de stress anthropiques et naturels.

Densité des adultes actuelle : Mesure de la situation actuelle d'une population de poissons, qui est fondée sur la densité des individus adultes qui la composent. Pour calculer cette densité, on a recours aux données les plus récentes concernant une zone donnée.

Densité des adultes historique : Mesure de la situation historique d'une population de poissons étudiée selon la densité des individus matures qui la composait dans une zone donnée. Cette mesure représente une population lorsque celle-ci était non perturbée ou peu perturbée.

Densité des individus immatures actuelle : Mesure de la situation actuelle d'une population de poissons étudiée, qui est fondée sur la densité des individus immatures qui la compose. Pour calculer cette densité, on a recours aux données les plus récentes concernant une zone donnée.

Mesure de réponse : Mesure sans dimension de la situation d'une population étudiée, qui est utilisée dans le cadre de la modélisation des effets cumulatifs. La mesure de réponse K_{Joe} est calculée selon l'équation suivante : $K_{Joe} = \frac{K}{K_{max}}$, où K est la capacité du système et K_{max} représente la condition de référence.

Modèle de Joe : Modèle des effets cumulatifs qui pèsent sur une population étudiée à une situation stable. Ce modèle combine diverses courbes présentant la réponse de la population à des agents de stress en vue de prédire une mesure de réponse commune qui serait prévue à long terme. Les mesures de réponse de toutes les courbes sont multipliées; le produit obtenu correspond à un modèle des effets cumulatifs additif qui est adapté à une échelle proportionnelle (logarithmique) [Smit et Spaling, 1995].

Rétablissement : Retour à une situation où une population étudiée, ses caractéristiques de répartition et ses risques de disparition se situent dans la plage de variabilité normale de l'espèce sauvage en question (MPO, 2014a).

RÉSUMÉ

En Alberta, la gestion des populations de poissons et des pêches est difficile et se complexifie étant donné que le nombre de poissons diminue et que le nombre d'intervenants concernés et de agents de stress augmente. Entre autres intervenants, on compte ceux qui ont des effets directs sur les ressources halieutiques (c.-à-d. les peuples autochtones et les pêcheurs à la ligne récréatifs) et ceux qui ont des effets indirects sur celles-ci, comme des représentants du secteur forestier, des municipalités et du secteur agricole. Les agents de stress découlent des effets que causent ces intervenants sur les populations de poissons lorsqu'ils modifient l'habitat de ces dernières. Pour atteindre l'objectif lié à la durabilité à long terme des populations de poissons et des pêches de l'Alberta, il est essentiel de communiquer efficacement les compromis nécessaires.

Pour bien comprendre et gérer les effets complexes sur la situation de ses populations de poissons, l'Alberta a adopté des principes issus du Code de conduite pour une pêche responsable de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Ceux-ci comprennent les principes liés à l'évaluation de la stratégie de gestion, qui ont été adaptés selon les enjeux complexes de l'Alberta concernant les effets cumulatifs des menaces touchant diverses populations de poissons. Ces adaptations ont mené à l'élaboration d'un processus transparent et facile à communiquer grâce auquel on peut évaluer la situation d'une population et les menaces qui pèsent sur cette dernière. Ce processus, qui porte le nom d'évaluation de la durabilité des pêches (EDP), comprend deux parties. La première, l'évaluation de la situation d'une population, consiste à évaluer la situation actuelle d'une population selon la condition de référence de l'espèce en Alberta, et à la comparer à la situation souhaitée. La deuxième, l'évaluation des menaces au moyen d'un modèle des effets cumulatifs simple (modélisation de Joe), consiste à modéliser les menaces hypothétiques qui pourraient nuire à l'atteinte de la situation souhaitée. À partir de ce processus, il est possible de déterminer des mesures d'atténuation efficaces, de les mettre à l'essai et d'en faire la mise en œuvre.

Le processus de modélisation de Joe est maintenant plus simple et facile à communiquer. Comme les modèles sont conçus lors d'ateliers, les biologistes concernés peuvent, en temps réel, inclure presque tous les agents de stress ou toutes les mesures de gestion que proposent les participants. Les sources de renseignements peuvent facilement comprendre des connaissances universitaires, des descriptions anecdotiques fournies par des intervenants expérimentés et des connaissances traditionnelles. On considère que les résultats du modèle et les compromis simulés qui modifient la capacité du système sont des hypothèses, pas des prévisions. Ainsi, la meilleure description de la modélisation de Joe, c'est qu'il s'agit d'un outil permettant d'établir la priorité des hypothèses concernant les répercussions étudiées en fonction des mesures de gestion proposées et des effets connexes prévus (c.-à-d. modifications de la capacité du système).

L'EDP de l'Alberta, qui comprend l'évaluation normalisée de la situation d'une population et l'évaluation des menaces possibles au moyen de la modélisation de Joe, est un processus logique et transparent visant à déterminer la situation des pêches et à établir la priorité des mesures d'atténuation proposées. Le processus vise ultimement à acquérir des connaissances sur la gestion des pêches et la conservation des populations de poissons, et à en améliorer la situation.

REMERCIEMENTS

David Park, Michael Sullivan (Ph.D.) et Matthew Coomb, biologistes au sein du ministère de l'Environnement et des Parcs de l'Alberta, ont conçu la première version du processus de modélisation de Joe au milieu des années 2000; ce processus portait alors le nom d'indice de durabilité du poisson. Laura MacPherson et Jessica Reilly, travaillant aussi au sein du Ministère, ont ensuite amélioré le processus. Au cours de la dernière décennie, on a fait des progrès importants qui ont permis d'apporter les modifications présentées dans la présente évaluation. En outre, les experts invités du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) ont fait un examen par les pairs fiable.

INTRODUCTION

En Alberta, l'économie et la population humaine affichent l'un des taux de croissance les plus élevés au pays; la province fait donc face à des enjeux en matière de conservation des ressources halieutiques qui évoluent rapidement (Schneider, 2002; Post *et al.*, 2002; Sullivan, 2003; Schindler, 2009). Pour respecter les principes prévus par la loi provinciale concernant la conservation des ressources halieutiques, les droits des peuples autochtones, la pêche sportive et les avantages économiques, il a fallu mettre en place un processus de gestion des pêches d'une grande efficacité (AESRD, 2014, Arlinghaus *et al.*, 2016). En raison de la complexité de cette tâche, l'Alberta a adopté des principes issus du Code de conduite pour une pêche responsable de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 1995; FAO, 2012; AESRD, 2014). Le processus officiel de modélisation et de mise à l'essai de stratégies de gestion de recharge, appelé l'évaluation des stratégies de gestion, fait partie intégrante de ces principes (Holland, 2010; Punt *et al.*, 2014). Les principes et les techniques en question ont principalement été élaborés pour les activités de pêche commerciale de grande ampleur (Punt *et al.*, 2008; Deroba et Bence, 2012). Les biologistes des pêches de l'Alberta ont mis au point un processus permettant d'adapter ces principes au problème complexe de la gestion d'une multitude de réseaux hydrographiques d'eau douce et d'espèces menacées par divers effets cumulatifs (y compris la perte d'habitat, les espèces envahissantes et la surpêche). On a conçu ce processus adapté afin qu'il respecte précisément le critère concernant la gestion des ressources naturelles fondée sur des connaissances scientifiques (Artelle *et al.*, 2018). Le ministère de l'Environnement et des Parcs de l'Alberta est en voie de gérer toutes les populations de poissons en appliquant de façon uniforme le processus par étapes qui comprend des objectifs quantitatifs mesurables, qui est fondé sur des données empiriques ayant fait l'objet d'un examen par les pairs et qui est transparent à l'égard du public.

À l'échelle de l'Alberta, le processus de gestion des pêches prend la forme d'une succession d'étapes représentant trois composantes importantes, soit les objectifs de gestion des pêches, l'évaluation de la durabilité des pêches (EDP) et le cadre de gestion de l'espèce visée. La première composante représente la prise de deux décisions stratégiques visant à quantifier les objectifs de gestion des pêches : établir une échelle quantifiée des risques faibles à élevés concernant la durabilité de cette espèce dans la province; au moyen de cette échelle, déterminer les objectifs de gestion des pêches souhaités pour chacune des populations de l'espèce. La deuxième composante, soit l'EDP, consiste à évaluer les situations actuelle et historique de l'espèce au moyen de l'échelle quantifiée établie et des agents de stress quantifiés touchant chacune des populations. La troisième composante est un cadre de gestion de l'espèce visée (ou un plan de rétablissement si l'espèce a été désignée comme étant en péril) déterminant les mesures appropriées qu'on doit prendre et les échéanciers adéquats qu'on doit respecter pour atteindre les objectifs de gestion des pêches de chaque population. De ces trois étapes, l'EDP est la composante clé grâce à laquelle on pourra concrètement atteindre les objectifs stratégiques par l'entremise de mesures de gestion.

L'EDP comporte deux parties. La première, *l'évaluation de la situation*, consiste à évaluer la situation actuelle d'une population, qui a été adaptée à la condition de référence de l'espèce concernée en Alberta, et à la comparer à la situation souhaitée. La deuxième, *l'évaluation des menaces au moyen d'un modèle des effets cumulatifs simple (modélisation de Joe)*, consiste à modéliser les menaces hypothétiques qui pourraient nuire à l'atteinte de la situation souhaitée. À partir de l'EDP, il est possible d'établir des mesures d'atténuation efficaces, de les mettre à l'essai et d'en faire la mise en œuvre.

Évaluation de la situation : Dans le cadre de cette évaluation, on attribue une cote de 0 (disparue) à 5 (densité très élevée) aux populations évaluées selon leur densité. Les populations sont désignées de la façon suivante : « espèce dans un lac » ou « espèce dans un bassin hydrographique » (p. ex., doré jaune dans le lac Ste. Anne ou omble à tête plate dans le bassin hydrographique de la rivière Berland). Pour déterminer la densité d'une population, on a majoritairement recours à des activités normalisées; dans les lacs, on mène des relevés au filet et dans les cours d'eau, on pratique la pêche à l'électricité. On attribue ensuite une cote à cette population en comparant sa densité à des seuils provinciaux. En comparant simplement la cote de la population actuelle à celle de la population historique non perturbée, on a un regard critique permettant de réduire le plus possible les changements de valeurs de référence et de normaliser l'interprétation de la situation d'une population pour l'ensemble des espèces et des bassins hydrographiques. La situation actuelle de la population est ensuite comparée à une situation souhaitée, qui a été déterminée sur les plans politique et social (objectifs de gestion des pêches). Ainsi, la différence entre la cote actuelle et la cote souhaitée est quantifiable et définit clairement les cibles de gestion.

Évaluation des menaces au moyen de la modélisation de Joe : Pour atteindre les cibles de gestion, on doit évaluer et atténuer efficacement les menaces auxquelles la population fait face, comme la perte d'habitat, les espèces envahissantes, les changements climatiques et la surpêche. On examine les menaces propres à chaque population étudiée au moyen d'un nouveau processus de modélisation nommé « modélisation de Joe ». Dans le cadre de celui-ci, on utilise une série de courbes de réponse aux agents de stress (p. ex., effets de sédiments sur la capacité du système de la population étudiée) qui sont paramétrées au moyen des données propres au bassin hydrographique étudié (p. ex., la quantité de sédiments dans le bassin hydrographique de la rivière Berland). On multiplie ensuite les résultats adaptés de chaque courbe (effets cumulatifs adaptés à une échelle proportionnelle). L'évaluation des menaces cumulatives découlant de la modélisation définit la capacité du système étudié d'atteindre une situation stable donnée (p. ex., si les menaces sont toutes de grande envergure, la meilleure situation que pourrait atteindre la population serait une densité faible parce que le modèle est cumulatif). Par conséquent, étant donné que les effets cumulatifs de menaces sont définis comme une valeur de la capacité du système dans le cadre de la modélisation de Joe, ce processus permet de faire le pont entre la liste de toutes les menaces possibles (habituellement dressée dans le cadre de la phase de planification concernant une espèce en péril) et des modèles quantitatifs détaillés de la dynamique des populations ciblées par des pêches, qui comprennent des menaces qui devraient être de grande envergure.

Le présent document décrit la seconde version de l'EDP de l'Alberta. La première version de cette évaluation a été élaborée en 2010; elle portait alors le nom d'index de la durabilité du poisson (MacPherson *et al.*, 2014). Le principal changement entre les deux versions est la quantification des répercussions touchant une population au moyen de la modélisation de Joe. Diverses répercussions sont modélisées à titre d'effets cumulatifs de façon statique (c.-à-d. à un moment donné) afin de donner la priorité aux hypothèses qui quantifient les principales répercussions limitatives plausibles touchant la situation actuelle d'une population. On peut ensuite se servir de cette méthode de modélisation dans la phase de gestion subséquente (cadre de gestion ou plan de rétablissement d'une espèce) afin d'élaborer des scénarios de gestion du rétablissement combinant les effets de l'atténuation de chaque répercussion afin qu'on puisse atteindre les objectifs de gestion des pêches souhaités. Ces scénarios sont hypothétiques; ils doivent donc être testés au moyen de mesures de gestion qui sont adaptatives et actives (Figure 1).

Le présent document est destiné à être utilisé comme un manuel de l'utilisateur; il fournit des lignes directrices visant à aider les biologistes des pêches à mener des évaluations uniformes

des populations et des répercussions liées aux effets cumulatifs connexes, et ce, pour l'ensemble de la province et des espèces ciblées. On prévoit que ces lignes directrices changeront au fil du temps, à mesure que l'on constatera des problèmes et que l'on trouvera des solutions.

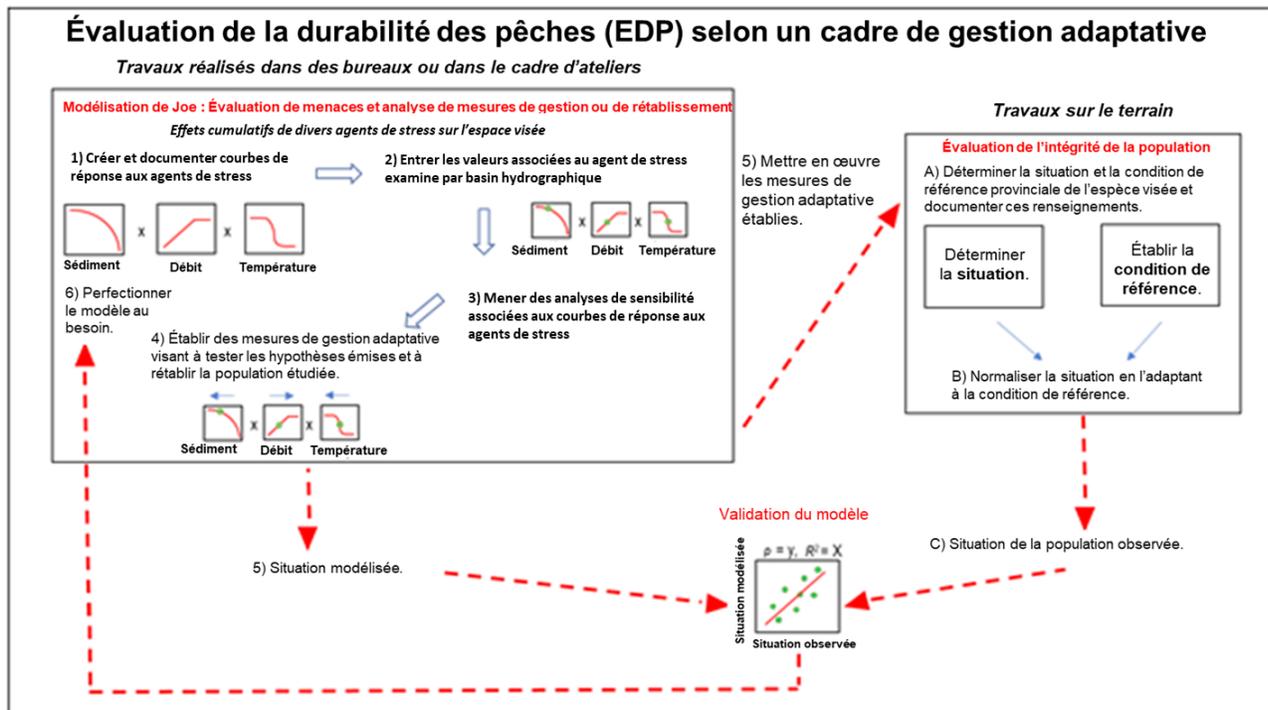


Figure 1. Diagramme représentant le processus d'évaluation de la durabilité des pêches (EDP) de l'Alberta, qui permet d'évaluer la situation d'une population. Ce processus comprend la modélisation de Joe selon un cadre de gestion adaptative.

RÈGLES LIÉES À L'ÉVALUATION DE LA DURABILITÉ DES PÊCHES

Pour que l'EDP soit uniforme, il faut suivre les règles suivantes, qui fournissent des instructions sur la manière d'évaluer la situation d'une population et de créer un modèle sur les répercussions d'effets cumulatifs (c.-à-d. modèle de Joe) au moyen de la méthodologie liée à l'EDP.

L'EDP vise les populations sauvages et les populationsensemencées qui sont naturalisées (autosuffisantes). Les populationsensemencées dans le cadre de pêches à peuplement organisé n'ont pas besoin de faire l'objet d'une EDP. Par exemple, une population autosuffisante de doré jaune (*Sander vitreus*)ensemencée au sein d'un réservoir dans les Prairies serait soumise à une EDP, même si son habitat est artificiel. Par contre, les populations d'ombre arctique (*Thymallus arcticus*) établies dans des bassins du Sud de l'Alberta, qui ne sont habituellement pas autosuffisantes, n'auraient pas besoin de faire l'objet d'une EDP.

Évaluation de la situation de populations

Espèces visées par une EDP

Les espèces de poissons présentes en Alberta feront l'objet d'une EDP conformément aux objectifs et aux priorités provinciales. À l'heure actuelle, voici les espèces prioritaires qui sont visées par une EDP.

-
1. Omble à tête plate (*Salvelinus confluentus*)
 2. Doré jaune, populations lenticques et lotiques
 3. Truite fardée versant de l'ouest (*Oncorhynchus clarkii lewisi*)
 4. Esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*)
 5. Truite arc-en-ciel, population de la rivière Athabasca (*Oncorhynchus mykiss*)
 6. Ombre arctique
 7. Laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*) et laquaiche argentée (*Hiodon tergisus*)
 8. Touladi (*Salvelinus namaycush*)
 9. Grand brochet (*Esox lucius*), populations lenticques et lotiques
 10. Perchaude (*Perca flavescens*)
 11. Ménomini de montagne (*Prosopium williamsoni*)
 12. Doré noir (*Sander canadensis*)
 13. Lotte (*Lota lota*)

Bon nombre de ces espèces prioritaires ont déjà fait l'objet d'une évaluation liée à l'indice de durabilité du poisson (version 1), mais leur situation devra être mise à jour dans le cadre de l'EDP actuelle (version 2). Pour avoir accès à une liste à jour de toutes les espèces ayant fait l'objet d'une EDP et des résultats connexes, veuillez consulter la [page Web du ministère de l'Environnement et des Parcs de l'Alberta](#) (en anglais seulement).

Données nécessaires dans le cadre d'une EDP

Chaque EDP est un aperçu de la situation actuelle d'une population de poissons à un moment précis. Les biologistes des pêches devraient réévaluer régulièrement la cote d'EDP des populations évaluées à mesure que de nouvelles données seront recueillies, que la gravité des répercussions touchant ces populations changera, que de nouvelles répercussions se manifesteront et que les mesures de gestions établies changeront. Pour toute EDP donnée, on devrait utiliser les données les plus à jour pour comparer la population étudiée à la population de référence décrite dans les objectifs de gestion des pêches. Pour les pêches importantes, ces données sont recueillies au moyen de protocoles de surveillance active. Dans les lacs, on mène généralement des relevés au filet (norme sur les relevés au filet; Morgan, 2002; ASRD, 2010), et dans les cours d'eau, on pratique généralement la pêche à l'électricité (protocoles de surveillance de cours d'eau; AEP, 2018). Pour les pêches moins importantes en milieu lentique (p. ex., populations isolées, non perturbées ou peu pêchées), les activités de surveillance sont menées au moyen de protocoles de surveillance passive (Brown, 2017). La surveillance passive dans les lacs s'appuie sur l'évaluation de renseignements relatifs à cinq facteurs, soit la similarité avec les lacs voisins activement surveillés, la superficie, l'accès routier, la science citoyenne et les rapports du personnel gouvernemental. Étant donné qu'on évalue la fiabilité des données (des explications détaillées sont présentées dans une autre partie de la section sur les règles), l'évaluation de ces facteurs facilite aussi l'établissement de l'ordre de priorité des collectes de données futures. Dans les cas où les données utilisées peuvent être imprécises ou inexactes, la quantité de données accessibles est limitée ou les données utilisées sont désuètes, on attribuera de faibles cotes de confiance aux mesures prises sur le terrain concernant la situation actuelle de la population étudiée.

Comme c'est le cas pour les autres données sur les pêches recueillies, on ajoutera les cotes d'EDP finales et les renseignements complémentaires à la base de données Fisheries and

Wildlife Management Information System (FWMIS) de l'Alberta afin de s'assurer que les employés et les intervenants concernés puissent avoir accès aux données, que les données sont archivées et que leur intégrité est préservée.

Échelle d'évaluation d'une population

En 2013, la Gestion des pêches, en collaboration avec les responsables de la gestion des données et de la gestion de l'eau du ministère de l'Environnement et des Parcs de l'Alberta, a créé un regroupement provincial d'unités hydrologiques normalisées qui est complet et fondé sur les normes et les procédures du United States Geological Survey. Les données relatives aux bassins hydrographiques désignés par un code d'unité hiérarchique (CUH) forment une source de référence normalisée qui couvre toutes les régions. Dans celle-ci, des unités hydrologiques de plus en plus petites sont imbriquées dans des unités plus grandes, ce qui crée un ensemble de données hiérarchiques sur les limites des bassins hydrographiques. À l'heure actuelle, quatre niveaux de bassins hydrographiques imbriqués ont été délimités et correspondent aux CUH à deux, quatre, six et huit chiffres. On a délimité des bassins hydrographiques ayant un CUH à dix chiffres pour les versants est de l'Alberta. Les bassins ayant un CUH à deux chiffres sont les plus grands, et ceux à dix chiffres sont les plus petits (déterminés à plus petite échelle).

On a délimité les bassins hydrographiques désignés par un CUH au moyen de principes hydrologiques éprouvés afin de veiller à ce qu'ils ne soient pas créés en faveur d'un objectif de ministère ou de programme précis. Par conséquent, l'ensemble de données sur les bassins hydrographiques est utilisé par un groupe diversifié d'organismes gouvernementaux et non gouvernementaux et aura une valeur durable pour la modélisation de bassins hydrographiques et d'étendues d'eau, les programmes de gestion et les évaluations de l'inventaire des ressources. Étant donné que les bassins hydrographiques désignés par un CUH ont été délimités grâce à des principes hydrologiques, il est possible que leur échelle ne corresponde jamais parfaitement à notre définition d'une population donnée; le bassin hydrographique pour lequel l'échelle correspond le mieux à cette définition sera donc choisi et utilisé.

Étant donné leur utilisation généralisée, les bassins hydrographiques désignés par un CUH ont été choisis à titre d'unité d'évaluation spatiale pour l'EDP de populations lotiques. Toutefois, dans une EDP, l'échelle précise d'un bassin sera propre à l'espèce évaluée et reflétera les caractéristiques du cycle biologique de celle-ci ainsi que les données génétiques accessibles. Aux fins de l'EDP, lorsque les données génétiques appropriées sont accessibles, on définit une population comme un groupe d'individus présentant des taux d'autoassignation d'environ 90 %, déterminés au moyen d'une approche multilocus du génome. Ceci signifie qu'au moins 90 % des individus capturés au sein d'une certaine zone (p. ex., lac, cours d'eau ou bassin hydrographique) sont associés ou appartiennent à cette même population. En l'absence de données génétiques, on peut avoir recours à des données de télémétrie ou à des publications scientifiques afin de déterminer à quelle échelle une population doit être définie.

Par exemple, grâce à une analyse génétique de l'ombre arctique de l'Alberta, Reilly *et al.* (2014) ont découvert que les taux d'autoassignation étaient relativement élevés lorsque des individus étaient regroupés à une échelle spatiale correspondant à un bassin hydrographique désigné par un CUH à six chiffres (le taux d'autoassignation moyen est de 86 %). Inversement, lorsqu'il a étudié la structure d'une population d'omble à tête plate en analysant la variation génétique au moyen de neuf marqueurs microsatellites, Warnock (2008) a trouvé des éléments probants indiquant la présence d'au moins trois populations dans le bassin hydrographique désigné par un CUH à huit chiffres de la rivière Castle. Dans ce cas précis, un bassin plus petit (CUH à dix chiffres) représenterait l'échelle d'évaluation appropriée. Les populations grandes migratrices (p. ex., esturgeon jaune) peuvent être définies selon une échelle spatiale plus grande (p. ex., un

bassin complet), mais les biologistes des pêches peuvent décider de séparer les résultats selon une échelle plus petite, à laquelle les mesures établies peuvent être appliquées de façon réaliste.

On doit déterminer et évaluer tous les bassins hydrographiques désignés par un CUH dans lesquels une espèce prioritaire est présente, est soupçonnée d'être présente ou était présente. Il peut s'agir de portions d'habitat saisonnier ou occupé par une espèce de façon temporaire (IUCN, 2008). Si une espèce a disparu d'un milieu ou si son aire de répartition a diminué, on doit évaluer son aire de répartition avant les perturbations, sans tenir compte des répercussions anthropiques actuelles ou historiques.

Pour respecter la définition d'une zone d'occurrence établie par l'Union internationale pour la conservation de la nature (IUCN, 2008), on devrait exclure les cas de nomadisme. Par exemple, en Alberta, il arrive que le touladi soit observé dans des cours d'eau en aval de lacs fréquentés par des populations existantes. Dans ce cas, on doit exclure ces cours d'eau de l'évaluation des populations lenticques.

Les bassins hydrographiques lotiques désignés par un CUH peuvent comprendre des lacs si l'on considère que les poissons qui s'y trouvent font partie d'une population lotique plus grande. Par contre, si des individus lenticques présents dans le lac forment une population distincte (ou sont gérés ainsi selon des règlements sur la pêche à la ligne propres à ce lac), l'évaluation doit être réalisée à l'échelle du lac et la population lenticque doit être définie de façon séparée au sein des limites du bassin hydrographique lenticque désigné par un CUH et, le cas échéant, des cours d'eau ou des lacs connexes où vit la population lenticque.

Intégrité d'une population

Pour représenter les changements liés à la situation d'une population de l'Alberta au fil du temps, on résume les caractéristiques de l'intégrité de la population selon trois mesures différentes, soit la densité des adultes actuelle, la densité des individus immatures actuelle et la densité des adultes historique.

On mène des évaluations en comparant les densités de poissons mesurées de la population visée aux densités observées d'une population de référence ou d'une population théorique modélisée qui aurait une aire de répartition de la même superficie que celle de la population étudiée, mais qui serait présente dans l'habitat le plus adéquat de l'Alberta, non touché par des influences anthropiques (c.-à-d. aucune mortalité par pêche, aucune perte d'habitat et aucune compétition avec des espèces exotiques). Les différences entre les populations visée et de référence se traduisent par une échelle de 1 à 5, qui représente cinq catégories de risque différentes (Tableau 1) [AESRD, 2012]. Cette mesure est appelée cote d'EDP. Une cote de 1 correspond à une population visée qui est moins durable et très différente de la population de référence, et une cote de 5 ou plus correspond à une population visée qui est très durable et très semblable à la population de référence. Cette échelle de cotation est fondée sur les échelles établies par des organismes de conservation internationaux (p. ex., Williams *et al.*, 2007; Faber-Langendoen *et al.*, 2009). Il est important de noter que pour les cas où il n'est pas possible de comparer une population visée à une population de référence (p. ex., population disparue ou observation d'aucun individu), une cote supplémentaire de 0 a été ajoutée à l'échelle de l'EDP de l'Alberta. Une telle cote correspond à une population fonctionnellement disparue (p. ex., aucun individu n'a été observé récemment ou on soupçonne que la population est disparue). Même si une population fonctionnellement disparue peut encore compter quelques individus, elle n'est vraisemblablement pas viable. Pour la densité des adultes actuelle, des cotes d'EDP de 4 ou de 5 représentent des populations faiblement à risque et très faiblement à risque, respectivement. En pratique, si la densité d'une population

est supérieure à la cote de 5, on classe simplement la population dans la catégorie « Risque très faible ». Une cote de 1 représente une population très à risque. Une cote de zéro représente une population fonctionnellement disparue pour laquelle la disparition est connue ou soupçonnée (Tableau 1). En plus de faire en sorte que la cote d'EDP corresponde au cadre sur les espèces en péril de l'Alberta, le classement d'évaluation des risques fournit aussi des catégories générales grâce auxquelles les biologistes des pêches peuvent plus facilement attribuer une cote d'EDP estimée à une population en l'absence d'une quantité suffisante de données.

Les activités de surveillance active réalisées dans le cadre des évaluations des pêches devraient être menées au moyen de méthodes scientifiques qui sont uniformes et fiables. En Alberta, on a élaboré des protocoles normalisés pour les activités de pêche à l'électricité menées dans des cours d'eau (ASRD, 2008; AEP, 2018); ces activités respectent les protocoles d'échantillonnage et les normes de l'American Fisheries Society (Bonar *et al.*, 2009). À l'heure actuelle, les activités de pêche à l'électricité menées à bord d'un bateau ou à pied, au moyen d'un appareil portatif, représentent les méthodes de surveillance les plus économiques pour les cours d'eau; il s'agit actuellement des principaux protocoles d'évaluation en milieux lotiques (AEP, 2018). Dans les lacs, les biologistes des pêches ont principalement recours à des procédures de relevé au filet, comme le Fall Index Netting (Morgan, 2002; ASRD, 2010) et le North American Standard Index Netting (Bonar *et al.*, 2009). Le niveau de capturabilité de différentes techniques est continuellement quantifié (Mogensen *et al.*, 2014). Les taux de prises et les estimations de population devraient représenter le mieux possible le réseau utilisé par la population (c.-à-d. l'ensemble d'un bassin hydrographique désigné par un CUH ou d'un lac). On devrait également éviter les biais propres à un site lors des activités d'échantillonnage. Les biologistes des pêches doivent évaluer si les taux de prises et les estimations de population propres à un site sont représentatifs du bassin hydrographique désigné par un CUH ou du lac en question. Par exemple, les activités de pêche à l'électricité ciblant l'omble à tête plate menées dans un affluent de frai seraient probablement biaisées en faveur des individus adultes et de densités plus élevées que dans l'ensemble du bassin hydrographique désigné par un CUH. En outre, les activités de pêche à l'électricité ciblant l'ombre arctique menées dans l'affluent où ils ont été capturés par le passé pourraient ne pas être représentatives de l'ensemble de la population dans le bassin hydrographique désigné par un CUH concerné.

Pour les activités de surveillance passive, on estime la densité d'individus au moyen de protocoles fondés sur des données recueillies à distance au moyen d'un système d'information géographique et de données d'observation (Brown, 2017). Ces données peuvent être appuyées par d'autres sources d'information comme des données historiques (p. ex., données issues de relevés biologiques préliminaires et de relevés menés par des pêcheurs à la ligne ainsi que des registres de pêches commerciales) et la science citoyenne (p. ex., la province utilise habituellement les données provenant des pêcheurs à la ligne qui utilisent l'application iFish Alberta sur leur téléphone intelligent). Peu importe si les données utilisées sont quantitatives ou qualitatives, il est essentiel que les biologistes des pêches indiquent comment ils sont parvenus à une cote de densité donnée dans la section de commentaires. S'ils ont utilisé des données quantitatives, les biologistes doivent indiquer d'où elles proviennent, combien de sites ont été échantillonnés et dans quelle mesure ces sites étaient représentatifs; si ces sites étaient peu représentatifs, ils doivent ajuster les données pour qu'elles représentent l'ensemble du bassin hydrographique désigné par un CUH ou du lac concerné.

On peut seulement donner une cote d'EDP de 0 pour les densités d'adultes historique ou actuelle, ou encore la densité de juvéniles lorsque la population visée est fonctionnellement disparue (aucun individu détecté et disparition soupçonnée) dans le bassin hydrographique désigné par un CUH en question.

Tel qu'expliqué dans les sections suivantes, ces mesures de la situation d'une population sont utilisées comme la mesure de réponse commune (axe des ordonnées) dans le modèle des effets cumulatifs de Joe. Même si les biologistes des pêches de l'Alberta ont utilisé la situation des individus adultes actuelle pour évaluer la durabilité d'une population, les utilisateurs du modèle de Joe pourraient tout aussi bien utiliser la situation des poissons immatures actuelle ou une autre mesure de la situation, qui aurait été adaptée à une condition de référence, à titre de variable réponse.

Tableau 1. Proportions de la population actuelle restante par rapport à une population théorique non perturbée par des facteurs anthropogéniques, et cotes d'évaluation de la durabilité des pêches (EDP) de l'Alberta correspondantes.

Cote d'EDP	Classement de l'évaluation des risques	Pourcentage (%) de la population de référence
0	Espèce fonctionnellement disparue	0
1	Risque très élevé	< 20
2	Risque élevé	20 à 50
3	Risque modéré	50 à 70
4	Risque faible	70 à 100
5	Risque très faible	100

Mesures de la densité

Densité des adultes actuelle et densité des individus immatures actuelle

Ces deux mesures indiquent la densité de ces deux groupes démographiques de poissons par rapport à la condition de référence propre à une espèce. Si une population n'est pas perturbée par des répercussions anthropiques, mais qu'elle se situe à la limite de l'aire de répartition de l'espèce concernée et qu'elle affiche une densité très faible en raison de limites naturelles en matière d'habitat, on lui attribuera quand même une cote correspondant à une densité très faible. On considère qu'une telle cote signifie que cette population est très à risque et à peine durable par rapport à la population de référence qui occuperait une zone de même superficie, mais qui serait présente dans un milieu idéal. Cette cote relative est importante parce que la cote de la situation d'une population n'est pas censée indiquer que cette dernière, qui affichait une densité élevée, a décliné ni qu'elle pourrait se rétablir à une densité élevée. Cependant, cette cote indique qu'une population affichant une densité plus faible d'individus a vraisemblablement moins de chance d'être durable qu'une population affichant une densité plus élevée. Lorsqu'on attribue une cote à une population fragmentée par des perturbations anthropiques importantes pour laquelle il n'y a pas d'obstacle au déplacement des poissons, il faut considérer la population historique qui était contiguë et plus nombreuse, et attribuer une cote à chaque petit fragment de population. Cette cote doit correspondre à la proportion pondérée selon la superficie appropriée de la population contiguë plus importante. On doit déterminer les seuils propres à la densité des adultes actuelle et à la densité des individus immatures actuelle de chaque espèce visée avant d'attribuer une cote d'EDP aux populations évaluées. Le Tableau 2 présente les cotes d'EDP et le classement de l'évaluation du risque, ainsi que les définitions générales connexes.

De façon générale, les biologistes des pêches ont constaté que les mesures de la densité actuelle des adultes et des individus immatures sont utiles pour surveiller certaines populations

dans la province et rendre compte de leur situation, mais ils tiennent également compte d'autres caractéristiques clés comme la structure par taille, la répartition et la situation génétique de ces populations.

Tableau 2. Cotes d'évaluation de la durabilité des pêches (EDP) de l'Alberta et classement de l'évaluation du risque concernant la densité des adultes actuelle et à la densité des juvéniles actuelle.

Cote d'EDP	Classement de l'évaluation du risque	Densité des adultes actuelle	Densité des immatures actuelle
0	Espèce fonctionnellement disparue	Aucun adulte observé	Aucun immature observé
1	Risque très élevé	Densité la plus faible possible sans que la population soit considérée comme disparue, adultes à peine détectables	Densité la plus faible possible sans que la population soit considérée comme disparue, immatures à peine détectables
2	Risque élevé	Faible densité, surpêche des recrues	Faible densité, surpêche des recrues
3	Risque modéré	Densité modérée, surpêche des individus en croissance inférieure au rendement maximal durable (RMD)	Densité modérée, surpêche des individus en croissance inférieure au RMD
4	Risque faible	Densité élevée, population supérieure ou égale au RMD, faible surpêche des individus en croissance	Densité la plus élevée possible, population supérieure ou égale au RMD, recrutement possiblement maximal si la densité respecte la courbe stock-recrutement de Ricker, faible surpêche des individus en croissance
5	Risque très faible	Densité la plus élevée possible, la capacité du système de la population d'adultes correspond à la condition de référence	Densité très élevée, le recrutement naturel pourrait être maximal ou diminuer légèrement (c.-à-d. surcompensation)

Densité des adultes historique

La densité des adultes historique est fondée sur les mêmes critères que la densité des adultes actuelle décrite dans la section précédente, mais elle est associée à des conditions historiques selon lesquelles la population n'était pas perturbée ou l'était très peu. Cette mesure vise à représenter les données sur la situation d'une population ou de la pêche connexe au début des activités de pêche ou de relevé, ou encore la meilleure estimation disponible de la condition de la population alors qu'elle n'était pas perturbée. Étant donné qu'il est rare que les individus d'une espèce soient naturellement présents en grand nombre dans l'ensemble de leur aire de répartition, on peut utiliser la mesure dans le modèle des effets cumulatifs pour représenter les facteurs naturels qui empêchent certaines populations de poissons d'atteindre une productivité maximale.

La période associée aux conditions historiques varie selon les régions. Par exemple, les bassins hydrographiques et les lacs dans le Sud de l'Alberta ont été décrits et documentés avant certaines régions septentrionales de la province; de façon générale, les stocks visés par les pêches des régions méridionales, plus accessibles, ont été plus exploités que ceux visés par les pêches des régions septentrionales. Toutefois, il y a eu des cas précoces de surexploitation grave dans les lacs Wabamun et La Biche (Schindler *et al.*, 2008). Des données sur les pêches datant de la période de la traite des fourrures (de la fin des années 1700 à la fin des années 1800) peuvent être très utiles; grâce à celles-ci, on peut évaluer si certaines populations comptaient beaucoup d'individus ou non (p. ex., Moberly, 1929; Douglas, 1977). Au sein des communautés municipales de l'Alberta, on retrouve souvent des publications d'histoires locales, qui peuvent être très utiles pour comprendre l'abondance et la répartition des poissons pendant la période des premiers établissements dans la province. Par exemple, pour souligner le 75^e anniversaire de l'Alberta, le ministère de la Culture de la province a favorisé la rédaction de nombreuses histoires issues de communautés locales; de plus en plus d'histoires sont accessibles en format numérique (voir la collection numérique; [Université de Calgary](#), 2018, en anglais seulement). Entre autres sources indiquant la situation des pêches historiques, on compte des entrevues avec des résidents ayant habité la région par le passé, comme celles consignées dans le document de Chipeniuk (1975) ou dans des relevés historiques menés par des biologistes du gouvernement (Valastin et Sullivan, 1997). Les renseignements détaillés sur les sources de ces évaluations historiques figurent dans les descriptions et les commentaires connexes. La densité des adultes historique sera utilisée pour favoriser la description de l'aire de répartition et de l'effectif d'origine d'une espèce et des changements en matière d'effectif par rapport à la situation actuelle de celle-ci.

Par exemple, les commentaires ci-dessous qui sont issus du relevé historique sur les connaissances locales en matière d'environnement de 1996 (Valastin et Sullivan, 1997) résument la situation dans la rivière Tawatinaw pendant les années 1940 à 1950.

- Art Delancy : « Toujours un bon endroit pour pêcher l'ombre arctique; les individus sont assez gros et pèsent jusqu'à 1 lb » [traduction].
- R.B. Miller : « L'ombre arctique est abondant jusqu'aux cours d'eau en aval de Meanook » [traduction].
- M. Paetz : « Pêche de l'ombre arctique à proximité de Colinton, mais les prises sont de petite taille à partir des années 1960 » [traduction].
- John Kormendy : « À proximité de Perryvale, il est facile de capturer des ombres arctiques de 1 lb » [traduction].
- Peter Marchuk : « Activités de pêche menées près de la région de Rochester dans les années 1950 et 1960 : les ombres arctiques étaient assez gros; leur taille moyenne était d'environ 12 à 14 po. » [traduction].

Selon ces commentaires, la cote d'EDP correspondant à la densité des adultes historique dans la rivière Tawatinaw a été fixée à 4 (risque faible).

Dans le relevé historique sur les connaissances locales en matière d'environnement ciblant le doré jaune du lac North Buck (Valastin et Sullivan, 1997), on a consigné les commentaires ci-dessous.

- Blake Smith, qui a commencé à pêcher en 1950, n'a jamais capturé de doré jaune dans le lac, mais il a entendu dire que certaines personnes trouvaient que c'était un bon endroit pour la pêche de l'espèce.

-
- Hilaire Ladocoeur, qui a commencé à pêcher en 1940, n'a jamais observé un doré jaune dans le lac.
 - John Gordey, qui a pêché en 1960, a dit qu'il y avait beaucoup de brochets et de dorés jaunes dans le lac : « Il était facile de capturer cinq ou six dorés jaunes par jour ici ».
 - M. Paetz, ancien surintendant de la Gestion des pêches, a dit que les poissons du lac goûtaient toujours la boue; c'était aussi le cas des dorés jaunes, même s'il est habituellement rare qu'un doré jaune goûte la boue.

En raison de ces commentaires divergents et des prises irrégulières de dorés jaunes dans les registres des pêches commerciales, la cote d'EDP correspondant à la densité des adultes historique serait probablement fixée à 3 (risque modéré; individus présents, mais pas abondants selon la plupart des pêcheurs à la ligne; répartition possiblement morcelée; qualité des données peu fiable).

Dans les cas d'activités de pêche ayant commencé récemment (p. ex., grands brochets qui se sont naturellement déplacés dans un réservoir auparavant inoccupé), on considérera que l'année de début des activités représente les conditions historiques de l'espèce en question ou de la pêche connexe. Évidemment, des explications appropriées devront être ajoutées dans la section des commentaires.

ÉVALUATION DES MENACES : INTÉGRATION DES EFFETS CUMULATIFS AU MOYEN DE LA MODÉLISATION DE JOE

La conservation et la gestion du poisson représentent un véritable défi étant donné la multitude de agents de stress et d'effets cumulatifs complexes dont il faut tenir compte (Dudgeon *et al.*, 2006; Hansen *et al.*, 2015; Hunt *et al.*, 2016). Plutôt que de reconnaître l'importance de l'intégration de cette multitude de facteurs complexes à la théorie et à la gestion des pêches (Beard *et al.*, 2011; Schindler et Hilborn, 2015), les organismes de gestion ont trop souvent réagi en créant de longues listes de répercussions et de mesures possibles, sans adopter de stratégie coordonnée en matière de mise en œuvre. Par exemple, plus de 30 répercussions sont énumérées dans le plan de rétablissement de la truite arc-en-ciel de la rivière Athabasca de l'Alberta (équipe responsable du rétablissement de la truite arc-en-ciel de la rivière Athabasca, 2014). L'un des objectifs proposés par l'équipe responsable du rétablissement est de comprendre quelles sont les répercussions limitant la taille des populations de truite arc-en-ciel et d'élaborer des mesures d'atténuation pour celles-ci. Par contre, on a formulé cet objectif sans préciser de mesure directe visant à mieux comprendre ces répercussions.

Le processus de modélisation des effets cumulatifs de l'Alberta (modélisation de Joe) a été conçu comme un outil stratégique visant à examiner les facteurs complexes susmentionnés. Le modèle de Joe, nommé en l'honneur de Joe Nelson (Ph.D.), porte bien son nom parce que Joe est la référence pour toutes questions concernant les poissons de l'Alberta (Murray *et al.*, 2012). Le processus lié à la création et l'utilisation du modèle des effets cumulatifs est conçu pour qu'il soit possible d'inclure les intervenants concernés et d'intégrer directement les connaissances locales, traditionnelles et universitaires requises. Un modèle conçu idéalement dans le cadre d'un atelier interactif, puis perfectionné à la suite d'une analyse de données et d'un examen détaillé des publications pertinentes, permet d'obtenir des hypothèses claires sur l'atténuation des répercussions (p. ex., compte tenu de nos hypothèses, quel est le résultat prévu des mesures proposées?) On considère que les résultats modélisés sont des hypothèses nécessitant des essais plutôt que des prévisions. Ces résultats sont simplement considérés comme la représentation mathématique de la meilleure compréhension des participants concernant la quantité de menaces, leurs effets et la combinaison de ces derniers sur une population précise. Par conséquent, le modèle de Joe a deux objectifs stratégiques reliés :

1) quantifier les répercussions existantes afin qu'on puisse déterminer les facteurs clés hypothétiques concernant la situation d'une population; 2) permettre la modélisation de scénarios concernant des mesures d'atténuation afin qu'il soit possible d'examiner et d'optimiser les combinaisons de mesures de rétablissement possibles.

Le modèle conceptuel

Les modèles des effets cumulatifs de Joe concernant les espèces visées de l'Alberta comprennent une série de courbes de réponse aux agents de stress représentant les répercussions et les facteurs limitatifs d'une population étudiée. Ces courbes sont combinées afin qu'il soit possible de simuler et de quantifier les effets cumulatifs touchant la capacité du système de cette population. Chaque courbe associée à un modèle correspond à une répercussion donnée, qui est traitée de façon indépendante; la répercussion représente le facteur de stress étudié et le résultat issu de la courbe représente la capacité du système. Avant d'utiliser ce résultat dans un modèle de Joe, la capacité du système doit être adaptée à la condition de référence correspondant à la mesure de réponse en question. Cette mesure représente une proportion de la condition de référence présumée relative à la densité des adultes actuelle. Les mesures de réponse de tous les facteurs de stress sont ensuite multipliées, ce qui produit la réponse des adultes cumulative (Figure 2). La capacité du système (c.-à-d. la mesure de réponse) correspond à une proportion (de 0 à 100 %) de la condition de référence et ne doit pas être confondue avec la cote d'EDP, qui est catégorielle. Toutefois, on peut facilement attribuer une cote d'EDP à la capacité du système au moyen des critères décrits dans le Tableau 1.

Les résultats du modèle de Joe permettent de prédire la proportion de la capacité du système à long terme de la population étudiée par rapport à la condition de référence si les menaces (agents de stress) entrées dans le modèle demeurent à des niveaux précis. Le modèle ne permet pas de prédire la trajectoire temporelle ou spatiale que suivrait un système pour atteindre la capacité prévue, ni les tendances dynamiques qui pourraient se produire à long terme. Malgré tout, la proportion de la capacité du système est une quantité mesurable qui peut être expressément mise à l'essai.

Par exemple, si la température ne limitait pas la densité d'une population de ménomini de montagnes, le facteur de stress entré dans le modèle serait une valeur faisant partie de la plage de températures optimales pour l'espèce. La valeur issue de la courbe de réponse aux agents de stress de la température correspondrait à la capacité du système maximale. Toutefois, si les températures des cours d'eau du bassin hydrographique étudié étaient trop élevées, on s'attendrait à ce que la situation de la population décline, ce qui pourrait être dû à des facteurs comme une mortalité accrue ou une concentration des individus dans quelques zones de refuge thermique. La réponse modélisée concernant la capacité du système de la population déclinerait aussi.

Chaque répercussion est initialement élaborée et modélisée au moyen d'une courbe de réponse aux agents de stress qui permet de prédire la capacité du système. La combinaison de répercussions (c.-à-d. chaque courbe représentant la capacité du système) est représentée comme une proportion de la condition de référence (c.-à-d. la mesure de réponse); les mesures de réponse de tous les agents de stress sont ensuite multipliées pour qu'on puisse obtenir une proportion globale de la condition de référence (Figure 3). Même si cette méthode peut sembler assez complexe, elle décrit simplement un modèle des effets cumulatifs additif adapté à une échelle proportionnelle, soit l'échelle biologique réaliste représentant ce qui se produirait si chaque répercussion influençait la survie de la population étudiée de façon indépendante. Il n'est pas nécessaire de pondérer chaque répercussion de façon indépendante parce que chacune est quantifiée comme si elle agissait sur le même paramètre de sortie, soit la mesure

de réponse, qui est commune et sans dimension. Depuis longtemps, la pondération des répercussions représente une difficulté liée aux modèles des effets cumulatifs habituels (Walters, 1997). La nouvelle approche de la modélisation de Joe permet d'aplanir cette difficulté.

Pour approfondir l'exemple susmentionné, si la population de ménomini de montagne était présente dans des eaux chaudes situées aux limites de son aire de répartition (entraînant une capacité du système prévue de 2,1 unités sur 5,0¹), qu'elle subissait également une importante mortalité par pêche à la ligne directe (entraînant une capacité du système prévue de 3,3 unités), et que la condition de référence connexe était établie à une capacité du système maximale de 5 unités¹, l'effet cumulatif des températures élevées de l'eau et de la mortalité élevée sur la capacité du système serait de $2,1/5 \times 3,3/5 \times 5 = 1,4$ unité ou de 28 % de la condition de référence (c.-à-d. $1,4/5 \times 100$). Pour cette capacité du système, on donnerait une cote d'EDP de 2 (risque élevé; Tableau 1). Dans cet exemple, on a émis l'hypothèse que la répercussion liée à la surpêche serait moins importante que celle liée aux températures élevées de l'eau. Pour un scénario de rétablissement dans lequel on tiendrait seulement compte de ces deux paramètres, la mesure théorique visant à fermer la pêche en question entraînerait seulement une faible augmentation de la cote d'EDP, qui passerait de 1,4 à 2,1 unités.

Les prédictions de la capacité du système issues du modèle de Joe sont de nature quantitative. On peut ainsi tester la capacité du système prédite directement au moyen des données recueillies sur le terrain, aux échelles appropriées.

Voici les nouveaux avantages de la modélisation de Joe en matière d'efficacité : 1) il est possible d'ajouter efficacement le nombre voulu de répercussions ou de agents de stress au modèle utilisé; 2) la pondération des répercussions, qui peut s'avérer complexe, est calculée seulement au moyen d'une mesure de réponse modélisée, qui est facile à mesurer. En ce qui concerne le premier point, la nature additive du modèle (à une échelle proportionnelle) signifie qu'une augmentation du nombre de agents de stress diminue nécessairement la capacité du système cumulative prédite à moins que les conditions de ces agents soient optimales. Même si une telle augmentation pourrait avoir une incidence sur les prédictions de la capacité du système cumulative, elle ne nuit pas au classement des agents de stress en ordre d'importance ni à la sélection stratégique des bassins hydrographiques dans lesquels des mesures de gestion seront mises à l'essai.

¹ L'utilisation d'une capacité du système maximale de 5 unités provient des modèles de Joe qui fonctionnaient directement avec les cotes d'EDP. Toutefois, comme ces cotes sont de nature catégorielle, on ne devrait pas les considérer comme étant continues. En outre, il n'est pas intuitif de tenter de convertir les cotes en mesure de réponse en raison de la nature non linéaire des catégories d'EDP (Tableau 1). Ainsi, l'échelle sur 5 unités utilisées dans l'exemple n'équivaut pas aux valeurs d'EDP, mais on peut simplement et intuitivement les convertir en un pourcentage de la condition de référence, en les divisant par cinq.

Les modèles des effets cumulatifs de Joe utilisés en Alberta ne sont pas conçus pour être des modèles complexes à l'échelle d'un écosystème qui représentent l'interaction synergique ou antagoniste entre des répercussions. En outre, ils ne sont pas conçus pour remplacer des plans d'action à l'échelle locale nécessitant des données tactiques à petite échelle qui sont propres à un site. Il s'agit plutôt de modèles stratégiques à l'échelle d'une population qui peuvent générer des hypothèses raisonnables en matière d'effets cumulatifs et de mesures de gestion grâce aux meilleures connaissances scientifiques accessibles. Ainsi, les résultats issus de ces modèles ne sont pas considérés comme des prévisions, mais comme les meilleures hypothèses dont les prédictions doivent être mises à l'essai et validées.

Logiciel de modélisation

Il existe bon nombre de programmes informatiques qui peuvent être utilisés pour concevoir un modèle des effets cumulatifs et quantifier les réponses d'une population, mais les biologistes des pêches de l'Alberta ont généralement recours au logiciel de modélisation STELLA® (Richmond, 2004). Grâce à ce logiciel, les utilisateurs peuvent rapidement créer des modèles de système dans un cadre interactif en temps réel, comme des ateliers auxquels participent les intervenants concernés. En outre, le logiciel permet aux utilisateurs de créer facilement des modèles afin d'exécuter des scénarios (p. ex., changements climatiques, mesures d'atténuation complexes). Pour les biologistes des pêches de l'Alberta, le logiciel représente une occasion unique de créer un modèle des effets cumulatifs de répercussions sur une plateforme conviviale permettant d'expliquer facilement le modèle à des groupes d'intervenants. Le logiciel et le processus de modélisation connexe sont utilisés avec succès par l'équipe responsable de la gestion des pêches en Alberta depuis plus de 20 ans.

Conception d'un modèle des effets cumulatifs de Joe

Création de courbes de réponse aux agents de stress

Comme il est indiqué plus haut, en Alberta, le modèle des effets cumulatifs de Joe se fonde sur une combinaison de courbes de réponse aux agents de stress afin qu'on puisse caractériser les effets des répercussions et des facteurs limitatifs évalués sur la capacité du système d'une population. Même si la structure du modèle est assez simple, il est fréquent que les participants qui l'utilisent aient initialement de la difficulté à quantifier les éléments complexes prévus de chacune des courbes de réponse aux agents de stress. Voici par exemple une réponse initiale commune formulée par des participants : « Nous n'avons pas toutes les données nécessaires pour connaître la forme exacte de la courbe de réponse aux agents de stress pour le débit d'eau au mois d'août. »

Les biologistes des pêches de l'Alberta ont jugé qu'il était utile de concevoir la version préliminaire du modèle dans un cadre semblable à celui d'un atelier, puis d'y apporter les ajustements nécessaires et d'en finaliser certains détails après avoir procédé à une analyse approfondie des données et de toutes les publications scientifiques pertinentes. Les participants à l'atelier peuvent ensuite formuler d'autres commentaires sur le modèle et perfectionner celui-ci au besoin, lors de réunions de suivi. Selon les objectifs établis, des biologistes des pêches, des spécialistes d'une espèce donnée et des intervenants particuliers peuvent être invités à participer à un atelier. Cette façon de procéder permet à tous les participants d'énumérer et d'étudier les facteurs de stress qu'ils jugent importants, puis de collaborer pour construire des courbes de réponse aux agents de stress.

Par exemple, lors de la conception du modèle de Joe pour l'omble à tête plate, les participants d'un atelier tenu en 2017 comprenaient des intervenants préoccupés par les répercussions clés énumérées dans le plan de gestion de la conservation de l'omble à tête plate (ASRD, 2012). Les participants ont discuté de ces répercussions ainsi que d'autres facteurs limitatifs connus

issus de publications pertinentes; certains ont prôné l'inclusion des répercussions qui leur tenaient personnellement à cœur. Les participants ont ensuite été mis au défi de quantifier le degré selon lequel on présume que chacun des agents de stress influence (de façon indépendante) la situation des adultes d'une population d'omble à tête plate. Par exemple, si un participant était convaincu que les baisses d'effectif d'ombles à tête plate étaient principalement attribuables aux prélèvements d'eau dans des ruisseaux effectués pendant l'été par des camions d'eau appartenant à des industries titulaires de permis temporaires de dérivation, il devait justifier cette affirmation en créant une courbe de réponse aux agents de stress quantifiée à l'échelle de la population étudiée. À la suite de l'atelier préliminaire pendant lequel les participants avaient déterminé les agents de stress à inclure dans le modèle, les biologistes des pêches ont commencé la longue tâche de passer au peigne fin les données et les publications scientifiques pertinentes afin d'appuyer et de perfectionner chaque courbe de réponse aux agents de stress établie, de déterminer les incertitudes clés et de documenter les justifications connexes. Une seconde longue tâche aussi importante que la première consistait à quantifier chaque facteur de stress, y compris sa valeur et sa précision prévues (p. ex., volume d'eau autorisé pour tous les permis temporaires de dérivation dans l'exemple susmentionné). On peut réaliser cette seconde tâche au moyen de diverses méthodes, y compris l'utilisation de données mesurées sur le terrain, le recours à des documents d'application de la réglementation (p. ex., permis), l'analyse du système d'information géographique (SIG) ou la modélisation.

Utilisation de questions heuristiques et crainte de biais cognitifs lors de la création de courbes de réponse aux agents de stress

Il est fréquent que les biologistes et les intervenants du secteur des pêches considèrent au départ que la création d'une courbe de réponse aux agents de stress est une tâche très intimidante. Par exemple, voici ce que certains pourraient penser : « Comment pouvons-nous connaître la forme exacte de cette courbe? Il nous faudra des années de recherche pour le savoir! » Une technique utile pour sortir de cette impasse consiste à diviser une question complexe en sous-questions plus simples et plus ciblées. Ces sous-questions, conçues pour qu'il soit possible de répondre plus facilement à une question complexe, sont issues de la méthode heuristique (Tversky et Kahneman, 1974).

Par exemple, lors d'un atelier de modélisation, on a avancé qu'une substance chimique toxique pourrait avoir des répercussions à l'échelle d'une population donnée. Les participants avaient compris que la substance avait des effets létaux, mais ils trouvaient que les subtilités propres à une courbe de réponse aux agents de stress étaient trop difficiles à comprendre. Plutôt que d'aborder cette question complexe, on leur a demandé si l'absence de cette substance signifiait qu'il n'y aurait pas d'effet sur la population. Les participants ont convenu qu'il était évident que cette affirmation était vraie. On a donc représenté graphiquement la relation de réponse au agent de stress correspondante, en traçant un point équivalent à « concentration chimique nulle = capacité du système maximale ». La prochaine question heuristique posée était la suivante : « Quelle concentration de la substance chimique entraînerait la mort de tous les poissons? » En raison d'expériences menées en laboratoire, les participants savaient qu'une concentration de 20 ppm était toxique; on a donc représenté graphiquement la relation de réponse au agent de stress correspondante, en traçant un point équivalent à « 20 ppm = capacité du système nulle ». La prochaine question heuristique posée était : « Quel serait l'effet possible d'une concentration de 10 ppm sur une population, plus précisément, est-ce que cet effet serait supérieur, inférieur ou égal aux deux points tracés? » La réponse ayant fait consensus était que l'effet de cette concentration serait probablement supérieur à l'effet correspondant à la ligne directe reliant les deux points, mais que sa valeur exacte était incertaine. La courbe de réponse aux agents de stress correspondante est hyperstable et on en connaît les valeurs aux

extrémités (Figure 4). Selon l'intensité d'un facteur de stress (p. ex., la concentration d'une substance chimique en ppm), cette quantité de renseignements pourrait être suffisant pour que la courbe soit adéquate.

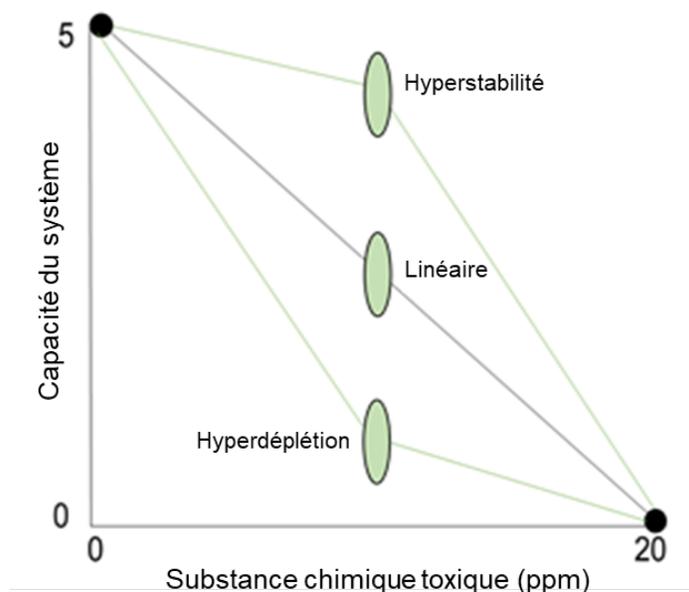


Figure 4. Courbe de réponse aux agents de stress théorique concernant une substance chimique toxique; les valeurs aux extrémités sont connues, mais la valeur médiane est incertaine. Trois types de courbe possibles ont été présentés pour que les participants puissent choisir la plus probable. En répondant à quelques questions simples (méthode heuristique), il est possible d'aborder une question plus complexe de façon logique (Tversky et Kahneman, 1974). Dans cet exemple, la condition de référence (capacité du système maximale) est de 5.

L'utilisation de questions heuristiques peut être très utile, mais la dépendance à celles-ci pour la résolution d'enjeux complexes peut entraîner des erreurs systématiques graves (Tversky et Kahneman, 1974). Des biais cognitifs de représentativité, de disponibilité et d'ancrage influenceront très certainement les courbes de réponse aux agents de stress dérivés d'opinions et de questions heuristiques. La courbe a-t-elle été influencée par un biais de représentativité? (P. ex., la population de poissons évaluée est-elle semblable à la population de poissons ayant servi à définir la courbe ou différente de celle-ci?) Comment le biais de disponibilité influence-t-il la courbe? (P. ex., un événement récent comme un déversement de pétrole important dans un lieu éloigné a-t-il influencé le point de vue des participants sur les possibles déversements dans le cours d'eau local étudié?) Les participants sont-ils visés par le biais d'ancrage? (P. ex., la première valeur mentionnée a-t-elle créé un scénario de référence artificiel sur lequel a été fondé le reste de la courbe?) Il faut activement tenir compte de ces biais cognitifs communs (voire omniprésents) et les éviter afin de ne pas porter de jugement qui semble logique au moment d'une discussion, mais qui pourrait être nettement différent si la discussion était menée par d'autres participants ou dans des conditions différentes. Il est absolument essentiel de documenter la fiabilité et la confiance liées aux courbes de réponse aux agents de stress issues de questions heuristiques; les données documentées seront utilisées dans les étapes ultérieures de la modélisation de Joe afin qu'on puisse déterminer l'incidence de l'incertitude inhérente sur la robustesse des conclusions obtenues.

On ne peut pas surestimer l'importance de permettre aux participants de disposer du temps et des occasions nécessaires pour décrire leurs préoccupations, leur vision du monde et leur point de vue sur les répercussions cernées. L'avantage du processus de modélisation de Joe c'est

que les modèles peuvent être créés grâce à la pleine participation de tous; il n'est pas nécessaire d'avoir de l'expertise dans les domaines des sciences occidentales ou des mathématiques. On peut avoir recours à des croyances concernant des relations de causalité de façon transparente et claire afin d'influencer le résultat initial d'un modèle. Néanmoins, un modèle fonctionnel doit adhérer aux meilleures connaissances scientifiques et mathématiques sur ces relations; il ne doit pas s'appuyer sur des opinions non fondées.

Causalité et corrélation

L'un des défis importants de la modélisation, c'est que les effets de chaque facteur de stress étudié doivent être considérés comme agissant indépendamment sur une population, et doivent représenter des hypothèses causales plutôt que des relations corrélatives. Autrement dit, lors de l'élaboration d'un modèle des effets cumulatifs, les biologistes des pêches doivent veiller à inclure le mécanisme sous-jacent qui, selon les hypothèses, serait la cause des agents de stress. Comme c'est le cas pour les énoncés d'incidences, les modèles d'incidences et les diagrammes par étapes de l'évaluation concernant les effets cumulatifs (Hegmann *et al.*, 1999), il s'agit de s'assurer que le modèle ne tient pas compte de l'effet d'un seul agent de stress plusieurs fois, de façon accidentelle. Par exemple, les traversées routières peuvent avoir des effets immédiats et à long terme sur certaines populations parce qu'ils fournissent un accès accru aux pêcheurs à la ligne, modifient les caractéristiques de l'habitat et fragmentent ce dernier, et empêchent des poissons d'effectuer les déplacements nécessaires à l'achèvement des processus de leur cycle biologique (Warren et Pardew, 1998; Gunn et Sein, 2000; Harper et Quigley, 2000; Morita et Yamamoto, 2002; Park *et al.*, 2008; Burford *et al.*, 2009; MacPherson *et al.*, 2012). Toutefois, ces effets sont corrélatifs et ne peuvent pas être représentés par une seule courbe de réponse aux agents de stress. Par contre, la fragmentation de cours d'eau due à des ponceaux suspendus (MacDonald et Davies, 2007; Bouska et Paukert, 2009; Norman *et al.*, 2009), la présence accrue de sédiments (Wellman *et al.*, 2000; MacPherson *et al.*, 2012) et l'augmentation de la mortalité par pêche à la ligne en raison des traversées routières (Gunn et Sein, 2000) sont tous des facteurs susceptibles de contribuer au déclin de populations. Par conséquent, lors de l'élaboration d'une courbe de réponse aux agents de stress pour chacun de ces facteurs de causalité, on considère que l'effet sur la population étudiée est indépendant de celui des deux autres facteurs. Les mesures de gestion doivent donc être reliées à leur effet sur l'intensité des agents de stress. Pour poursuivre l'exemple donné, une mesure de gestion visant à réduire le nombre de traversées routières doit tenir compte de la modification de chaque facteur de stress lié aux traversées routières, de façon séparée (c.-à-d. fragmentation, présence de sédiments et mortalité par pêche à la ligne).

L'avantage de concevoir un modèle des effets cumulatifs de Joe au moyen de cette approche, c'est qu'elle oblige tous les participants à établir des modèles conceptuels expliquant très clairement le fonctionnement du système, des principales répercussions sur la population évaluée et du type de renseignements sur lesquels ces modèles sont fondés (c.-à-d. des données anecdotiques personnelles plutôt que des preuves empiriques) [Reilly et Johnston, comm. pers.]. De cette façon, le processus tend à être davantage un exercice structuré d'étude et d'apprentissage plutôt qu'un débat.

Il est important de noter que lors de la création de courbes de réponse aux agents de stress, on doit veiller à ce qu'elles soient élaborées selon les échelles spatiale et temporelle appropriées. Pour remplir le modèle, on doit disposer de données décrivant un agent de stress précis. L'agent de stress lié à la répercussion évaluée doit être adapté à l'échelle de la population choisie (c.-à-d. bassin hydrographique ou lac où elle est présente); la réponse à cette répercussion correspond à l'effet sur l'ensemble de la population. Par exemple, si un événement printanier entraîne une forte teneur en limon dans un haut-fond utilisé par des dorés jaunes pour le frai, les répercussions pourraient être catastrophiques pour les œufs déposés à

cet endroit. Par contre, il est possible que cet événement n'ait aucun effet à l'échelle de la population de doré jaune si beaucoup de hauts-fonds du lac en question n'ont pas été perturbés. De la même façon, une espèce envahissante pourrait être omniprésente et avoir d'importantes répercussions sur une espèce de truite indigène dans un seul tronçon isolé d'un cours d'eau, mais son incidence sur la population de truite indigène à l'échelle du bassin hydrographique en question pourrait être relativement minime. Lorsque des biologistes des pêches travaillent à la création de courbes de réponse aux agents de stress, il est crucial qu'ils maintiennent la réponse appropriée aux échelles spatiale et temporelle pour l'ensemble de la population étudiée.

Toutes les courbes de réponse aux agents de stress sont créées au moyen des meilleures données scientifiques actuellement accessibles, y compris les renseignements issus de l'analyse de données spatiales (c.-à-d., expertise interne en matière de SIG ou utilisation du logiciel ALCES Online[®]), les données sur les pêches issues de la base de données provinciale Fisheries and Wildlife Information Management System et les opinions professionnelles ayant fait consensus lors d'ateliers de modélisation. Pour chaque courbe, on devrait mener une analyse de sensibilité officielle des données d'entrée et de la relation de réponse au agent de stress proposée (pour plus de renseignements, voir la section Modélisation de l'incertitude et formulation de conclusions fiables). Il est probable qu'on apporte des améliorations aux courbes et qu'on réalise que les interactions entre les répercussions sont plus ou moins complexes que prévu à mesure que de nouvelles données sur les pêches seront recueillies et que des hypothèses seront remises en question après la mise en place de mesures de gestion et de mesures de rétablissement adaptatives.

Intégration des connaissances traditionnelles

L'intégration des connaissances écologiques traditionnelles aux éléments complexes liés à la gestion des effets cumulatifs et des ressources représente des difficultés considérables, mais aussi des avantages importants (Berkes *et al.*, 2000; Usher, 2000; Houde, 2007). Il est entre autres complexe de respecter les importantes exigences législatives canadiennes lors de la gestion d'espèces en péril (Mooers *et al.*, 2010). L'une des principales difficultés liées à l'utilisation de connaissances traditionnelles autochtones dans le cadre de la modélisation a été le contraste perçu entre les connaissances cosmologiques des peuples autochtones, qui sont holistiques et interdépendantes, et les connaissances scientifiques occidentales, qui sont indépendantes et fondées sur le mécanisme (Tsuji et Ho, 2002; Berkes, 2012).

Selon notre expérience limitée, l'utilisation de la modélisation de Joe est plus conforme à une approche systémique et au point de vue holistique des relations écosystémiques entre les humains et les poissons que la modélisation de la dynamique des populations d'une seule espèce. Pour cette raison, nous avons eu recours à des ateliers sur la modélisation de Joe afin d'intégrer les connaissances scientifiques occidentales utiles aux connaissances traditionnelles autochtones, plutôt que de faire l'inverse. Comme le décrit Moffa (2017), le point de vue dominant est malheureusement que les connaissances traditionnelles sont inférieures aux connaissances scientifiques occidentales. En utilisant le processus de modélisation de Joe, nous avons plutôt initialement considéré que la vision selon laquelle un système est holistique et que ses composantes sont interdépendantes est fondamentale pour comprendre les menaces qui pèsent sur ce système. Lors des ateliers, on pose les questions suivantes aux participants : « Quels sont les éléments relatifs aux poissons auxquels vous accordez de l'importance? » et « Selon vous, qu'est-ce qui menace ces éléments importants? ». Le processus de modélisation de Joe comprend plusieurs avantages clés : il reflète l'importance d'écouter les participants et permet d'intégrer de façon immédiate et transparente leur vision du monde et leur compréhension des menaces touchant la capacité du système cumulative. Les

participants peuvent donc se sentir fiers d'avoir pris part au processus et bien comprendre les résultats issus de celui-ci.

Malgré la simplicité et les avantages apparents de l'utilisation du processus de modélisation dans le cadre d'ateliers auxquels participent des groupes autochtones, nous insistons sur l'importance cruciale du respect et de l'engagement professionnel lors de ces ateliers. Pour que les connaissances traditionnelles autochtones soient bien comprises, il faut veiller à ce qu'elles soient recueillies et utilisées de façon respectueuse et rigoureuse (Ellis, 2005; CEAA, 2015). Lorsque c'est possible, des experts en sciences sociales et des animateurs expérimentés devraient participer au processus. Des techniques comme la méthode Delphi (Sutherland *et al.*, 2013; Mukherjee *et al.*, 2015), des entrevues semi-structurées (Briggs, 1986; Ferguson et Messier, 1997; Huntington, 1998) ou d'autres outils de prise de décisions structurés sont utiles, mais ils doivent être appliqués par des intervenants d'expérience lorsqu'il est question des connaissances autochtones (Gregory *et al.*, 2012).

Pourquoi la modélisation de Joe est-elle différente de la modélisation de la dynamique des populations?

Les modèles dynamiques décrivent les changements dans un système au fil du temps ou au sein d'un lieu donné; selon ces modèles, la situation future d'une population dépend de certains aspects de sa situation actuelle (Gurney et Nisbet, 1998). Comme la mesure de réponse issue de la modélisation de Joe est entièrement indépendante de la situation actuelle d'une population, le modèle est statique. La simple introduction d'un agent de stress variable dans le temps ne rend pas le modèle dynamique, car il n'y a pas de dépendance entre les situations. La modélisation de Joe est semblable à la modélisation de l'indice de qualité de l'habitat. Dans cette dernière, on combine les conditions environnementales de l'habitat pour déterminer l'indice représentant le caractère convenable de l'habitat pour une population donnée (Hirzel et Le Lay, 2008). Le modèle de Joe représente la situation d'une population selon les conditions simulées associées à des agents de stress; il ne représente pas la dynamique spatiale ou temporelle d'une population pour laquelle la situation future dépend de la situation actuelle.

Il existe au moins deux raisons expliquant pourquoi la modélisation dynamique est importante sur le plan tactique pour la planification de la gestion et du rétablissement. Premièrement, les modèles dynamiques fournissent une prédiction de la trajectoire de rétablissement d'une population dans le temps ou un lieu donné. Autrement dit, un modèle dynamique répond à la question suivante : « Quelle sera la vitesse de la réponse d'une population? ». Deuxièmement, la dépendance des situations futures par rapport aux situations actuelles, voire décalées, dans un modèle dynamique, permet de représenter des scénarios qu'il serait impossible de prédire à partir d'un modèle statique. L'exemple le plus simple est la disparition d'une population. Un modèle dynamique prédirait qu'une population disparue resterait disparue, quelle que soit l'intensité des agents de stress évalués (sauf s'il y avait une immigration d'individus). Au contraire, le modèle de Joe prédirait à tort qu'une population disparue se rétablirait si l'on réduisait simplement l'intensité des agents de stress qui pèsent sur celle-ci. En Alberta, on étudie les enjeux tactiques concernant le rétablissement d'une population selon différentes mesures de gestion, à l'aide de modèles détaillés de la dynamique des populations propres à une espèce visée (Post *et al.*, 2003; Sullivan, 2003).

L'avantage de la modélisation statique sur le plan stratégique, c'est qu'elle permet de déterminer les agents de stress qui sont le plus susceptibles de perturber le rétablissement d'une population, et d'orienter les mesures de gestion afin qu'on puisse tester les prédictions effectuées à leur sujet. On devrait utiliser les modèles dynamiques afin de répondre aux questions tactiques qui concernent les trajectoires de rétablissement ou les processus dépensatoires qui pourraient découler des mesures de gestion proposées. Ainsi, les utilisateurs

d'un modèle de Joe doivent s'assurer qu'ils concentrent les efforts de rétablissement sur le plan tactique afin de soutenir des changements utiles à la situation de la population de poissons étudiée.

Il est facile d'intégrer la dynamique d'une population à un modèle de Joe. Étant donné que la mesure de réponse de ce modèle est analogue à la capacité de charge (capacité du système) d'une population adaptée à la condition de référence (la mesure de réponse, K_{Joe} , correspond à $K_{Joe} = \frac{K}{K_{max}}$, où K représente la capacité du système et K_{max} , la condition de référence), on peut utiliser un simple modèle de croissance logistique afin d'intégrer la dynamique de la population à un modèle de Joe. Voici l'équation à utiliser pour ce faire :

$$Z_{t+1} = \frac{K_{Joe}Z_t}{Z_t + e^{-r}(K_{Joe} - Z_t)}$$

où Z_t est la situation de la population adaptée ($Z_t = \frac{N_t}{K_{max}}$) lors de l'année t , Z_{t+1} est la situation de la population adaptée lors de l'année suivante et r est le taux intrinsèque de la croissance de la population (Gurney et Nisbet, 1998).

Même s'il est simple d'intégrer la dynamique d'une population à un modèle de Joe, on a réalisé que la version dynamique d'un modèle peut être moins transparente et moins bien comprise par les intervenants. En outre, selon notre expérience, les avantages perçus concernant la précision accrue de la version dynamique d'un modèle ne sont généralement pas justifiés. Les renseignements complexes (et les incertitudes importantes) de la dynamique d'une population sont souvent mieux traités dans une phase différente, au moyen d'un processus d'évaluation de la stratégie de gestion (Holland, 2010; Punt *et al.*, 2014). Toutefois, l'utilisation de la version dynamique d'un modèle de Joe peut être justifiée dans certaines situations, notamment si les tendances relatives aux agents de stress ne sont pas constantes, mais sont plutôt caractérisées par des pics d'activité (p. ex., sécheresses périodiques, déversements d'hydrocarbures) ou si des boucles de rétroaction sont observées (p. ex., dépendance du taux de mortalité par pêche à la situation de la population).

Modélisation des changements climatiques

On peut facilement simuler les effets possibles des changements climatiques sur la capacité du système d'une population au moyen d'un modèle de Joe statique. En Alberta, on a modélisé les deux principaux aspects des changements climatiques qui pourraient toucher les populations. Il s'agit de la température et des précipitations, plus précisément de l'augmentation de la température moyenne du mois le plus chaud ainsi que les changements liés aux précipitations et leurs effets sur les débits d'eau (y compris la sécheresse).

La principale source de données que nous utilisons pour les projections relatives aux changements climatiques est le logiciel Climate WNA (Western North America) [Wang *et al.*, 2016]. Nous utilisons la version la plus récente de ce logiciel, qui a été publiée sur le [site Web des données climatiques de la faculté de foresterie de l'Université de la Colombie-Britannique](#) (en anglais seulement); en date de juin 2019, il s'agissait de la version 6.00 du logiciel Climate WNA. Ce logiciel réduit l'échelle de grands ensembles de données climatiques, comme PRISM et WorldClim, à des zones locales définies par l'utilisateur. Les données climatiques en question comprennent des données historiques et des projections fondées sur les modèles de circulation générale (MCG) du cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC, 2013). Les résultats obtenus à l'aide de ces données et projections forment un grand nombre de variables climatiques utiles

sur le plan biologique, comme les degrés-jours de croissance, la température moyenne du mois le plus chaud, les précipitations mensuelles et la période sans gel.

Les projections climatiques sont tirées des 15 MCG de la phase 5 du projet d'intercomparaison de modèles climatiques (IPCC, 2013). Habituellement, le scénario utilisé dans les projections de l'Alberta suit la trajectoire du scénario RCP 8.5, selon lequel les émissions de gaz à effet de serre continueront d'augmenter pendant toute la période modélisée (de 2018 à 2080). Il est aussi possible de modéliser un scénario plus optimiste, soit le RCP 4.5, selon lequel les émissions de gaz à effet de serre atteindront un sommet en 2040 et diminueront par la suite. Les projections de variables climatiques données sont habituellement présentées en groupes correspondant à des périodes de 30 ans (c.-à-d. 2011 à 2040 = 2025, 2041 à 2070 = 2055 et 2071 à 2100 = 2085). Le choix du MCG approprié dépend de l'objectif de la simulation; il peut s'agir de la moyenne des résultats d'une série de MCG ou de la répartition des projections d'un modèle de Joe visant à simuler une série de résultats possibles.

Augmentation de la température moyenne du mois le plus chaud

De façon générale, les modèles de Joe utilisés en Alberta comprennent une variable d'entrée en matière de température qui correspond habituellement à la température moyenne du mois le plus chaud. Ainsi, les liens entre les changements climatiques et les simulations relatives aux modèles de Joe sont évidents; la projection issue du MCG choisi devient donc la nouvelle variable d'entrée des modèles de Joe. Il peut s'agir d'une valeur statique pour une période future donnée (Figure 5).

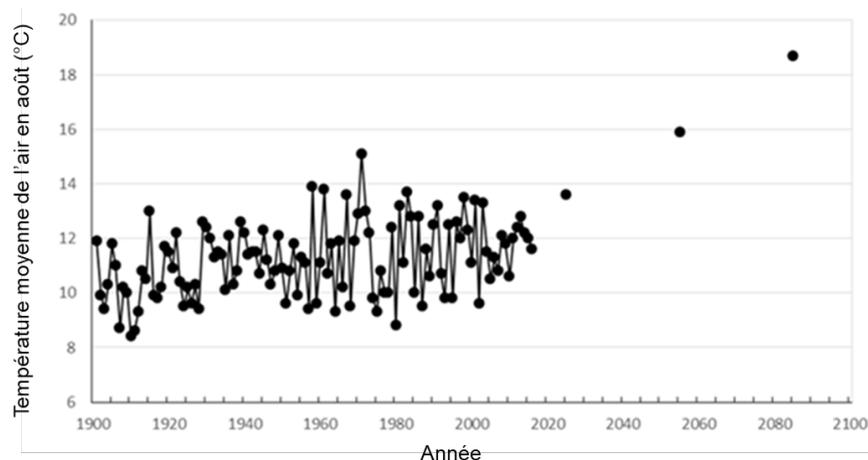


Figure 5. Données historiques et projetées sur la température relatives aux eaux d'amont du ruisseau Racehorse (bassin hydrographique de la rivière Oldman). Les données pour 1901 à 2016 proviennent de la version 5.51 du logiciel Climate WNA et correspondent à la moyenne de la température de l'air du mois d'août. Les projections issues de l'ensemble des 15 MCG indiquent que des augmentations de la température de l'air pourraient entraîner des conditions non convenables aux espèces de salmonidés indigènes qui sont présentes dans ce bassin hydrographique, soit la truite fardée versant de l'ouest et l'omble à tête plate.

L'établissement de liens entre les données climatiques et les projections de la température moyenne du mois le plus chaud, ainsi que la température d'un cours d'eau est plus complexe. Évidemment, si l'agent de stress original du modèle de Joe est la température de l'air, aucune conversion n'est nécessaire. Par contre, s'il faut connaître la température du cours d'eau évalué, on doit établir un lien entre la température moyenne du mois le plus chaud et la température de l'eau.

Changements liés aux précipitations et au débit d'eau

Les projections issues de MCG, obtenues au moyen du logiciel Climate WNA, comprennent des changements possibles en matière de précipitations, qui sont adaptés à une saison ou à un mois précis. Dans les modèles de Joe, les variables d'entrée comprennent souvent des changements relatifs au débit d'eau hivernal ou estival. Pour étudier les possibles changements du débit d'eau attribuables aux changements climatiques, les biologistes des pêches doivent émettre des hypothèses concernant les liens entre les précipitations et le débit d'eau pour le bassin hydrographique évalué. On peut émettre des hypothèses de façon empirique, en établissant des liens entre les données historiques sur les précipitations issues du logiciel Climate WNA et les données sur les débits d'eau historiques concernant ce bassin hydrographique. Lorsqu'on réalise des projections, on considère que des liens semblables persistent. Les biologistes des pêches devront étudier les relations entre les données climatiques et les données sur les débits d'eau afin de déterminer les corrélations de cause à effet les plus probables, comme les tendances saisonnières en matière de précipitations, l'influence des bassins hydrographiques en amont et les aspects complexes de l'évapotranspiration en raison des changements de température.

L'une des caractéristiques utiles du logiciel Climate WNA, c'est qu'il comprend des données historiques sur les précipitations, qu'on utilise pour comprendre la fréquence des sécheresses. Par exemple, dans une simulation, on peut présumer qu'il existe une relation étroite entre les précipitations printanières et estivales, ainsi que des conditions de faible débit d'eau (sécheresse) dans un cours d'eau. On peut analyser les données historiques issues du logiciel qui concernent un bassin hydrographique donné afin de déterminer la fréquence des sécheresses (Figure 6). Cette fréquence peut être liée à la densité des adultes d'une population au moyen d'une courbe de réponse aux agents de stress. Les projections de la fréquence des sécheresses seraient alors associées à deux facteurs, soit les précipitations et une tendance à la hausse (ou à la baisse) de la variance lors des sécheresses.

Il est important de tenir compte de la grande incertitude associée à toutes les relations établies et de considérer cette incertitude lors de l'interprétation de toute conclusion.

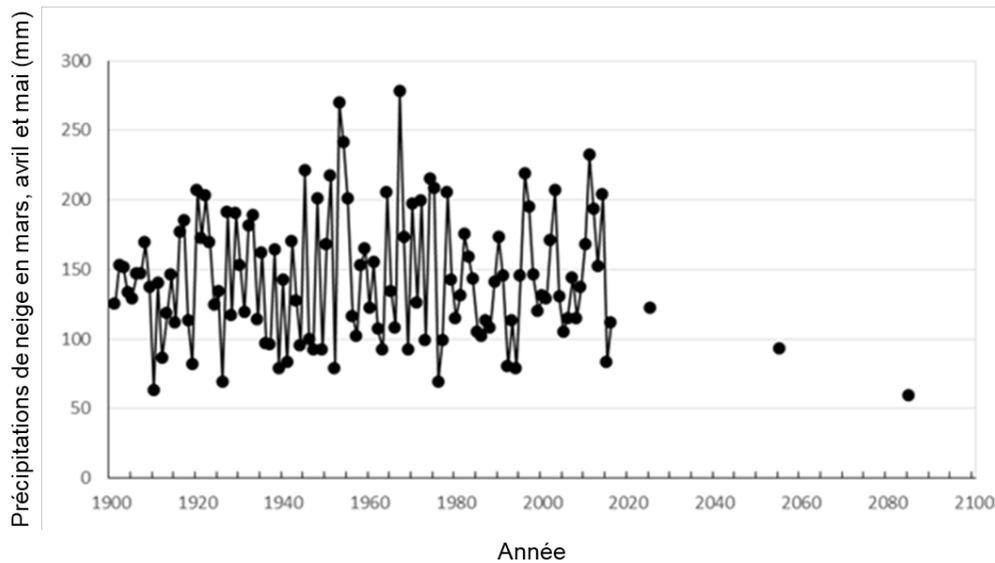


Figure 6. Données historiques et projetées sur les précipitations concernant les eaux d'amont du ruisseau Racehorse (bassin hydrographique de la rivière Oldman). Les données pour 1901 à 2016 proviennent de la version 5.51 du logiciel Climate WNA et correspondent aux précipitations de neige pour mars, avril et mai. En 2015 et 2016, on a observé des épisodes de faibles débits d'eau (sécheresses) qui pourraient avoir eu une incidence sur les populations de poissons présentes dans le ruisseau. Les projections issues de l'ensemble des 15 MCG indiquent qu'une diminution des précipitations peut entraîner des sécheresses graves.

Modélisation de l'incertitude et formulation de conclusions robustes

L'incertitude est inhérente à tous les aspects de la gestion des pêches (Ludwig *et al.*, 1993; Hilborn et Walters, 1992; Fulton *et al.*, 2010). Combien de poissons y a-t-il dans un lac? Combien de pêcheurs à la ligne participeront à des activités de pêche? Combien de poissons vont-ils capturer? Quelle est la limite de prises acceptable pour ces pêcheurs? Quelle est la limite de prises durable? Chaque étape de presque tous les processus décisionnels en matière de gestion des pêches repose sur des réponses qui comportent un éventail de possibilités. Cependant, l'incertitude intrinsèque à la gestion des pêches est rarement prise en compte lors de l'évaluation de l'efficacité d'une décision (Harwood et Stokes, 2003). Si elle est prise en compte, l'incertitude est habituellement définie de façon assez qualitative (p. ex., compte tenu de toutes les variables inconnues, le quota semble raisonnable). Toutefois, l'analyse et la modélisation mathématiques permettent de traiter l'incertitude de façon quantitative.

Un aspect très utile du processus de modélisation de Joe, c'est qu'il permet facilement de définir de façon claire les plages d'incertitude relatives aux relations de réponse aux agents de stress et inhérentes aux paramètres d'entrée du modèle utilisé. En reconnaissant clairement cette incertitude et en réalisant des analyses de sensibilité officielles dans le cadre du processus de modélisation de Joe, les biologistes des pêches peuvent améliorer leur compréhension des conséquences possibles de l'incertitude sur la robustesse de leurs conclusions. Il est toutefois essentiel de noter que les résultats modélisés ne sont jamais prédits avec certitude; il s'agit simplement du résultat logique issu de données d'entrée clairement définies. Il est possible que tous les facteurs clés soient inconnus, que les courbes de réponse aux agents de stress soient uniques et inconnues, et que les variables d'entrée changent

beaucoup d'une année à l'autre. L'intérêt de la modélisation est de démontrer l'effet de l'incertitude, pas de l'éliminer.

Le processus officiel d'évaluation de la stratégie de gestion (Holland, 2010; Punt *et al.*, 2014) est un excellent cadre pour étudier l'incertitude inhérente aux diverses mesures de gestion de rechange possibles. Ces mesures doivent être choisies en collaboration avec les intervenants concernés et doivent comprendre des considérations sociales, économiques et juridiques. Toutefois, la proposition et la mise à l'essai d'une plage de résultats possibles issus des stratégies choisies et proposées mettent pleinement à contribution le rôle des modélisateurs concernés et les aspects quantitatifs du modèle établi.

Selon notre expérience, deux méthodes reliées peuvent être utilisées pour établir l'incertitude au moyen de la modélisation de Joe, soit l'analyse de sensibilité officielle et l'analyse de robustesse. L'analyse de sensibilité est réalisée à l'interne, par les concepteurs du modèle établi; elle est principalement utilisée pour comprendre et améliorer la structure du modèle. L'analyse de robustesse, qui est généralement effectuée à l'externe, est principalement utilisée dans le cadre de processus décisionnels (p. ex., réunions publiques, ateliers et réunions d'élaboration de la réglementation).

Analyse de sensibilité

On peut mener une analyse de sensibilité officielle pendant la phase de conception d'un modèle pour déterminer quels agents de stress provoquent les changements les plus sensibles dans les résultats modélisés. L'objectif est de faire en sorte que les travaux, tels que les analyses documentaires ou les études sur le terrain, soient axés sur les paramètres pour lesquels la réduction de l'incertitude peut être la plus efficace et la plus efficiente. En résumé, les deux méthodes suivantes permettent de comprendre la sensibilité de la modélisation de Joe en ce qui concerne l'intensité des agents de stress et les courbes de réponse aux agents de stress.

1. Ajuster l'intensité des agents de stress évalués (paramètres d'entrée) selon une valeur proportionnelle constante afin de déterminer quels facteurs produisent l'effet modélisé le plus important. On doit porter une attention particulière à l'incertitude liée aux paramètres d'entrée de ces facteurs.
2. Redéfinir les courbes de réponse aux agents de stress afin de produire une plage de courbes semblables à la courbe la plus probable; cette plage permettra de déterminer les effets de cette courbe sur les résultats modélisés. Pour que cette étape soit plus efficace, elle doit être réalisée au moyen d'une méthode plus officielle, comme l'utilisation de réseaux bayésiens (Scutari et Denis, 2015), et dépasser le cadre des modèles de Joe actuels.

Le logiciel de modélisation STELLA® permet de mener des analyses de sensibilité ciblant de multiples paramètres d'entrée (intensité d'agents de stress) au moyen de l'option « Run Sensitivity Spec ». Cependant, l'interprétation de diverses passes réalisées au moyen de multiples variables est complexe. Pour y arriver, il faut suivre un processus par étapes logique grâce auquel on peut évaluer les variables et les paramètres utilisés.

Analyse de robustesse

En fin de compte, l'analyse de l'incertitude vise principalement à ce qu'on puisse déterminer si une mesure de gestion proposée selon les résultats modélisés résiste à l'incertitude relative aux courbes et aux paramètres d'entrée clés (p. ex., est-ce que la mesure proposée permettra d'augmenter le nombre de poissons au niveau souhaité *selon la plupart des situations* d'incertitude?). C'est ce qu'on appelle l'analyse de robustesse. Celle-ci aborde directement les exigences qui quantifient l'incertitude dans le cadre du processus d'évaluation de la stratégie de

gestion. Habituellement, plus l'incertitude est élevée, plus il est nécessaire de prendre des précautions, et plus les coûts associés aux mesures de gestion connexes sont importants. Ces coûts peuvent être sociaux, politiques et économiques. Il est avantageux de mener une analyse de robustesse dans le cadre de la modélisation de Joe parce que cette analyse permet de présenter clairement aux décideurs le compromis entre l'incertitude et les coûts.

La Figure 7 présente un exemple simple qui montre les effets de l'incertitude sur la robustesse d'une mesure de gestion ainsi que le compromis connexe. Dans cet exemple, on utilise un modèle de Joe sur l'omble à tête plate pour simuler les conditions d'un bassin hydrographique typique des versants est de l'Alberta dans lequel l'espèce fait face à divers agents de stress. Toutefois, la présence de sédiments, la fragmentation de cours d'eau et les activités de pêche à la ligne représentent les agents de stress clés controversés. La première simulation montre la plage de résultats possibles (c.-à-d. la capacité du système, soit une mesure de la densité d'ombles à tête plate adultes) lorsqu'une variable, soit la quantité de sédiments, est modélisée avec la variance établie. La plage de résultats possible pour la capacité du système varie d'environ 0,5 à 1,5; la condition de référence maximale est de 5. La deuxième simulation montre une légère augmentation de la plage de résultats possibles lorsque deux variables (la quantité de sédiments et la fragmentation de cours d'eau) sont modélisées individuellement avec la variance établie. La troisième simulation montre une plage de résultats encore plus importante (d'environ 0,2 à 1,8) lorsque les trois variables, soit la quantité de sédiments, la fragmentation de cours d'eau et les activités de pêche à la ligne, sont modélisées individuellement avec la variance établie (dans l'exemple, toutes les variables sont modélisées avec une variance représentée par un écart-type correspondant à 25 % de la moyenne).

Les prochaines analyses présentées dans la Figure 7 portent sur deux mesures de gestion, soit une faible réduction des activités de pêche à la ligne et une importante réduction de celles-ci. Voici la question en matière de gestion qui doit être posée : « Quelle est la mesure minimale qui doit être prise pour qu'une amélioration évidente soit observée? ». En ce sens, une amélioration évidente correspond à la nécessité pour les gestionnaires de faire en sorte que les populations concernées augmentent assez pour que des individus puissent être observés dans quelques bassins hydrographiques (p. ex., échantillons d'unités expérimentales de petite taille), que l'augmentation des effectifs soit évidente pour les pêcheurs à la ligne et les politiciens concernés et que les populations soient susceptibles d'être présentes malgré des variations environnementales inattendues. Toute mesure de gestion est associée à des coûts sociaux, politiques et économiques. Par conséquent, la justification de ces coûts au moyen des résultats prévus ne peut pas être entièrement fondée sur des connaissances scientifiques. Les résultats présentés dans la Figure 7 représentent une méthode visuelle visant à expliquer les compromis connexes. La ligne rouge représente l'incidence possible d'une faible diminution (25 %) des activités de pêche à la ligne et la ligne bleue, l'incidence d'une importante réduction (90 %) de ces activités. Les biologistes des pêches doivent décider quelle mesure de gestion devrait être adoptée en comparant les plages de résultats possibles et les coûts connexes des deux mesures étudiées. On ne peut pas sous-estimer l'importance d'une explication visuelle claire de la robustesse d'une mesure de gestion.

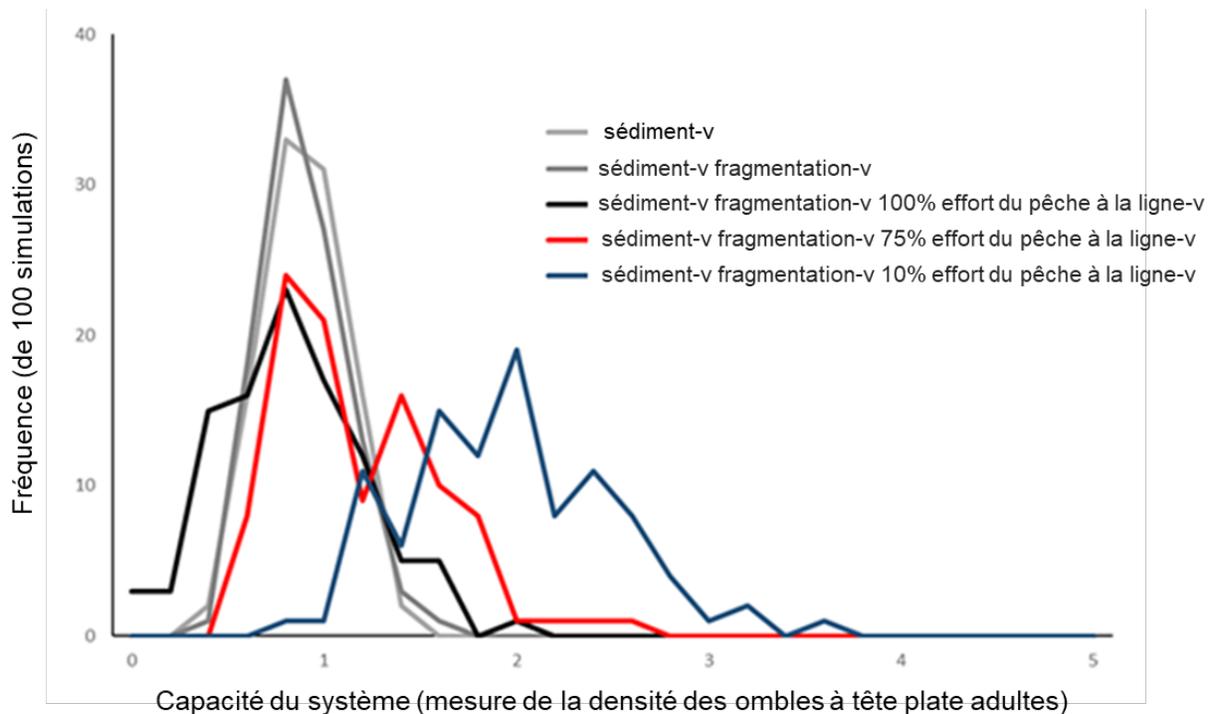


Figure 7. Analyse de robustesse de trois menaces (quantité de sédiments, fragmentation de cours d'eau et activités de pêche à la ligne) et de leur variance (-v), réalisée au moyen d'un modèle de Joe ciblant l'omble à tête plate, qui vise à évaluer deux mesures de gestion, soit une faible réduction (25 %) des activités de pêche à la ligne et une importante réduction (90 %) de celles-ci. Les simulations effectuées représentent un bassin hydrographique typique des versants est de l'Alberta dans lequel une population d'omble à tête fait face à de multiples agents de stress.

Dans la Figure 7, la ligne noire et les lignes grises montrent dans quelle mesure la plage de résultats possibles augmente lorsqu'on combine les variances de différents agents de stress. La ligne gris pâle « Sédiments-v » représente les résultats possibles de la capacité du système de l'omble à tête plate, simulés avec la variance du facteur de stress concernant les sédiments; les autres agents de stress ont été simulés sans variance. La ligne gris foncé représente les résultats simulés avec la variance concernant les sédiments et celle associée à la fragmentation. La ligne noire représente l'augmentation de l'incertitude associée aux résultats lorsqu'on ajoute la variance concernant les activités de pêche à la ligne.

L'analyse de robustesse est représentée par les lignes bleue et rouge. La ligne rouge représente la mesure de gestion visant une faible réduction (25 %) des activités de pêche à la ligne; la capacité du système prévue serait supérieure à 95 % des résultats du scénario représentant les activités de pêche à la ligne normales (ligne noire) dans seulement 21 % des cas. La ligne bleue représente la mesure de gestion visant une importante réduction (90 %) des activités de pêche à la ligne; la capacité du système prévue serait supérieure à 95 % des résultats du scénario représentant les activités de pêche à la ligne normales (ligne noire) dans 80 % des cas. Cette mesure de gestion (ligne bleue) est aussi supérieure à 95 % des résultats associés à une faible réduction de ces activités (ligne rouge) dans 58 % des cas.

Fiabilité des données de cotation

On évalue la fiabilité des agents de stress entrés dans un modèle de Joe au moyen de l'analyse de robustesse décrite précédemment. Pour les trois paramètres évaluant l'intégrité de la population (densité des adultes actuelle, densité des individus immatures actuelle et densité

des adultes historique), on évalue la qualité globale des données utilisées pour évaluer la situation de la population. On peut ainsi déterminer la probabilité que l'évaluation soit erronée en raison de données incorrectes, inexactes ou manquantes. Les trois mesures de la surveillance envisagées sont la qualité, la quantité et l'actualité des données de relevé. Les définitions propres à chacune des cotes de fiabilité des données dépendront de l'échelle spatiale et de l'espèce évaluées. Ces cotes doivent être définies et résumées pour chaque espèce évaluée. Par exemple, en ce qui concerne la qualité des données utilisées dans le cadre de l'EDP de l'omble à tête plate, les programmes d'échantillonnage aléatoire normalisés menés dans l'ensemble du bassin hydrographique étudié recevraient une cote de 5, tandis qu'une évaluation fondée principalement sur des opinions professionnelles recevrait une cote de 1. En ce qui concerne la quantité de données, une cote de 5 serait accordée si plus de 50 sites de relevé avaient été évalués dans le cadre de programmes d'échantillonnage normalisés, tandis qu'une cote de 1 serait accordée si moins de 25 sites de relevé avaient été évalués ou si les données utilisées étaient fondées sur des opinions professionnelles. Finalement, en ce qui concerne l'actualité des données, on a déterminé que celles ayant été recueillies au cours des cinq dernières années ont obtenu la meilleure cote, tandis que les données plus anciennes (datant de plus de 20 ans) ont obtenu la cote la plus faible. Il est important de noter que dans les cas où une espèce visée n'a jamais été étudiée dans un bassin hydrographique désigné par un CUH, on pourrait donner une cote de « S.O. » pour l'actualité des données. Le Tableau 3 peut servir de ligne directrice pour l'évaluation de la fiabilité des données.

Tableau 3. Cotes de l'évaluation de la durabilité des pêches de l'Alberta relatives à la qualité, à la quantité et à l'actualité des données de surveillance utilisées pour l'évaluation de la situation d'une population.

Cotes d'EDP relatives à la qualité des données de surveillance (les données sont-elles précises et exactes?)
1 = Données imprécises et inexactes 2 = Données précises, mais inexactes 3 = Données exactes, mais imprécises 4 = Données probablement précises et exactes 5 = Données précises et exactes
Cotes d'EDP relatives à la quantité de données de surveillance (est-ce qu'on dispose de suffisamment de données pour évaluer cette mesure?)
1 = Aucune donnée 2 = Données insuffisantes 3 = Données moyennement suffisantes 4 = Données presque suffisantes 5 = Données suffisantes
Cotes d'EDP relatives à l'actualité des données de surveillance (dans quelle mesure est-il probable que la situation de la population évaluée soit fonctionnellement différente de la situation observée lors du dernier relevé réalisé sur le terrain?)

S.O. = L'espèce visée n'a jamais fait l'objet d'un relevé.

1 = Situations extrêmement différentes

2 = Situations très différentes

3 = Situations moyennement différentes

4 = Situations peu différentes

5 = Situations identiques

Lignes directrices pour la création d'un modèle des effets cumulatifs

Même si la création d'un modèle des effets cumulatifs de Joe peut initialement sembler intimidante, il est possible d'utiliser plusieurs catégories générales de répercussions et de facteurs limitatifs pour le faire. À l'heure actuelle, les biologistes des pêches de l'Alberta ont conçu des modèles pour plusieurs espèces de poissons (p. ex., l'omble à tête plate, la truite fardée versant de l'ouest et la truite arc-en-ciel de la rivière Athabasca) et s'efforcent actuellement de concevoir des modèles pour d'autres espèces prioritaires. Après la conception de ces modèles, on a constaté que les courbes de réponse aux agents de stress peuvent habituellement être regroupées dans les catégories générales suivantes : répercussions liées à l'habitat (quantité et débit d'eau, qualité de l'eau, fragmentation, perte d'habitat, température); répercussions liées à la pêche (mortalité par pêche à la ligne, mortalité due aux prises accessoires, mortalité due à la recherche, pêches autochtones); répercussions liées à des espèces envahissantes (maladies, espèces non indigènes et hybridation) [Figure 2]. Les limites naturelles constituent une quatrième catégorie de facteurs limitatifs non anthropiques qui peuvent être considérées comme un facteur ayant une incidence sur la durabilité d'une population.

La présente section, dans laquelle l'omble à tête plate est utilisé à titre d'exemple, décrit chacune de ces catégories générales de répercussions et fournit des justifications et des courbes de réponse aux agents de stress connexes. Même s'il est possible que les catégories ne soient pas toutes applicables et que certaines catégories supplémentaires doivent être ajoutées, les lignes directrices générales fournies dans cette section peuvent faciliter la création d'un modèle des effets cumulatifs de Joe. Une fois la conception d'un modèle terminée, il est suggéré de rédiger un rapport sommaire comprenant les courbes de réponse aux agents de stress propres à l'espèce visée, la justification des répercussions évaluées et la fiabilité des données.

Le modèle de Joe utilise une mesure de réponse proportionnelle (c.-à-d. de 0 à 100), soit la capacité du système (une mesure de la densité de la population évaluée) qui est adaptée à la condition de référence maximale de cette densité. Le résultat d'un modèle de Joe est une mesure de réponse proportionnelle qui peut être adaptée de nouveau à la densité de la population (capacité du système) si on la multiplie par la condition de référence. L'utilisation d'une échelle de 5 unités, selon laquelle 5 est la condition de référence maximale de la densité, provient de la période pendant laquelle les modèles de Joe fonctionnaient directement avec des cotes d'EDP. Toutefois, comme la cote d'EDP est catégorielle, elle ne doit pas être considérée comme continue; elle ne doit donc pas être utilisée directement dans les modèles de Joe. En outre, la conversion d'une cote d'EDP en une mesure de réponse continue n'est pas intuitive étant donné que les catégories d'EDP ne sont pas linéaires (Tableau 1). Par conséquent, l'échelle de 5 unités dans les courbes de réponse aux agents de stress ci-dessous ne correspond pas aux cotes d'EDP, mais on peut simplement et intuitivement convertir ses

échelons en une mesure de réponse sans dimension (c.-à-d. une proportion de la condition de référence maximale) en les divisant par 5.

Répercussions liées à l'habitat

Quantité et débit d'eau

Les poissons dépendent de l'eau pour accomplir divers processus de leur cycle biologique; la quantité et le débit d'eau requis varient selon l'espèce. Dans la présente section, on décrit les raisons qui justifient l'ajout à l'analyse effectuée des changements relatifs à la quantité d'eau et au régime d'écoulement.

Qualité de l'eau : Prélèvements d'eau de surface

On a étudié l'effet de prélèvements d'eau effectués en février et en août sur l'omble à tête plate à l'aide d'une approche analytique en plusieurs étapes fondée sur les mesures de rendement de l'habitat à faible débit d'eau, qui a été élaborée par Hatfield et Paul (2015). Tout d'abord, on a supposé qu'il y avait une relation de 1:1 entre l'habitat minimal disponible (effet d'étranglement) et la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée. Pour mesurer l'habitat, on a utilisé un indice établi par Hatfield et Paul (2015). Grâce à une relation linéaire, cet indice attribue : a) une cote d'habitat de 1 lorsque le débit d'eau est supérieur à 20 % du débit moyen annuel (DMA) [c.-à-d. habitat parfaitement convenable]; b) une cote d'habitat de 0 lorsque le débit d'eau est nul (c.-à-d. habitat non convenable); c) une cote d'habitat entre 0 et 1 lorsque le débit d'eau est entre 0 et 20 % du DMA. La courbe de cotation simple issue de cet indice signifie qu'on donne une cote près de la valeur maximale de 1 lorsque le débit d'eau est légèrement inférieur à 20 % du DMA, alors qu'on donne une cote proportionnellement inférieure lorsque le débit d'eau est beaucoup plus faible. On a ensuite utilisé l'indice pour déterminer la diminution des cotes d'habitat attribuable aux prélèvements d'eau. On sait que si des prélèvements sont effectués lorsque le débit d'eau est faible (c.-à-d. moins de 20 % du DMA), leur incidence sur la cote d'habitat sera maximale. Par conséquent, on a déterminé le pourcentage de prélèvement pour deux périodes de l'année (août et février) et les 10 % des débits les plus faibles (c.-à-d. 90^e centile, Q_{90} , où les débits sont inférieurs à 20 % du DMA dans 90 % des cas) pour ces mois. On a ensuite appliqué l'approche établie à 37 rivières de diverses tailles situées en Alberta ayant, pendant toute l'année, un débit naturel ou corrigé pour tenir compte des prélèvements d'eau en amont. On a ensuite modélisé des pourcentages de prélèvement allant de 0 à 100 % pour évaluer la diminution de la cote d'habitat d'une rivière où le débit est corrigé par rapport à une rivière où le débit est naturel.

Pour les débits de février, les 37 rivières ont toutes affichées des réponses linéaires semblables concernant la cote d'habitat par rapport aux prélèvements d'eau. On a fondé la courbe de réponse aux agents de stress sur la réponse moyenne de ces rivières (Figure 8A). Pour les débits d'août, les réponses étaient très différentes; certaines rivières ont affichées des réponses linéaires (semblables à celles des débits de février) et d'autres, des réponses curvilinéaires (faible réponse initiale suivie d'une augmentation de la réponse proportionnelle à l'augmentation des prélèvements). On a utilisé la régression correspondant au 75^e centile calculée au moyen d'un modèle additif généralisé (Koenker, 2017) afin de représenter la réponse curvilinéaire (Figure 8B). Dans le modèle des effets cumulatifs général, on a seulement inclus la saison pendant laquelle les prélèvements d'eau avaient eu la plus grande incidence sur l'omble à tête plate parce qu'on a présumé que l'habitat physique limitait la taille de la population étudiée au minimum; on n'a pas inclus les effets combinés des mois de février et d'août.

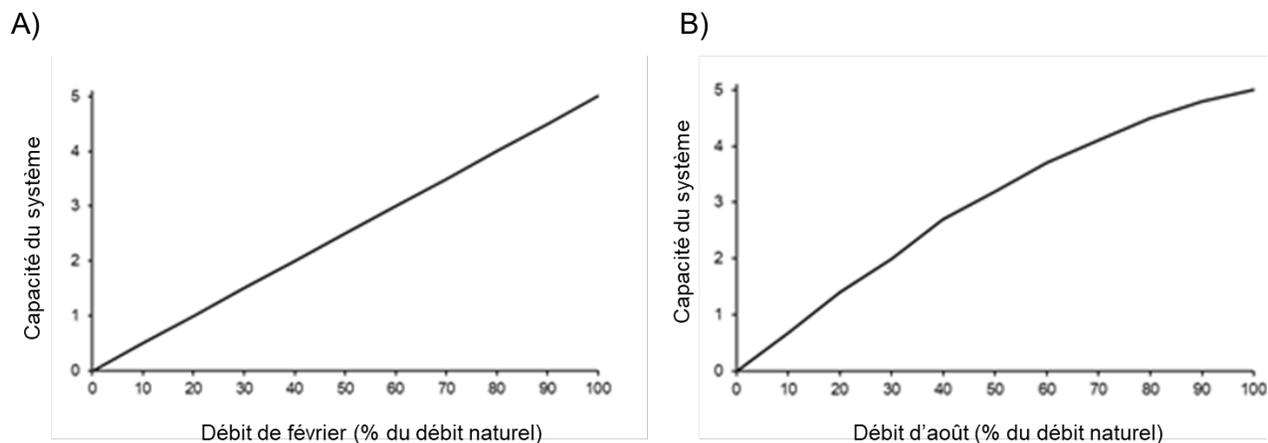


Figure 8. Courbes de réponse aux agents de stress décrivant la relation prévue entre les changements des débits d'eau de février (graphique A) et d'août (graphique B), et la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Régime d'écoulement : Modification du moment et de la fréquence des épisodes de débit d'eau maximal

Les changements dans l'ampleur et la fréquence des épisodes de débit d'eau maximal peuvent avoir une incidence sur la durabilité des populations de poissons présents dans des eaux vives. Par exemple, pour certaines espèces de truites, l'augmentation du débit pendant la crue printanière et les épisodes supplémentaires de débit maximal tout au long de l'année peuvent entraîner le déplacement en aval des juvéniles (Ottaway et Clarke, 1981) et avoir des effets négatifs sur les espèces frayant au printemps qui peuvent représenter des proies pour les truites (p. ex., Seegrist et Gard, 1972). En outre, Jensen et Johnsen (1999) ont observé une corrélation négative entre la vigueur de la cohorte de l'année de deux espèces de salmonidés frayant à l'automne et l'ampleur de la crue printanière maximale. En outre, des éléments probants indiquent qu'une fréquence accrue des épisodes de débit maximal peut entraîner des modifications à court et à long terme de la morphologie des cours d'eau ayant une incidence sur les truites, comme une réduction de la complexité de l'habitat et de la quantité de fosses (Lyons et Beschta, 1983; Everest *et al.*, 1985; Bonneau et Scarnecchia, 1998), et la formation d'un canal surdimensionné. Dans plusieurs modèles de Joe ciblant des espèces de truites lotiques, les biologistes des pêches ont représenté les changements du débit d'eau au moyen d'un indice du changement hydrologique potentiel afin de fournir une description qualitative des différences entre l'ampleur et la fréquence des épisodes de débit maximal, ainsi que la condition historique du bassin hydrographique étudié. On a considéré que le potentiel de changement hydrologique dans un bassin hydrographique était négligeable lorsque moins de 20 % du bassin faisait l'objet de perturbations anthropiques (c.-à-d. empreinte humaine), faible à modéré lorsque 20 à 50 % du bassin était perturbé, et élevé lorsque plus de 50 % du bassin faisait l'objet de perturbations (Figure 9A). Ces seuils sont semblables aux catégories de risques liées aux zones de coupe à blanc équivalentes recommandées par le ministre de l'Agriculture et des Forêts de l'Alberta (Stednick, 1996; Guillemette *et al.*, 2005; Mike Wagner, comm. pers.). En l'absence d'autres répercussions, on a considéré que les populations de truites étaient résistantes à un faible degré de changement et pourraient persister, bien qu'à une très faible densité, dans les bassins hydrographiques faisant l'objet de changements hydrologiques importants (Figure 9B).

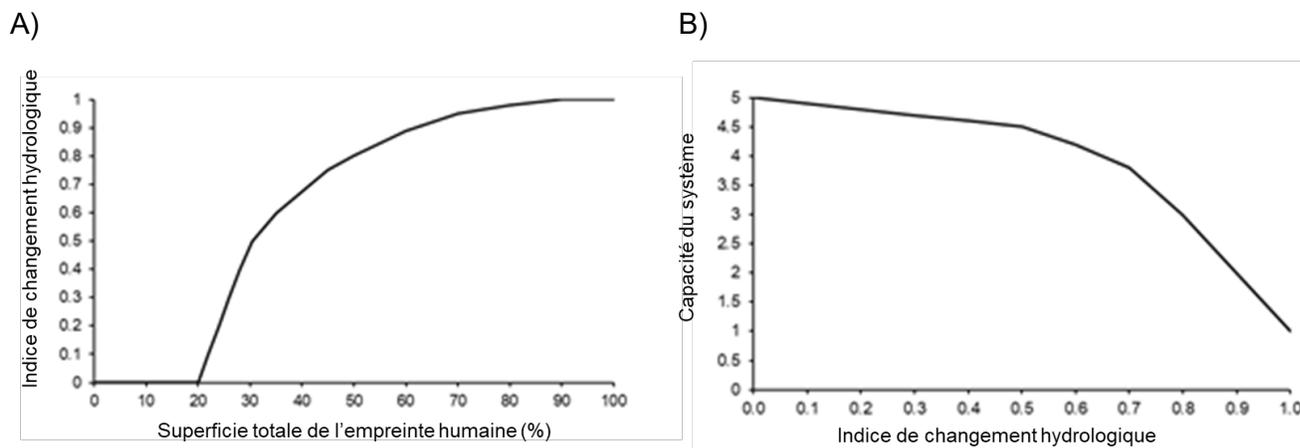


Figure 9. Relation hypothétique entre la superficie totale de l'empreinte humaine dans le bassin hydrographique étudié et l'indice du changement hydrologique (graphique A) et relation hypothétique entre l'effet prévu du changement hydrologique et la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée (graphique B). La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Qualité de l'eau

On a ajouté cette catégorie de répercussions au modèle de Joe sur l'omble à tête plate afin de représenter les changements relatifs à la qualité de l'eau (par rapport à la situation naturelle) qui nuiraient à la population étudiée. Il peut s'agir, entre autres, de l'apport de nutriments (phosphore ou azote), de sédiments ou de contaminants. Par souci de concision, on a seulement fourni la justification relative à l'inclusion du phosphore dans ce modèle.

Phosphore

Le phosphore est un important facteur de production primaire dans les écosystèmes aquatiques, qui a une incidence sur d'autres facteurs biotiques et abiotiques. Le faible apport de phosphore issu de projets de fertilisation de cours d'eau oligotrophes en Colombie-Britannique a entraîné une augmentation de la taille et de l'abondance des poissons de ces cours d'eau en raison d'une importante augmentation de la productivité du réseau trophique, mais cet apport a eu une faible incidence sur la qualité de l'eau (Koning *et al.*, 1998). Toutefois, un apport de nutriments plus important entraîne une eutrophisation des cours d'eau et une dégradation de la qualité de l'eau, y compris une réduction de l'oxygène dissous pendant les nuits d'été (Jacobsen et Marin, 2008; Chung, 2013) et des conditions anoxiques générales qui peuvent nuire à la biodiversité (Meijering, 1991). À titre d'exemple, on a corrélié la relation entre les cours d'eau dégradés et les conditions de destruction hivernale dans les contreforts de l'Alberta, ainsi que l'augmentation théorique du ruissellement du phosphore, qui est attribuable à l'utilisation des terres à l'échelle du bassin hydrographique (Norris, 2012).

Les répercussions possibles dues à un excès de phosphore peuvent être masquées par d'autres activités se produisant de façon simultanée, ce qui fait en sorte qu'il est difficile de déterminer les effets précis du phosphore sur les poissons. On observe souvent une variance élevée lors de l'étude de relations écologiques complexes (p. ex., Cade et Guo, 2000; Dunham *et al.*, 2002a); il peut s'agir d'une indication que la variable dépendante (c.-à-d. la capacité du système de la population étudiée) est influencée par plus d'un facteur (c.-à-d. le phosphore) et que les autres facteurs n'ont pas été mesurés ou pris en compte dans le modèle (Cade et Noon, 2003). Dans de tels cas, le taux de changement le plus près de la réponse maximale, calculé au moyen d'un modèle de régression quantile, représente mieux la relation entre la

variable dépendante (c.-à-d. la réponse) et le facteur d'intérêt (c.-à-d. le agent de stress) que la réponse moyenne (Cade et Noon, 2003) [Figure 10A].

Pour quantifier cette relation dans le modèle des effets cumulatifs de l'omble à tête plate, une courbe de réponse aux agents de stress associée au phosphore a été dérivée de la régression correspondant au 90^e centile entre la cote d'EDP actuelle des adultes, qui a été convertie en une proportion de la capacité du système maximale (Tableau 1), et un indice de phosphore (c.-à-d. le ratio entre la quantité de phosphate actuelle et la quantité de phosphate dans un milieu non perturbé). Après avoir évalué une plage de centiles, on a choisi le 90^e parce qu'il est statistiquement significatif et qu'il est le plus susceptible d'exclure l'effet des facteurs non mesurés sur la situation des adultes (Cade et Noon, 2003). Pour représenter les tendances non linéaires dans la courbe de réponse aux agents de stress, on a utilisé un modèle de régression quantile additif (Koenker, 2017). Le paramètre de lissage (lambda) de ce modèle a été ajusté pour produire le critère d'information d'Akaike (AIC) minimal qui permet à la courbe de passer par l'abscisse à l'origine. On a dérivé la courbe de réponse aux agents de stress des résultats du modèle de régression quantile en ajustant la courbe statistique de manière à ce qu'une capacité du système de 5 se produise lorsque l'indice de phosphore est de 1 ou moins, et à ce que le point d'inflexion et l'abscisse à l'origine soient conservés (Figure 10B).

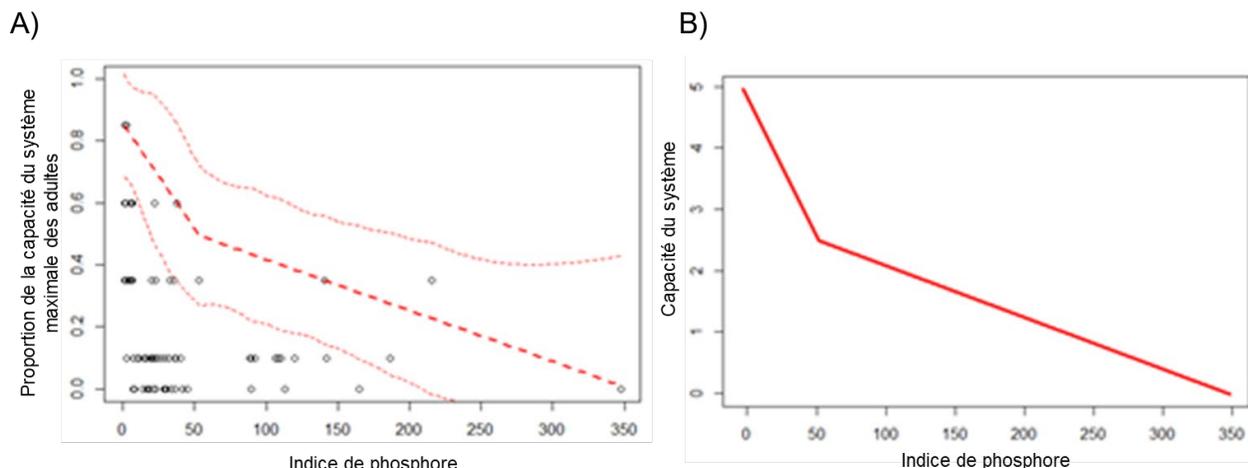


Figure 10. Relation observée entre la situation des ombles à tête plate adultes (proportion de la densité maximale des adultes) dans un bassin hydrographique désigné par un CUH à huit chiffres (AEP, 2013), ainsi que l'indice de phosphore (graphique A), et courbe de réponse aux agents de stress dérivée, qui a été utilisée pour la modélisation (graphique B). L'indice de phosphore représente le ratio entre la quantité de phosphate actuelle et la quantité de phosphate dans un milieu non perturbé. La ligne tiretée large dans le graphique A représente la régression correspondant au 90^e centile issue de modèles additifs généralisés, qui fournit un ajustement non linéaire statistique aux données. Les intervalles de confiance à 95 % relatifs à la courbe de la régression concernant le 90^e centile sont également représentés (lignes tiretées plus minces). La courbe de réponse aux agents de stress (graphique B) a été dérivée à partir de la courbe statistique, qui a été ajustée de manière à ce qu'une capacité du système de 5 se produise lorsque l'indice de phosphore est de 1 et à ce que la cote d'EDP soit de 0 lorsque l'indice de phosphore est de 350. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Fragmentation

La présence de ponceaux peut fragmenter l'habitat de poissons et entraver les déplacements nécessaires à leur croissance, leur survie, leur reproduction et leur colonisation, ainsi qu'au flux génétique entre des individus. Dans la présente section, on décrit la courbe de réponse aux

agents de stress relative à l'effet de la fragmentation de cours d'eau due à des structures de traversée sur la population d'omble à tête plate étudiée.

L'omble à tête plate est une espèce migratrice; elle a donc besoin que ses habitats de frai, de croissance, d'alimentation et d'hivernage soient connectés. La connectivité de ces habitats permet l'échange d'individus entre des populations, ce qui facilite le flux génétique et le rétablissement de populations décimées. La fragmentation et la perte d'habitat se produisent lorsque des ponceaux et d'autres structures de traversée de cours d'eau sont mal construits ou mal entretenus. Selon le débit des cours d'eau, ces structures peuvent entraver complètement les déplacements de poissons en amont et en aval, ou les entraver partiellement. Selon plusieurs vérifications de structures de traversée situées dans les bassins hydrographiques du Nord-Ouest de l'Alberta, environ la moitié des ponceaux évalués étaient considérés comme de possibles obstacles au passage de poissons (Scrimgeour *et al.*, 2003; Johns et Ernst, 2007; Park *et al.*, 2008).

En l'absence d'un ensemble de données provincial sur l'état des structures de traversée, on présume que le nombre relativement important de traversées routières et leur densité élevée représentent un risque élevé de fragmentation de l'habitat. Il existe peu d'études dans le cadre desquelles on a mesuré directement les répercussions de la fragmentation de l'habitat sur l'omble à tête plate, à l'échelle d'une population, mais il existe une association positive entre la densité routière et la diminution de la zone d'occupation de l'espèce (Ripley *et al.*, 2005) ainsi qu'une corrélation entre la densité routière et la densité des traversées routières au sein des bassins hydrographiques situés dans de l'aire de répartition de l'espèce ($R^2 = 0,59$; J. Reilly, comm. pers.). MacPherson *et al.* (2014) ont déterminé une relation hypothétique entre la densité des traversées routières et la capacité du système de l'omble à tête plate selon une approche fondée sur le seuil de risque; ils ont utilisé l'estimation de la plus forte densité de traversées routières (0,257 traversée/km²) pour représenter le plus grand risque de disparition (Figure 11).

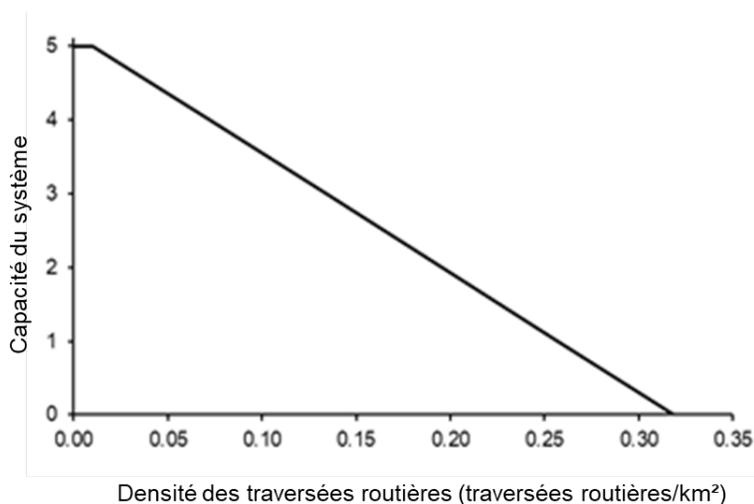


Figure 11. Courbe de réponse aux agents de stress illustrant la relation prévue entre la densité des traversées routières dans un bassin hydrographique et la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Perte d'habitat

On indique souvent que la perte et la dégradation d'habitat représentent une répercussion et un facteur limitatif majeurs pour les populations de poissons (p. ex., ASRD, 2012). La présente

section décrit la justification de l'inclusion de la perte d'habitat dans le modèle des effets cumulatifs de l'omble à tête plate. Il convient de noter que les effets de la dégradation anthropique de l'habitat sont représentés par d'autres courbes de réponse aux agents de stress, pour que la présente catégorie représente exclusivement la perte d'habitat directe.

La perte d'habitat directe peut se produire dans une partie de l'aire de répartition de l'omble à tête plate. Elle est définie comme la perte de parties d'un cours d'eau naturel ou le remplacement de parties d'un tel cours d'eau par une autre entité du paysage. Dans la région en question, l'exploitation à ciel ouvert de mines de charbon a causé la perte de certaines sections de cours d'eau, qui peuvent être remplacées par des lacs se formant dans une carrière à ciel ouvert ou par des canaux connexes (c.-à-d. fossés).

La courbe de réponse aux agents de stress concernant la perte d'habitat correspond simplement au pourcentage d'habitat de cours d'eau perdu ou converti en habitat non utilisé par l'omble à tête plate (Figure 12).

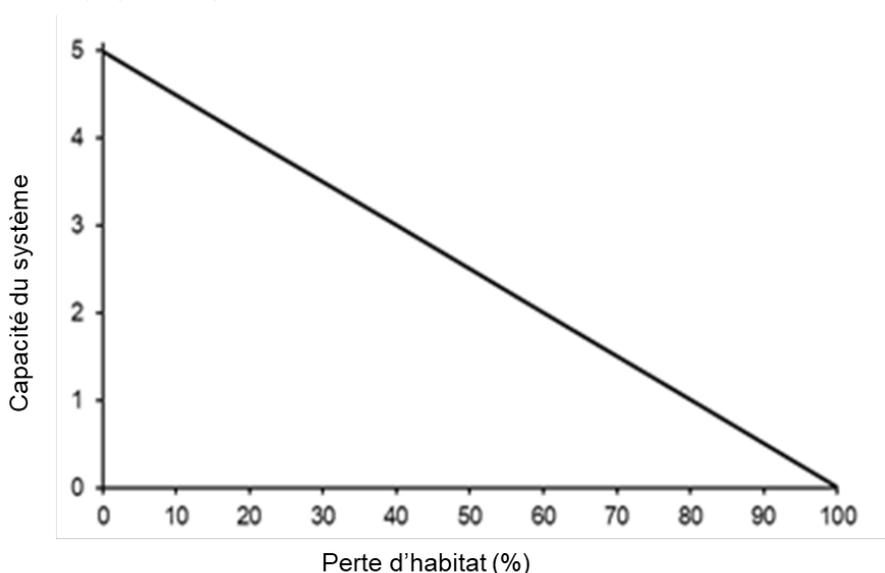


Figure 12. Relation entre la perte d'habitat et l'effet de cette répercussion sur la capacité du système de l'omble à tête plate. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Répercussions liées aux espèces envahissantes

Maladies

Il existe de nombreuses maladies qui pourraient toucher une population de poissons, tout dépendant de l'espèce à laquelle elle appartient et de l'endroit où elle est présente. À titre d'exemple, dans la présente section, on aborde le tournis des truites (*Myxobolus cerebralis*) et ses effets sur les populations d'omble à tête plate de l'Alberta.

En 2016, on a confirmé la présence du tournis des truites dans tout le bassin hydrographique de la rivière Bow en Alberta; la présence de cette maladie a depuis été confirmée dans d'autres bassins hydrographiques de la province. L'omble à tête plate est susceptible de contracter la maladie, mais on pense que l'espèce y est plus résistante que certaines autres espèces, comme la truite arc-en-ciel (Hedrick *et al.*, 1999). On présume que les populations du bassin hydrographique de la rivière Bow sont exposées à la maladie, et il est probable que les populations d'autres bassins hydrographiques voisins le deviennent aussi si la maladie se propage. Sullivan et Spencer (2016) ont conçu un modèle de cohortes structuré selon l'âge des

individus pour estimer les effets du tournis des truites sur la densité d'ombles à tête plate adultes. Sans compter l'effet de la maladie, on a estimé que la mortalité annuelle des juvéniles de l'espèce était de 80 %, et que la mortalité augmentait à mesure que la gravité de la maladie (adaptée selon la combinaison de sa charge et de sa prévalence) passait de faible (taux de mortalité de 82 %), à modérée (taux de mortalité de 85 %), puis à élevée (taux de mortalité de 87 %). Ces taux de mortalité reflètent le fait que l'omble à tête plate est moins susceptible de contracter la maladie que d'autres autres espèces de truites. On a utilisé le modèle de cohortes structuré selon l'âge pour déterminer les effets de l'augmentation de la mortalité des juvéniles sur la capacité du système. On a ensuite comparé la capacité du système modélisée à la capacité du système sans l'effet de la maladie, qui est adaptée à une capacité maximale de 5, pour créer une courbe de réponse aux agents de stress (Figure 13). Étant donné qu'il s'agit d'une courbe de niveau stratégique, elle n'inclut pas les effets indirects de la maladie, comme les changements relatifs au taux de croissance ou à la reproduction.

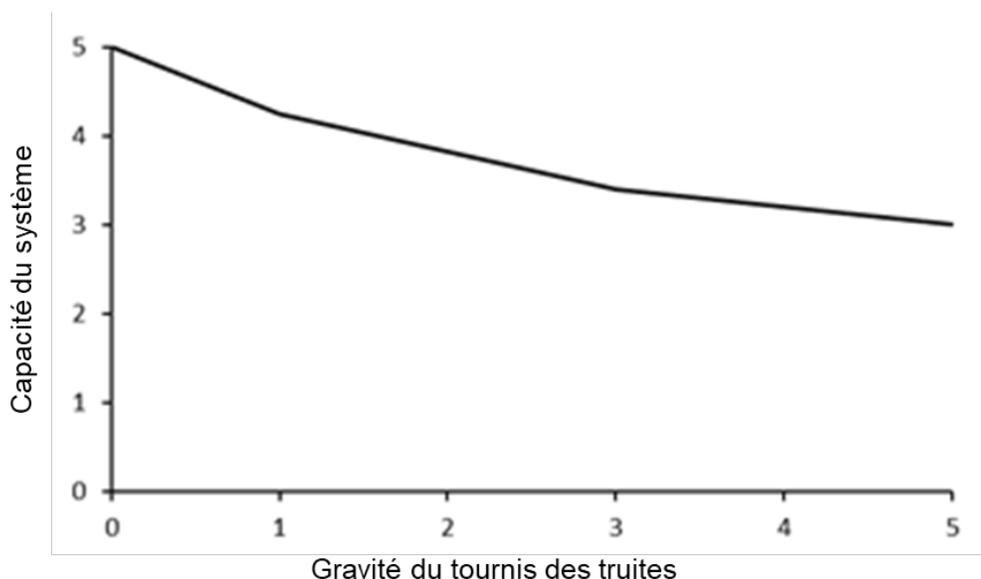


Figure 13. Courbe de réponse aux agents de stress illustrant la relation prévue entre l'effet du tournis des truites (aucun = 0, faible = 1, modéré = 3 et élevé = 5) et la capacité du système de l'omble à tête plate. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Espèces exotiques (non indigènes)

On considère souvent l'invasion d'espèces exotiques comme l'une des répercussions majeures des activités humaines sur les pêches intérieures nord-américaines, en raison du remplacement ou du déplacement de poissons indigènes (Volpe *et al.*, 2001; Dunham *et al.*, 2002b). Voici un exemple de la façon dont la compétition entre l'omble à tête plate et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) a été modélisée.

Compétition/remplacement : Omble de fontaine

L'omble de fontaine est une espèce envahissante largement répandue qui peut mettre en péril des populations d'omble à tête plate en leur faisant compétition (Warnock, 2012; McMahon *et al.*, 2007; Rieman *et al.*, 2006). Des ombles de fontaine peuvent réussir à déplacer ou à remplacer des salmonidés indigènes (Behnke, 1992; Peterson *et al.*, 2004; Fausch, 2007; McGrath et Lewis Jr., 2007; Peterson *et al.*, 2008; Earle *et al.*, 2010a, b). La compétition se produit seulement lorsque les ressources sont limitées ou que le système a presque atteint sa

capacité de charge (Dunham *et al.*, 2002b). Par conséquent, les chercheurs compétents devraient examiner attentivement les éléments probants qu'ils ont en main pour déterminer si l'omble de fontaine entre réellement en compétition avec l'omble à tête plate ou s'il tire profit des ressources accessibles en raison de la diminution de la densité d'ombles à tête plate, qui est attribuable à d'autres agents de stress (p. ex., les modifications de l'habitat et la surexploitation). Selon la deuxième hypothèse, soit celle qui est retenue, les ombles de fontaine utiliseraient la niche des ombles à tête plate disparus, plutôt que de déplacer des individus présents. La courbe de réponse aux agents de stress (Figure 14) évalue l'effet prévu de l'omble de fontaine sur la durabilité de l'omble à tête plate par rapport à la capacité de charge générale du système.

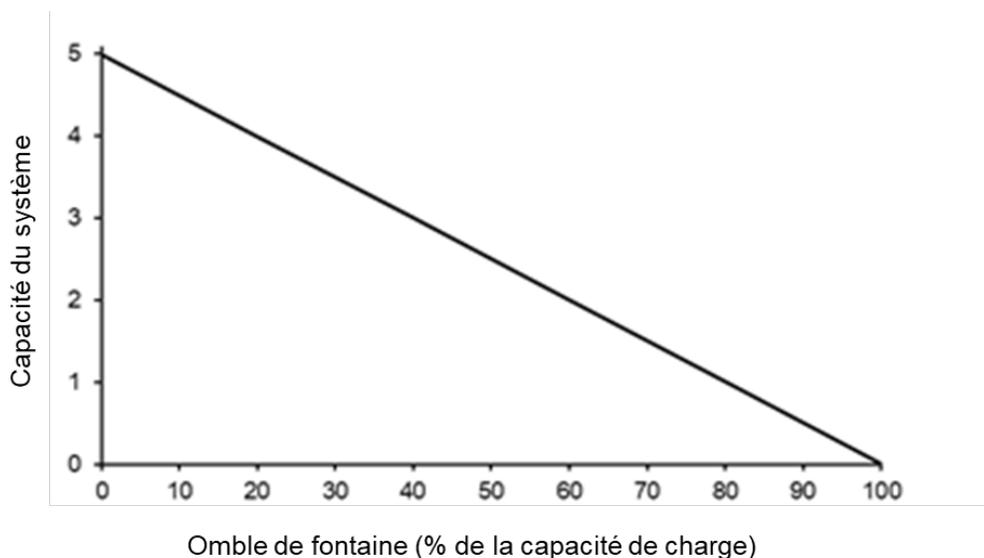


Figure 14. Courbe de réponse aux agents de stress décrivant la relation prévue entre la capacité de charge de l'omble de fontaine dans un bassin hydrographique donné et la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Hybridation : Omble de fontaine

On sait que l'omble à tête plate s'hybride avec au moins deux autres espèces d'ombles, soit l'omble de fontaine (Kanda *et al.*, 2002) et le Dolly Varden (*Salvelinus malma*) [Baxter *et al.*, 1997]. Par contre, en Alberta, seule l'hybridation avec l'omble de fontaine a été observée (Earle *et al.*, 2010b). Les individus issus de l'hybridation entre l'omble à tête plate et l'omble de fontaine sont fertiles, mais selon les observations, ils n'ont jamais produit d'essais d'hybrides dans les zones de chevauchement des aires de répartition des deux espèces (Kanda *et al.*, 2002). On considère que l'hybridation en tant que telle est moins menaçante que la compétition avec des espèces non indigènes. Dans les régions où l'hybridation se produit, les individus hybrides entrent en compétition avec l'omble à tête plate pour l'habitat et les ressources, comme le fait l'omble de fontaine; toutefois, les répercussions sont généralement mineures étant donné que les hybrides représentent une faible proportion de la communauté totale de poissons. La courbe de réponse aux agents de stress présentée dans la Figure 15 permet d'évaluer l'incidence possible des hybrides d'omble à tête plate sur la durabilité de l'espèce par rapport à la capacité de charge du système.

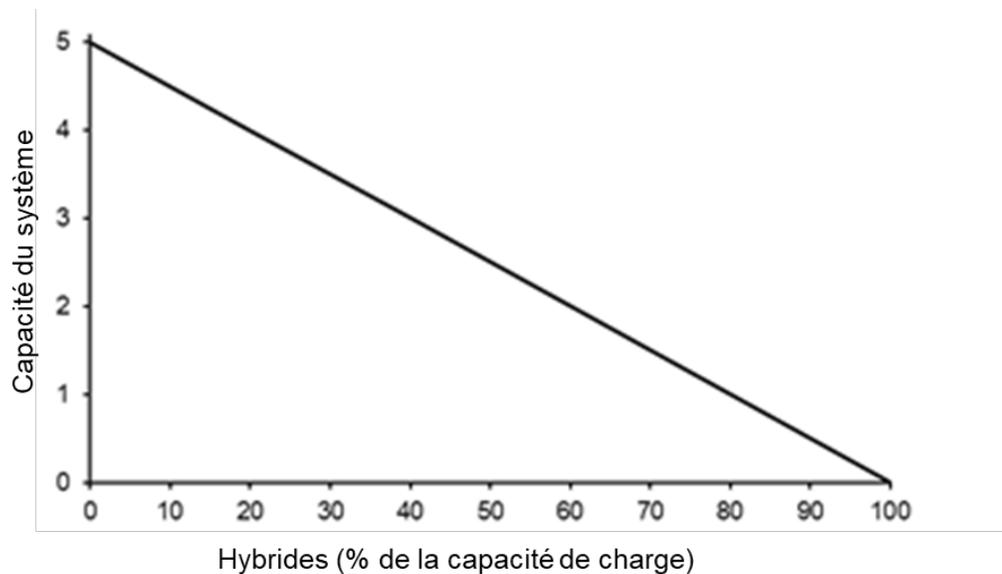


Figure 15. Courbe de réponse aux agents de stress illustrant la relation prévue entre la zone d'occupation d'ombles à tête plate hybrides (%) dans un bassin hydrographique et la capacité de charge du système de la population étudiée. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Répercussions liées à la pêche

Mortalité

Dans les modèles de Joe, on catégorise souvent la mortalité directe selon les cinq causes suivantes : causes naturelles, pêche à la ligne, entraînement, recherche et surveillance, et pêches autochtones. Cependant, d'autres variables peuvent être ajoutées au besoin. À partir de ces causes de mortalité, on peut calculer le taux de mortalité annuel total (A) au moyen des taux conditionnels liés à la mortalité naturelle (n), à la mortalité due à la pêche à la ligne (m), à la mortalité due à l'entraînement (en), à la mortalité due à la recherche et à la surveillance (r), et aux pêches autochtones (i), en utilisant l'équation suivante, adaptée de Ricker (1975) :

$$A = 1 - [(1 - n) \times (1 - m) \times (1 - en) \times (1 - r) \times (1 - i)]$$

La courbe de réponse aux agents de stress représentant la mortalité directe (Figure 16) est fondée sur les résultats issus d'une version modifiée du modèle sur l'omble à tête plate de Post *et al.* (2003). En présumant que le taux conditionnel lié à la mortalité naturelle était de 20 % (Post *et al.*, 2003), on a démontré que la pêche d'une population d'omble à tête plate passerait d'une surpêche du potentiel de croissance à une surpêche du potentiel de recrutement (devrait se produire lorsque la capacité du système correspond à la moitié de la capacité maximale) si le taux de mortalité conditionnel combiné provenant d'autres causes dépassait 8 % et si la disparition de la population se produisait à un taux de mortalité supplémentaire supérieur à 12 %.

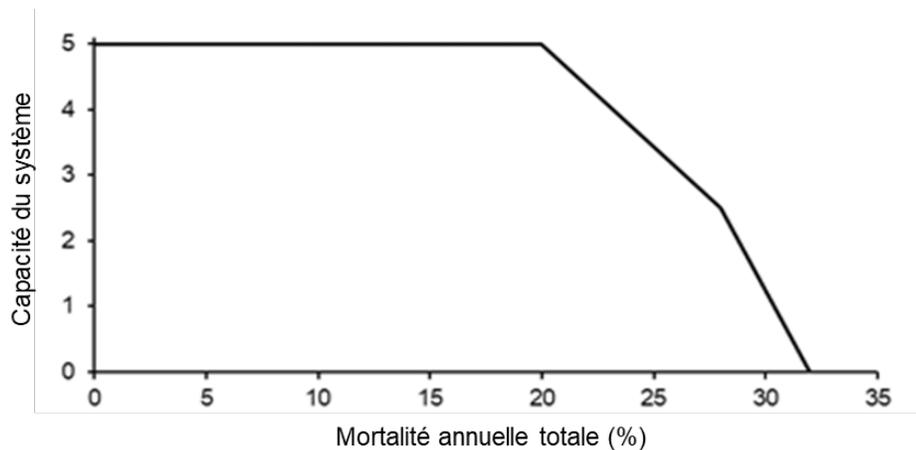


Figure 16. Courbe de réponse aux agents de stress décrivant la relation prévue entre la mortalité annuelle totale et la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

En poursuivant avec l'exemple de l'omble à tête plate, on présente, dans la section suivante, une brève description de l'une des causes de mortalité directe.

Mortalité due à la pêche accidentelle à la ligne et à la pêche illégale

Avant la mise en œuvre du règlement interdisant la conservation des prises d'omble à tête plate à l'échelle de la province, en 1995, la pêche de l'espèce était légale dans les bassins hydrographiques accessibles de la région des versants est de l'Alberta (ASRD, 2012). Cependant, la pêche à la ligne peut encore constituer une répercussion majeure sur la durabilité d'une population en raison de la mortalité accidentelle (c.-à-d. la mortalité due au stress ou aux dommages physiques causés par des hameçons ou par la manipulation incorrecte de poissons), et ce, malgré le règlement sur la remise à l'eau des prises. La pêche illégale, qu'elle soit intentionnelle ou due à une mauvaise identification des prises, peut également contribuer au déclin de populations. La combinaison de la mortalité accidentelle et de la pêche illégale ne pourra pas être durable si les activités de pêche à la ligne sont trop importantes (Post *et al.*, 2003; Sullivan, 2018). Des études de cas antérieures ont montré que dans les cours d'eau et les lacs des versants est, certaines populations d'omble à tête plate en situation de surexploitation, mais pas la majorité, se sont rétablies relativement rapidement (en 5 à 10 ans) grâce au règlement visant l'interdiction de la conservation de prises de l'espèce et à la fermeture complète de la pêche à la ligne (Johnston *et al.*, 2007; Sullivan, 2014; Reilly *et al.*, 2016). Toutefois, il n'y a pas eu de rétablissement généralisé des populations d'omble à tête plate dans le contexte où les activités de pêche à la ligne ont augmenté après l'adoption du règlement sur la remise à l'eau des prises.

Répercussions des limites naturelles

En l'absence d'influence anthropique, les espèces de poissons sont naturellement limitées par d'autres variables environnementales. Ces limites, qu'on observe à différentes échelles spatiales, comprennent des caractéristiques biotiques (p. ex., productivité et communauté de poissons) et abiotiques (p. ex., température, composition du substrat, profondeur et taille du lac étudié, et vitesse du courant). Ces variables doivent être représentées dans le modèle des effets cumulatifs. À titre d'exemple, on a étudié comment la température des cours d'eau limite naturellement la croissance de l'omble à tête plate.

L'omble à tête plate, une espèce sensible sur le plan thermique, est vulnérable à l'augmentation de la température de l'eau attribuable à la perturbation des terres et aux changements climatiques (ASRD, 2012). On a étudié les caractéristiques thermiques de l'habitat de l'espèce en Alberta en comparant la température moyenne du mois le plus chaud, calculée à l'aide du logiciel Climate WNA (Hamann et Wang, 2005; Wang *et al.*, 2016), à la température de tous les endroits où des individus ont été capturés entre 1946 et 2013 (requête dans le FWMIS, nov. 2013; Figure 17A). On a utilisé la température de l'air dans le cadre de cette analyse, car il n'existe actuellement aucun ensemble de données ou modèle sur la température des étendues d'eau à l'échelle de la province. En outre, les températures de l'air et de l'eau sont généralement corrélées à des échelles temporelles supérieures à une semaine (Mohseni *et al.*, 1998). Les seuils minimal et maximal de température de l'air (10 °C et 17 °C; Figure 17A) étaient similaires à ceux consignés dans le cadre d'études précédentes, menées en laboratoire et sur le terrain, évaluant les effets de la température de l'eau sur la croissance et la survie des ombles à tête plate (Selong *et al.*, 2001), et sur leur zone d'occupation (Dunham *et al.*, 2003; Wenger *et al.*, 2011). La baisse rapide du nombre d'individus observés entre 13 et 11 °C est probablement due au biais d'échantillonnage (c.-à-d. qu'il y a moins d'activités d'échantillonnage dans les zones froides situées en altitude, qui sont difficiles d'accès). On a utilisé les résultats de l'analyse pour déterminer la forme de la courbe de réponse aux agents de stress ci-dessous, qui caractérise l'influence prévue des températures chaudes sur la capacité du système de la population d'omble à tête plate étudiée (Figure 17B).

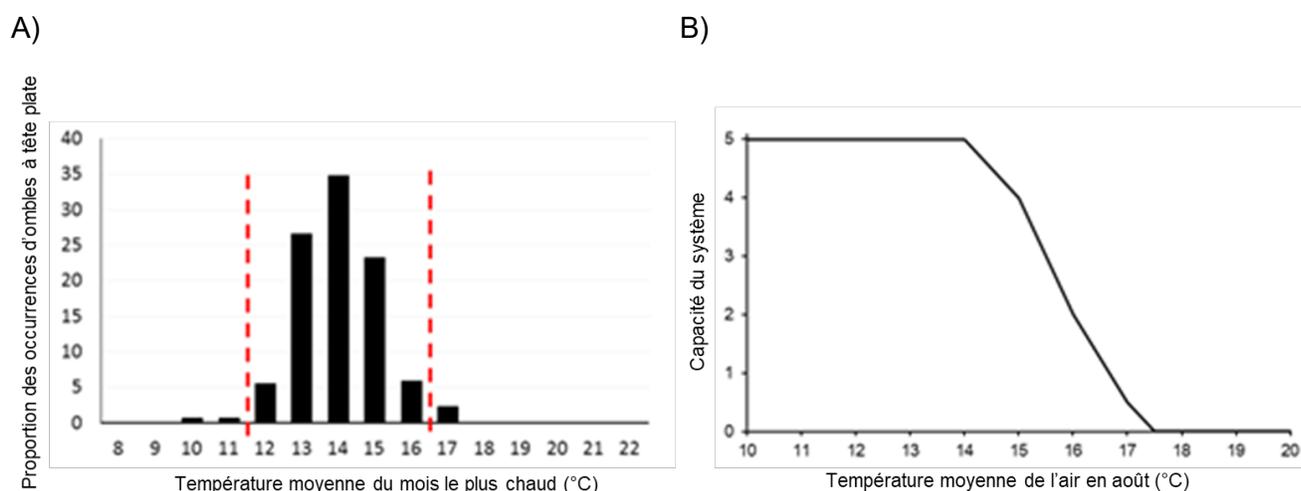


Figure 17. Plage thermique des eaux occupées par l'omble à tête plate dans son aire de répartition historique (graphique A). Courbe de réponse aux agents de stress déterminée au moyen de données de la plage thermique (graphique B). Cette courbe représente la relation prévue entre la température de l'air et la capacité du système de l'espèce. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale. Non représenté : profil thermique pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

Résumé des résultats modélisés

Une fois rempli, un modèle des effets cumulatifs de Joe produit des résultats correspondant à une prédiction de la capacité du système d'une population d'intérêt. Bien que cette hypothèse soit le résultat principal du modèle, les biologistes des pêches de l'Alberta ont constaté que le modèle peut également être utilisé pour résumer les répercussions et les facteurs limitatifs pesant sur cette population, et les classer dans l'une des trois grandes catégories suivantes : les répercussions liées à l'habitat (perte et dégradation); les répercussions liées à l'hybridation (espèces non indigènes); les répercussions liées à la pêche (causes de mortalité directe). Le

graphique ci-dessous peut être très utile pour transmettre rapidement un message complexe au public (Figure 18).

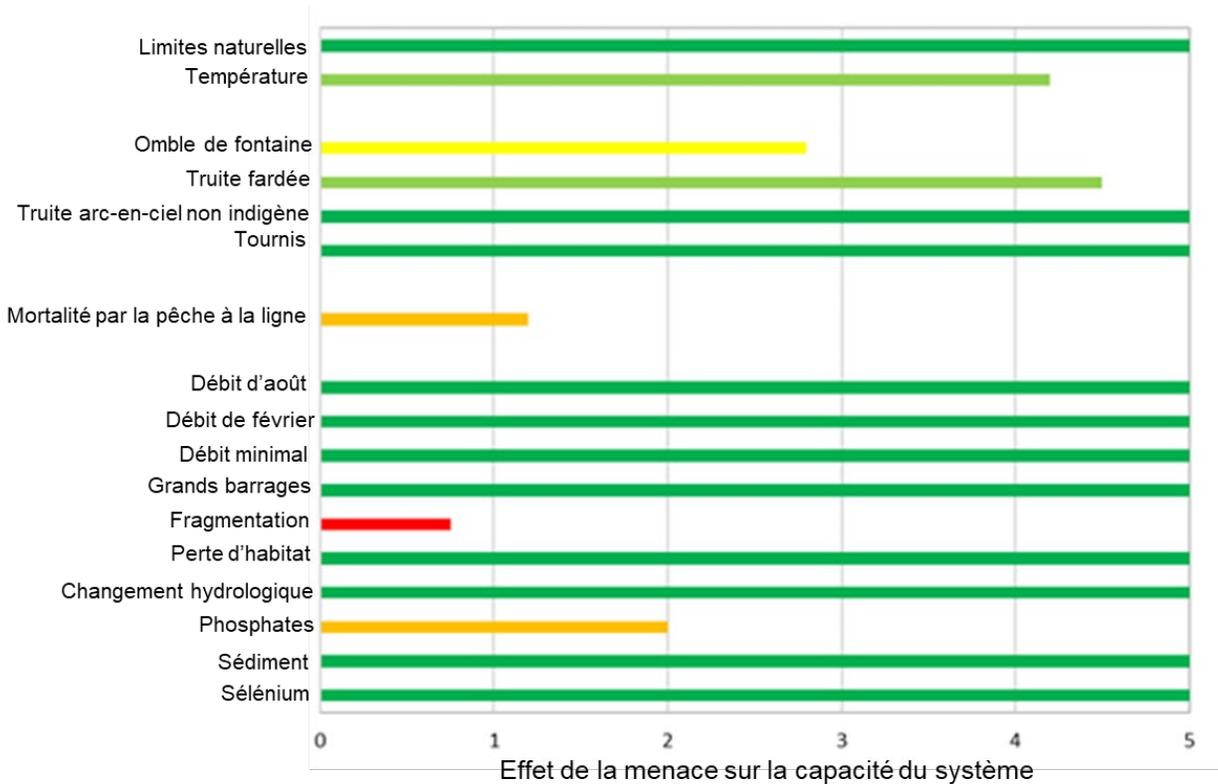


Figure 18. Résultats d'un modèle de Joe décrivant la capacité du système des ombles à tête plate adultes pour chaque catégorie de répercussions. Les bandes les plus longues représentent les répercussions ayant eu peu ou pas d'effet sur la densité des adultes, et les bandes les plus courtes représentent celles ayant eu l'effet négatif le plus important. La capacité du système (variant de 0 à 5) est une mesure de la densité des adultes par rapport à la capacité du système maximale.

Validation du modèle et gestion adaptative : Exemple

L'objectif fondamental de l'EDP (évaluation de la situation d'une population et évaluation des menaces qui pèsent sur celle-ci) est de fournir un cadre grâce auquel on peut apprendre comment rétablir une population en péril. Bien que cet objectif puisse sembler trop pédagogique et que l'objectif fondamental de l'EDP devrait être le rétablissement de cette population, on sait que sans apprentissage, on mettrait en place des mesures inséparables de la variance inexpliquée, donc inefficaces. L'EDP se prête à une approche de gestion adaptative; le modèle de Joe permet d'évaluer les hypothèses formulées, et la cote d'EDP représente un moyen commun de rendre compte publiquement de la situation de la population étudiée.

La gestion de l'omble à tête plate dans le bassin hydrographique de la rivière Clearwater, dans le centre-ouest de l'Alberta, est un exemple de cette approche de gestion adaptative (Figure 19). On a formulé des hypothèses concernant plusieurs mesures de gestion ou combinaisons de mesures de gestion, puis on les a évaluées à l'aide d'un modèle de Joe propre au bassin hydrographique (Tableau 4). Les mesures qui devraient entraîner la plus forte augmentation de la capacité du système ont été considérées comme prioritaires; elles ont donc été mises en œuvre et testées en premier.



Figure 19. Bassin hydrographique de la rivière Clearwater dans le centre-ouest de l'Alberta.

L'avantage de la modélisation de Joe devient rapidement évident : lorsqu'on utilise celle-ci, des déclarations telles que « la qualité de l'eau est le problème » ou « la poursuite de la pêche à la ligne menace la population étudiée » n'ont plus de sens. En effet, il n'existe pas de mesure de rétablissement universelle qui s'applique à tous les sous-bassins (Tableau 4). Dans l'exemple étudié, les résultats modélisés n'indiquaient pas que l'amélioration de la qualité de l'eau profiterait aux ombles à tête plate présents dans les sous-bassins situés à proximité d'eaux d'amont plus pures (p. ex., rivière Clearwater en amont du ruisseau Elk). Par contre, elles indiquaient que les individus présents dans les sous-bassins situés dans des zones plus développées du bassin hydrographique (p. ex., ruisseau Seven Mile) tireraient profit d'une amélioration de la qualité de l'eau. Ces prédictions sont vérifiables.

Voici les mesures de gestion proposées par les biologistes des pêches de l'Alberta pour le plus grand bassin hydrographique de la rivière Clearwater (CUH à huit chiffres) : a) fermer la pêche dans le bassin hydrographique; b) remettre en état les traversées routières; c) améliorer la qualité de l'eau par le contrôle de l'érosion et le rétablissement de zones riveraines (Tableau 4). Ces mesures devraient entraîner une augmentation importante et détectable du nombre d'ombles à tête plate adultes dans le bassin hydrographique. En outre, ce bassin était l'un des nombreux bassins hydrographiques provinciaux désignés par un CUH à huit chiffres pour lesquels on avait proposé une combinaison de mesures de gestion dans le cadre d'une étude avant-après sur la relation entre les mesures de contrôle et les répercussions connexes. Il n'est pas surprenant que l'acceptabilité politique d'une étude à si grande échelle ait été faible et que les biologistes des pêches aient dû abandonner complètement leurs efforts ou adapter leur proposition (Schneider, 2019). Un avantage imprévu de la modélisation de Joe c'est qu'elle permet aux biologistes des pêches de proposer, de façon rapide et transparente, des expériences à plus petite échelle pour des mesures qui seraient soutenues politiquement, tout en représentant le potentiel de rétablissement perdu. Dans le cas du bassin hydrographique de la rivière Clearwater, on a proposé de remettre en état les traversées routières et d'améliorer la qualité de l'eau dans des sous-bassins où ces mesures devaient avoir un effet détectable. Par

contre, les compromis associés à ces mesures étaient une perte de potentiel de rétablissement et l'efficacité toujours inconnue de la fermeture de la pêche à la ligne par rapport au rétablissement de la population.

Tableau 4. Exemple de la capacité du système actuelle modélisée pour les ombles à tête plate adultes présents dans les sous-bassins (bassins hydrographiques désignés par un CUH à dix chiffres) du plus grand bassin hydrographique de la rivière Clearwater (CUH à huit chiffres), et du changement de la capacité du système modélisé, qui est produit par la mise en œuvre de plusieurs mesures de rétablissement.

CUH à huit chiffres	CUH à dix chiffres	CUH à dix chiffres – Nom	Capacité du système modélisée	Mesure de rétablissement						
				Règlements liés à la pêche	Remise en état de traversées routières	Amélioration de la qualité de l'eau	Règlements liés à la pêche et remise en état de traversées routières	Règlements liés à la pêche et amélioration de la qualité de l'eau	Remise en état de traversées routières et amélioration de la qualité de l'eau	Règlements liés à la pêche, remise en état de traversées routières et amélioration de la qualité de l'eau
				Changement de la capacité du système modélisé ¹						
11010301	1101030101	Rivière Clearwater – Parc national de Banff	3,2	1,5	0,0	0,0	1,5	1,5	0,0	1,5
11010301	1101030102	Rivière Clearwater en amont du ruisseau Elk	3,1	1,5	0,0	0,0	1,5	1,5	0,0	1,5
11010301	1101030103	Ruisseau Forbidden	3,2	1,5	0,0	0,0	1,5	1,5	0,0	1,5
11010301	1101030104	Ruisseau Timber	3,2	1,5	0,0	0,0	1,5	1,5	0,0	1,5
11010301	1101030105	Ruisseau Washout	3,2	1,5	0,0	0,0	1,5	1,5	0,0	1,5
11010301	1101030106	Ruisseau Elk	1,8	0,8	0,0	1,3	0,8	2,8	1,3	2,8
11010301	1101030107	Cours moyen de la rivière Clearwater	1,6	0,7	0,1	0,9	0,9	2,1	1,1	2,4
11010301	1101030108	Ruisseau Limestone	1,9	0,9	0,4	0,3	1,5	1,3	0,8	2,1
11010301	1101030109	Ruisseau Seven Mile	0,6	0,3	0,1	1,6	0,5	2,6	2,1	3,3
11010301	1101030110	Rivière Tay	0,7	0,3	0,3	1,2	0,8	2,1	2,0	3,3
11010301	1101030111	Cours inférieur de la rivière Clearwater	0,2	0,1	0,2	0,9	0,3	1,4	1,9	2,9

¹ Les cases vertes signifient que la capacité du système modélisée a augmenté.

SOMMAIRE ET CONCLUSIONS

L'EDP de l'Alberta est un processus normalisé qui comprend deux étapes, soit l'évaluation de la situation d'une population (c.-à-d. l'estimation de la situation actuelle de cette population par rapport à la situation souhaitée) et l'évaluation des menaces qui pèsent sur celle-ci (c.-à-d. l'évaluation quantitative des menaces cumulatives possibles et les effets de leur atténuation sur la situation de la population). Cette évaluation s'appuie sur d'importants principes internationaux de gestion et de conservation des ressources halieutiques, y compris le Code de conduite pour une pêche responsable de l'Organisation des Nations Unies ainsi que les évaluations de la stratégie de gestion. En outre, elle permet d'adapter ces principes importants aux enjeux propres à diverses populations de poissons d'eau douce menacés par un ensemble complexe d'effets cumulatifs. Il s'agit maintenant d'une méthode efficace et efficiente grâce à laquelle on peut gérer de manière uniforme de nombreuses espèces et populations de poissons différentes

à l'échelle d'un territoire vaste et diversifié comme celui de l'Alberta. Il est important de noter que grâce à l'EDP, on peut prendre des décisions éclairées parce que le processus permet de comparer la situation actuelle d'une population à la situation souhaitée, d'accorder la priorité aux mesures de gestion et aux compromis possibles qui sont nécessaires pour atteindre les objectifs de gestion et, ainsi, de déterminer des mesures qui pourraient faire l'objet d'expériences de gestion adaptative actives (Walters, 1986; Walters, 1997; Irwin *et al.*, 2011).

L'EDP représente un progrès inédit par rapport aux précédents plans de gestion et de rétablissement des poissons en Alberta, dans lesquels les répercussions possibles étaient simplement énumérées et abordées de façon qualitative, à l'échelle d'une espèce. Dans le cadre de ces plans, on accordait peu d'attention à la quantification de chaque répercussion en ce qui concernait sa gravité ou son effet sur l'espèce étudiée. De plus, presque aucune attention n'était accordée à la détermination des répercussions propres à une population.

Cependant, la modélisation de Joe fait en sorte que les biologistes des pêches doivent décrire leurs préoccupations de façon uniforme et quantitative, en utilisant les meilleures données scientifiques accessibles, à la fois à l'échelle de l'espèce (c.-à-d. qu'ils doivent expressément concevoir les courbes de réponse aux agents de stress requises) et à l'échelle de la population étudiée (c.-à-d. qu'ils doivent expressément quantifier l'agent de stress étudié à cette échelle). La modélisation de Joe a changé de façon importante les réunions et les discussions sur le rétablissement d'espèces en Alberta. Avant que les outils liés à la modélisation soient disponibles, les décisions en matière de pêche étaient souvent fondées sur des exemples anecdotiques ou sur des études à petite échelle non répétées et extrapolées à l'échelle provinciale. Les arguments et les déclarations qualitatives constituaient la norme. Voici un exemple d'une telle déclaration : « J'ai observé des sédiments dans les frayères du ruisseau Moose; par conséquent, nous devons augmenter la largeur des zones tampons pour toutes les activités forestières ». On continuera sans doute d'entendre de telles déclarations, qui peuvent être très importantes et utiles en tant qu'observations, mais leur influence prépondérante sur les politiques et les décisions à l'échelle provinciale diminue. Maintenant, lorsqu'une personne fait de telles déclarations, on la met au défi d'établir la courbe de réponse aux agents de stress connexe, d'expliquer le mécanisme en question et de quantifier l'agent de stress cerné.

Il est essentiel de tenir compte des incertitudes liées à toute simulation de modélisation. On doit considérer les résultats du modèle comme des hypothèses, pas des prévisions. On recommande d'utiliser une approche de gestion adaptative pour tester expressément les hypothèses formulées (Walters, 1986; Sullivan, 2003; Arlinghaus *et al.*, 2017). En outre, on peut évaluer les relations réponse aux agents de stress issues d'un modèle de Joe en comparant la capacité du système des adultes modélisée à la capacité du système des adultes observée à la suite d'expériences de gestion adaptative.

Comme pour tout changement important, il y a eu (et il y aura encore) des difficultés. L'adoption de l'EDP représente un changement majeur dans la culture de gestion des pêches en Alberta. Les biologistes des pêches doivent maintenant pouvoir faire de la modélisation et de la simulation par ordinateur, et être au courant des procédures connexes. En effet, on sait que les données obtenues grâce à la télédétection sont aussi importantes que l'échantillonnage sur le terrain. Cependant, les aptitudes requises sont faciles à apprendre et à comprendre. Maintenant, les avis professionnels fondés sur des opinions peuvent être écartés en faveur de données empiriques et d'expériences pertinentes. Certains biologistes des pêches ont eu de la difficulté à s'adapter au changement et certains intervenants de longue date qui connaissent bien les arguments non empiriques fondés sur des valeurs n'aiment pas celui-ci.

Malgré les difficultés rencontrées, l'accessibilité d'une évaluation normalisée sur la situation d'une population et les menaces qui pèsent sur celle-ci a permis d'adopter une approche de

gestion des pêches en Alberta qui est beaucoup plus uniforme et rigoureuse, et ce, pour toutes les espèces et les populations. Étant donné que les techniques et les projets sur le terrain sont uniformes dans toutes les régions, le personnel régional est en mesure de participer et de contribuer de manière transparente à divers projets, à mesure que la main-d'œuvre et les priorités changent. Les données sont cohérentes et peuvent être communiquées et comparées à l'échelle de toute l'aire de répartition d'une espèce en Alberta. En outre, les mesures de réglementation et de gestion sont plus uniformes et harmonisées à l'échelle provinciale. On a simplifié la communication de l'état et des objectifs d'une pêche à l'ensemble des intervenants. La justification des mesures de réglementation et gestion est aussi plus cohérente et plus logique.

Voici les quatre caractéristiques fondamentales et interdépendantes d'un organisme de gestion des ressources naturelles efficace et fondé sur la science, qui ont été établies par Artelle *et al.* (2018) : avoir des objectifs mesurables; utiliser des renseignements quantitatifs sur les populations et les répercussions auxquelles elles font face, y compris l'incertitude connexe; être transparent; comporter un examen indépendant. L'EDP de l'Alberta tient précisément compte de ces caractéristiques et les respecte. L'EDP continue d'être un processus rationnel et quantitatif qui évolue continuellement et qui assure l'uniformité des évaluations de populations de poissons individuels et des effets cumulatifs connexes à l'échelle provinciale. Grâce aux changements apportés, l'approche concernant le rétablissement et la durabilité des ressources halieutiques en l'Alberta est efficace.

RÉFÉRENCES CITÉES

- AEP (Alberta Environment and Parks). 2013. [Bull Trout Fish Sustainability Index](#). Alberta Fish and Wildlife Policy Branch, Edmonton, Alberta.
- AEP (Alberta Environment and Parks). 2018. Electrofishing standard for sampling of rivers in Alberta. Fisheries Management, Policy and Operations Branch, AEP. April 2018. 24 p.
- AESRD (Alberta Environment and Sustainable Resource Development). 2012. Alberta's Biodiversity Management System. Internal draft prepared by H. Norris. 65 p. Available upon request from: Fish and Wildlife Policy, 6909-116 Street, Edmonton, AB T6H 4P2.
- AESRD. 2014. Fish conservation and management strategy for Alberta. Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Edmonton, AB. 56 p.
- ASRD (Alberta Sustainable Resource Development). 2008. Standard for the initial sampling of small streams in Alberta. Alberta Sustainable Resource Development, Edmonton, AB. 25 p.
- ASRD. 2010. Standards for index netting of walleye in Alberta. Alberta Sustainable Resource Development, Edmonton, AB. 20 p.
- ASRD. 2012. Bull Trout Conservation Management Plan 2012-17. Alberta Sustainable Resource Development, Species at Risk Conservation Management Plan No. 8, Edmonton, AB. 90 p.
- Arlinghaus, R., K. Lorenzen, K., Johnson, B.M., Cooke, S.J., and Cowx, I.G. 2016. Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and fishes. *In* Freshwater Fisheries Ecology. Edited by J. F. Craig John Wiley & Sons, Ltd. pp. 557–579.
- Arlinghaus, R., Alós, J., Beardmore, B., Daedlow, K., Dorow, M., Fujitani, M., Hühn, D., Haider, W., Hunt, L.M., Johnson, B.M., Johnston, F., Klefoth, T., Matsumura, S., Monk, C., Pagel, T., Post, J.R., Rapp, T., Riepe, C., Ward, H., and Wolter, C. 2017. Understanding and managing freshwater recreational fisheries as complex adaptive social-ecological systems. *Rev. Fish. Sci. Aquac.* 25(1): 1–41.
- Artelle, K.A., Reynolds, J.D., Treves, A., Walsh, J.C., Paquet, P.C., and Darimont, C.T. 2018. Hallmarks of science missing from North American wildlife management. *Sci. Adv.* 4(3). eaa0167. doi: 10.1126/sciadv.aao0167
- Athabasca Rainbow Trout Recovery Team. 2014. Alberta Athabasca Rainbow Trout Recovery Plan, 2014-2019. Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Alberta Species at Risk Recovery Plan No. 36. Edmonton, AB. 111 p.
- Baxter, J.S., Taylor, E.B., Devlin R.H., Hagen, J. and McPhail, J.D. 1997. Evidence for natural hybridization between Dolly Varden (*Salvelinus malma*) and Bull Trout (*Salvelinus confluentus*) in a northcentral British Columbia watershed. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* 54: 421-429.
- Beard, T.D., Jr., Arlinghaus, R., Cooke, S.J., McIntyre, P.B., De Silva, S., Bartley, D., and Cowx, I.G. 2011. Ecosystem approach to inland fisheries: research needs and implementation strategies. *Biol. Lett.* 7(4): 481–483.
- Behnke, R.J. 1992. Native trout of Western North America. American Fisheries Society Monograph 6, Bethesda, MD. 275 p.
- Berkes, F. 2012. Sacred Ecology. Third edition. Routledge, New York, USA. 367 pp.
- Berkes, F., Colding, J., and Folke, C. 2000. Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecol. Appl.* 10(5): 1251–1262.

-
- Bonar, S.A., Hubert, W.A., and Willies, D.W. 2009. Standard Methods for Sampling North American Freshwater Fishes. American Fisheries Society, Bethesda, MD. 335 p.
- Bonneau, J.L., and Scarnecchia, D.L. 1998. Seasonal and diel changes in habitat use by juvenile Bull Trout (*Salvelinus confluentus*) and cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) in a mountain stream. *Can. J. Zool.* 76(5): 783–790.
- Bouska, W.W., and Paukert, C.P. 2009. Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 139: 214–222.
- Briggs, C.L. 1986. Learning how to ask: A Sociolinguistic Appraisal of the Role of the Interview in Social Science Research. Cambridge University Press. 155 p.
- Brown, M. 2017. Passive Monitoring Protocols for Fisheries Sustainability Assessments. Fisheries Management, Policy and Operations Branch, AEP.
- Burford, D.D., McMahon, T.E., Cahoon, J.E., and Blank, M. 2009. Assessment of trout passage through culverts in a large Montana drainage during summer low flow. *N. Am. J. Fish. Manag.* 29(3): 739–752.
- Cade, B.S., and Guo, Q. 2000. Estimating effects of constraints on plant performance with regression quantiles. *Oikos* 91(2): 245–254.
- Cade, B.S., and Noon, B.R. 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Front. Ecol. Environ.* 1(8): 412–420.
- CEAA (Canadian Environmental Assessment Agency). 2015. [Considering aboriginal traditional knowledge in Environmental assessments conducted under the Canadian Environmental Assessment Act, 2012](#). Canadian Environmental Assessment Agency. 6 p.
- Chipeniuk, R.C. 1975. Lakes of the Lac la Biche District. R.C. Chipeniuk. 318 p.
- Chung, C. 2013. Diel oxygen cycles in the Bow River: Relationships to Calgary's urban nutrient footprint and periphyton and macrophyte biomass. Thesis (M.Sc.) University of Calgary, Calgary, AB. 92 p.
- Deroba, J.J., and Bence, J.R. 2012. Evaluating harvest control rules for lake whitefish in the Great Lakes: accounting for variable life-history traits. *Fish. Res.* 121–122: 88–103.
- Douglas, S. 1977. A Candle in the Grub Box; the Story of Frank Jackson as told to Sheila Douglas. Shires Books, Victoria, BC. 144 p.
- Dudgeon, D., Arthington A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., and Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, impacts, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81(2): 163–182.
- Dunham, J., Cade, B.S., and Terrell, J.W. 2002a. Influences of spatial and temporal variation on fish-habitat relationships defined by regression quantiles. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131: 86–98.
- Dunham, J., Adams, S.B., Schroeter, R.E., and Novinger, D.C. 2002b. Alien invasions in aquatic ecosystems: Toward an understanding of brook trout invasions and potential impacts on inland cutthroat trout in western North America. *Rev. Fish Biol. Fish.* 12: 373–391.
- Dunham, J., Rieman, B., and Chandler, G. 2003. Influences of temperature and environmental variables on the distribution of Bull Trout within streams at the southern margin of its range. *N. Am. J. Fish. Manage.* 23(3): 894–904.

-
- Earle, J.E., Paul, A.J., and Stelfox, J.D. 2010a. Quirk Creek population estimates and one-pass electrofishing removal of Brook Trout – 2009. Unpublished report, Fish and Wildlife Division, Alberta Sustainable Resource Development, Cochrane, AB. viii + 57 p.
- Earle, J.E., Stelfox, J.D., and Meagher, B.E. 2010b. Quirk Creek Brook Trout suppression project – 2009. Unpublished report, Fish and Wildlife Division, Alberta Sustainable Resource Development, Cochrane, AB. viii + 40 p.
- Ellis, S. 2005. Meaningful consideration? A review of traditional knowledge in environmental decision making. *Arctic*. 58: 66–77.
- Everest, F.H., Armantrout, N.B., Keller, S.M., Parante, W.D., Sedell, J.R., Nickelson, T.E., Johnston, J.M., and Haugen, G.N. 1985. Salmonids. *In* Management of Wildlife and Fish Habitats in Forests of Western Oregon and Washington. Edited by E.R. Brown. USDA Forest Service, Portland, Oregon. pp. 199–230.
- FAO. 1995. Code of Conduct for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome. 41 p.
- FAO. 2012. Technical guidelines for responsible fisheries; recreational fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations. Number 13. 176 p.
- Faber-Langendoen, D., Master, L., Nichols, J., Snow, K., Tomaino, A., Bittman, R., Hammerson, G., Heidel, B., Ramsay, L., and Young, B. 2009. NatureServe Conservation Status Assessments: Methodology for Assigning Ranks. NatureServe, Arlington, VA. 42 p.
- Fausch, K.D. 2007. Introduction, establishment and effects of non-native salmonids: considering the risk of rainbow trout invasion in the United Kingdom. *J. Fish Biol.* 71: 1–32.
- Ferguson, M., and Messier, F. 1997. Collection and analysis of traditional ecological knowledge about a population of tundra caribou. *Arctic*. 50: 17–28.
- Fulton, E., Smith, A., Smith, D., and Putten, I. 2010. Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management. *Fish Fish*. 12: 2–17.
- Gregory, R., Failing, L., Harstone, M. Long, G., McDaniels, T., and Ohlson, D. 2012. Structured Decision Making: A Practical Guide to Environmental Management Choices. Wiley-Blackwell, Oxford, UK. 312 p.
- Guillemette, F., Plamondon, A.P., Prévost, M., and Lévesque, D. 2005. Rainfall generated stormflow response to clearcutting a boreal forest: peak flow comparison with 50 world-wide basin studies. *J. Hydrol.* 302(1–4): 137–153.
- Gunn, J.M., and Sein, R. 2000. Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(S2): 97–104.
- Gurney, W.S.C., and Nisbet, R.M. 1998. Ecological Dynamics. Oxford University Press. 352 p.
- Hamann, A., and Wang, T. 2005. Models of climatic normals for genealogy and climate change studies in British Columbia. *Agr. Forest Meteorol.* 128(3–4): 211–221.
- Hansen, G.J.A., Gaeta, J.W., Hansen, J.F., and Carpenter, S.R. 2015. Learning to manage and managing to learn: Sustaining freshwater recreational fisheries in a changing environment. *Fisheries* 40(2): 56–64.
- Harper, D.J., and Quigley, J.T. 2000. No net loss of fish habitat: an audit of forest road crossings of fish-bearing streams in British Columbia, 1996–1999. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2319: vi + 43 p.

-
- Harwood, J., and Stokes, K. 2003. Coping with uncertainty in ecological advice: lessons from fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 18(12): 617–622.
- Hatfield, T., and Paul, A.J. 2015. A comparison of desktop hydrologic methods for determining environmental flows. *Can. Water Resour. J.* 40(3): 303–318.
- Hedrick, R.P., McDowell, T.S., Mukkatira, K., Georgiadis, M.P., and MacConnell, E. 1999. Susceptibility of selected inland salmonids to experimentally induced infections with *Myxobolus cerebralis*, the causative agent of whirling disease. *J. Aquat. Anim. Health.* 11(4): 330–339.
- Hegmann, G., Cocklin, C., Creasey, R., Dupuis, S., Kennedy, A., Kingsley, L., Ross, W., Spaling, H., and Stalker, D. 1999. Cumulative Effects Assessment Practitioners Guide. Prepared by AXYS Environmental Consulting Ltd. and the CEA Working Group for the Canadian Environmental Assessment Agency, Hull, QC. Various pagination.
- Hilborn, R. and Walters, C. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment; Choice, Time-series, and Uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 p.
- Hirzel, A.H. and Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *J. Appl. Ecol.* 45(5): 1372–1381.
- Holland, D.S. 2010. Management Strategy Evaluation and Management Procedures: Tools for Rebuilding and Sustaining Fisheries. OECD Food Agriculture and Fisheries Working Papers, No. 25, OECD Publishing. 66 p.
- Houde, N. 2007. The six faces of traditional ecological knowledge: challenges and opportunities for Canadian co-management arrangements. *Ecol. Soc.* 12(2):34.
- Hunt, L.M., Fenichel, E.P., Fulton, D.C., Mendelsohn, R., Smith, J.W., Tunney, T.D., Lynch, A.J., Paukert, C.P., and Whitney, J.E. 2016. Identifying alternate pathways for climate change to impact inland recreational fishers. *Fisheries.* 41(7): 362–372.
- Huntington, H.P. 1998. Observations on the utility of the semi-directive interview for documenting traditional ecological knowledge. *Arctic.* 51(3): 237–242.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 1535 p.
- Irwin, B.J., Wilberg, M.J., Jones, M.L., and Bence, J.R. 2011. Applying structured decision making to recreational fisheries management. *Fisheries.* 36(3): 113–122.
- IUCN. 2008. Strategic Planning for Species Conservation: A Handbook. Version 1. The Species Conservation Planning Task Force, Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 104 p.
- Jacobsen, D., and Marin, R. 2008. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and oxygen. *Aquat. Ecol.* 42: 643–656.
- Jensen, A.J., and Johnsen, B.O. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*). *Funct. Ecol.* 13(6): 778–785.
- Johns, T., and Ernst, T. 2007. Culvert crossings as potential barriers to fish movement in the Kakwa River Watershed, Alberta. Alberta Conservation Association, Peace River, AB. vii + 23 p.

-
- Johnston, F.D., Post, J.R., Mushens, C.J., Stelfox, J.D., Paul, A.J., and Lajeunesse, B. 2007. The demography of recovery of an overexploited Bull Trout, *Salvelinus confluentus*, population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 113–126.
- Kanda, N., Leary, R.F., and Allendorf, F.W. 2002. Evidence of introgressive hybridization between Bull Trout and Brook Trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131(4): 772–782.
- Koenker, R. 2017. quantreg: [Quantile Regression](#). R package version 5.33.
- Koning, C., Ashley, K., Slaney, P., and Paul, A. 1998. Stream fertilization as a fisheries mitigation technique for perturbed oligotrophic trout streams in British Columbia. *In* Proceedings of the Forest-Fish Conference: Land Management Practices Affecting Aquatic Ecosystems, May 1–4, 1996, Calgary, AB. Edited by M.K. Brewin and D.M.A. Monita. Nat. Resource Canada, Edmonton, AB, Inf. Rep. NOR-X-356. pp. 109–120.
- Ludwig, D., Hilborn, R., and Walters, C. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Science*. 260: 17, 36.
- Lyons, J.K., and Beschta, R.L. 1983. Land use, floods, and channel changes: Upper Middle Fork Willamette River, Oregon (1936–1980). *Water Resour. Res.* 19(2): 463–471.
- MacDonald, J.I., and Davies, P.E. 2007. Improving the upstream passage of two galaxiid fish species through a pipe culvert. *Fish. Manag. Ecol.* 14(3): 221–230.
- MacPherson, L.M., Sullivan, M.G., Foote, A.L., and Stevens, C.E. 2012. Effects of culverts on stream fish assemblages in the Alberta foothills. *N. Am. J. Fish. Manag.* 32(3): 480–490.
- MacPherson, L., Coombs, M., Reilly, J., Sullivan, M.G., and Park, D.J. 2014. A generic rule set for applying the Alberta Fisheries Sustainability Index, second edition. Alberta Environment and Sustainable Resource Development, Edmonton, AB. 51 p.
- McGrath, C.C., and Lewis, W.M., Jr. 2007. Competition and predation as mechanisms for displacement of greenback cutthroat trout by brook trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 136(5): 1381–1392.
- McMahon, T.E., Zale, A.V., Barrows, F. T., Selong, J.H., and Danehy, R.J. 2007. Temperature and competition between Bull Trout and Brook Trout: A test of the elevation refuge hypothesis. *Trans. Am. Fish. Soc.* 136(5): 1313–1326.
- Meijering, M.P.D. 1991. Lack of oxygen and low pH as limiting factors for *Gammarus* in Hessian brooks and rivers. *Hydrobiologia* 223: 159–169.
- Moberly, H.J. 1929. When fur was king. J.M. Dent and Sons, London and Toronto. 237 p.
- Moffa, A. 2017. Traditional ecological rulemaking. *Stan. Envtl. L. J.* 35: 101–155.
- Mogensen, S., Post, J., and Sullivan, M. 2014. Vulnerability to harvest by anglers differs across climate, productivity and diversity clines. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71(3): 416–426.
- Mohseni, O., Stefan, H.G., and Erickson, T.R. 1998. A nonlinear regression model for weekly stream temperatures. *Water Resour. Res.* 34(10): 2685–2692.
- Mooers, A.O., Doak, D.F., Findlay, C.S., Green, D.M., Grouios, C., Manne, L.L., Rashvand, A., Rudd, M.A., and Whitton, J. 2010. Science, policy, and species at risk in Canada. *Bioscience*. 60(10): 843–849.
- Morgan, G.E. 2002. Manual of instructions – Fall Walleye Index Netting (FWIN). Ontario Ministry of Natural Resources, Percid Community Synthesis Diagnostics and Sampling Standards Working Group. 35 p.
-

-
- Morita, K., and Yamamoto, S. 2002. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conserv. Biol.* 16(5): 1318–1323.
- MPO. 2014a. [Cadre scientifique pour évaluer la réponse de la productivité des pêches à l'état des espèces ou des habitats](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/067.
- 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)
- Mukherjee, N., Huge, J., Sutherland, W., McNeill, J., VanOpstal, M., Dahdouh-Guebas, F., and Koedam, N. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation: applications and guidelines. *Methods Ecol. Evol.* 6: 1097–1109.
- Murray, A.M., Sullivan, M.G., and Acorn, J. 2012. A tribute to Joseph Schieser Nelson, 1937–2011. *Can. Field-Nat.* 125: 373–380.
- Norman, J.R., Hagler, M.M., Freeman, M.C., and Freeman, B.J. 2009. Application of a multistate model to estimate culvert effects on movement of small fishes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 138(4): 826–838.
- Norris, A.P. 2012. Cumulative effects thresholds for Arctic grayling in the Wapiti River watershed. Thesis (M.Sc.) Royal Roads University, Victoria, BC. 53 p.
- Ottaway, E.M., and Clarke, A. 1981. A preliminary investigation into the vulnerability of young trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*S. salar*) to downstream displacement by high water velocities. *J. Fish Biol.* 19(2): 135–145.
- Park, D., Sullivan, M., Bayne, E., and Scrimgeour, G. 2008. Landscape-level stream fragmentation caused by hanging culverts along roads in Alberta's boreal forest. *Can. J. Forest Res.* 38(3): 566–575.
- Peterson, D.P., Fausch, K.D., and White, G.C. 2004. Population ecology of an invasion: Effects of brook trout on native cutthroat trout. *Ecol. Appl.* 14(3): 754–772.
- Peterson, D.P., Fausch, K.D., Watmough, J., and Cunjak, R.A. 2008. When eradication is not an option: Modeling strategies for electrofishing suppression of non-native Brook Trout to foster persistence of sympatric native Cutthroat Trout in small streams. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28(6): 1847–1867.
- Post, J.R., Sullivan, M., Cox, S., Lester, N.P., Walters, C.J., Parkinson, E.A., Paul, A.J., and Shuter, B.J. 2002. Canada's recreational fisheries; the invisible collapse? *Fisheries*. 22: 6–17.
- Post, J., Mushens, C., Paul, A., and Sullivan, M. 2003. Assessment of alternative harvest regulations for sustaining recreational fisheries: model development and application to Bull Trout. *N. Am. J. Fish. Manag.* 23: 22–34.
- Punt, A.E., Dorn, M.W., and Haltuch M.A. 2008. Evaluation of threshold management strategies for groundfish off the US west coast. *Fish. Res.* 94(3): 251–266.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., deMoor, C.L., De Oliveira, J.A.A., and Haddon, M. 2014. Management strategy evaluation: best practices. *Fish Fish.* 17(2): 303–334.
- Reilly, J.R., Paszkowski, C.A., and Coltman, D.W. 2014. Population genetics of Arctic Grayling distributed across large, unobstructed river systems. *Trans. Am. Fish. Soc.* 143(3): 802–816.

-
- Reilly, J., Konyonenbelt, R., and Herman, S. 2016. Pinto Lake Bull Trout Recovery Action Plan 2015-2020. Alberta Environment and Parks, Fisheries Management, Rocky Mountain House, AB. 13 p. + app.
- Richmond, B. 2004. An Introduction to Systems Thinking, STELLA Software. High Performance Systems, Inc., Lebanon, NH. viii + 165 p.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. 191. Ottawa, ON. xvii + 382 p.
- Rieman, B., Peterson, J., and Myers, D. 2006. Have Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) displaced Bull Trout (*Salvelinus confluentus*) along longitudinal gradients in central Idaho streams? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63: 63–78.
- Ripley, T., Scrimgeour, G., and Boyce, M.S. 2005. Bull trout occurrence (*Salvelinus confluentus*) and abundance influenced by cumulative industrial developments in a Canadian boreal forest watershed. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62(11): 2431–2442.
- Schindler, D.W. 2009. Lakes as sentinels and integrators for the effects of climate change on watersheds, airsheds, and landscapes. Limnol. Oceanogr. 54(6, part 2): 2349–2358.
- Schindler, D.E., and Hilborn, R. 2015. Prediction, precaution, and policy under global change. Science. 347(6225): 953–954.
- Schindler, D.W. Wolfe, A.P., Vinebrooke, R., Crowe, A., Blais, J.M., Miskimmin, B., Freed, R., and Perren, B. 2008. The cultural eutrophication of Lac la Biche, Alberta, Canada: a paleoecological study. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65(10): 2211–2223.
- Schneider, R.R. 2002. Alternative futures: Alberta's boreal forest at the crossroads. The Federation of Alberta Naturalists. Edmonton, AB. 152 p.
- Schneider, R. 2019. Biodiversity Conservation in Canada: From Theory to Practice. The Canadian Centre for Translational Ecology, Edmonton, AB. 376 p.
- Scrimgeour, G., Hvenegaard, P., Tchir, J., Kendall, S., and Wildeman, A. 2003. Stream fish management: cumulative effects of watershed disturbances on stream fish communities in the Kakwa and Simonette River Basins, Alberta. Alberta Conservation Association, Peace River and the Alberta Research Council, Vegreville, AB. Northern Watershed Project Final Report No. 3. xvii + 126 p.
- Scutari, M., and Denis, J.B. 2015. Bayesian Networks: with examples in R. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL. 225 p.
- Seegrist, D.W., and Gard, R. 1972. Effects of floods on trout in Sagehen Creek, California. Trans. Am. Fish. Soc. 101(3): 478–482.
- Selong, J.H., McMahon, T.E., Zale, A.V., and Barrows, F.T. 2001. Effect of temperature on growth and survival of Bull Trout, with application of an improved method for determining thermal tolerance in fishes. Trans. Am. Fish. Soc. 130(6): 1026–1037.
- Smit, B., and Spaling, H. 1995. Methods for cumulative effects assessment. Environ. Impact Asses. Rev. 15: 81–106.
- Stednick, J.D. 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. J. Hydrol. 176(1–4): 79–95.
- Sullivan, M.G. 2003. Active management of Alberta's walleyes: dilemmas of managing recovering fisheries. N. Am. J. Fish. Manag. 23(4): 1343–358.

-
- Sullivan, M.G. 2014. The Bull Trout of Jacques Lake, Jasper National Park: a population in recovery. Alberta Cooperative Conservation Research Unit, Edmonton AB. 18 p.
- Sullivan, M.G. 2018. Can fishing mortality at catch-and-release Bull Trout fisheries be a potential impact to recovery? AEP memo; discussion paper to Senior Fisheries Biologist Team. 11 June 2018. Available upon request from: Fish and Wildlife Policy, 6909-116 Street, Edmonton, AB T6H 4P2.
- Sullivan, M.G., and Spencer, S. 2016. Cumulative effect of whirling disease and fishing mortality on Alberta trout populations. Technical report, Fisheries Management, Alberta Environment and Parks. Edmonton, AB. 10 p.
- Sutherland, W.J., Gardner, T.A, Haider, L.J., and Dicks, L. 2013. How can local and traditional knowledge be effectively incorporated into international assessments? *Oryx*. 48: 1–2.
- Tsuji, L. J. S., and Ho, E. 2002. Traditional environmental knowledge and western science: in search of common ground. *Can. J. Native Stud.* 22(2): 327–360.
- Tversky, A., and Kahneman, D. 1974. Judgement under uncertainty; heuristics and bias. *Science*. 185(4157): 1124–1131.
- Usher, P.J. 2000. Traditional ecological knowledge in environmental assessment and management. *Arctic*. 53(2): 183–193.
- Valastin, P., and Sullivan, M. 1997. A historical survey of the sport fisheries in northeastern Alberta. Fisheries Section, Northeast Boreal Region, Natural Resources Service, Alberta Environmental Protection. 52 p.
- Volpe, J.P., Anholt, B.R., and Glickman, B.W. 2001. Competition among juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and steelhead (*Oncorhynchus mykiss*): relevance to invasion potential in British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 197–207.
- Walters, C. 1986. Adaptive Management of Renewable Resources. Macmillan Publishing Company, New York, NY. 374 p.
- Walters, C. 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conserv. Ecol.* 1(2):1–20.
- Wang, T., Hamann, A., Spittlehouse, D., and Carroll, C. 2016. Locally downscaled and spatially customizable climate data for historical and future periods for North America. *PLoS One* 11(6): e0156720. doi:10.1371/journal.pone.0156720
- Warnock, W.G. 2008. Molecular tools reveal hierarchical structure and patterns of migration and gene flow in Bull Trout (*Salvelinus confluentus*) populations of south western Alberta. Thesis (M.Sc.) University of Lethbridge, Lethbridge, AB. xi + 174 p.
- Warnock, W. 2012. Examining brook trout invasion into Bull Trout streams of the Canadian Rockies. Thesis (Ph.D.) University of Lethbridge, Lethbridge, AB. 184 p.
- Warren, M.L., Jr., and Pardew, M.G. 1998. Road crossings as barriers to small stream fish movement. *Trans. Am. Fish. Soc.* 127(4): 637–644.
- Wellman, J.C., Combs, D.L., and Cook, S.B. 2000. Long-term impacts of bridge and culvert construction or replacement on fish communities and sediment characteristics of streams. *J. Freshw. Ecol.* 15(3): 317–328.

-
- Wenger, S.J., Isaak, D.J., Dunham, J.B., Fausch, K.D., Luce, C.H., Neville, H.M., Rieman, B.E., Young, M.K., Nagel, D.E., Horan, D.L., and Chandler, G.L. 2011. Role of climate and invasive species in structuring trout distributions in the interior Columbia River Basin, USA. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68(6): 988–1008.
- Williams, J.E., Haak, A.L., Gillespie, N.G., and Colyer, W.T. 2007. The Conservation Success Index: Synthesizing and communicating salmonid condition and management needs. *Fisheries* 32(10): 477–493.