



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/052

Région de la capitale nationale

Composantes d'un cadre scientifique pour l'évaluation des répercussions des activités de développement en vertu de l'article 73 de la *Loi sur les espèces en péril*

D. Andrew R. Drake, Adam S. van der Lee et Marten A. Koops

Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
Pêches et Océans Canada
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7S 1A1

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978--0-660-44589-2 N° cat. Fs70-5/2022-052F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Drake, D.A.R., van der Lee, A.S. et Koops, M.A. 2022. Composantes d'un cadre scientifique pour l'évaluation des répercussions des activités de développement en vertu de l'article 73 de la *Loi sur les espèces en péril*. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/052. v + 64 p.

Also available in English:

Drake, D.A.R., van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2022. Components of Science-based Framework for Assessing the Impact of Development Activities under Section 73 of Canada's Species at Risk Act. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/052. v + 58 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
DÉFINITIONS	v
INTRODUCTION	1
SECTION 1 : EXAMEN DES APPROCHES POUR L'ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES	2
DIFFÉRENCES CONCEPTUELLES DANS L'ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES	10
COMPOSANTES D'UN CADRE SCIENTIFIQUE APPUYANT LA DÉLIVRANCE DE PERMIS EN VERTU DE L'ARTICLE 73 DE LA <i>LOI SUR LES ESPÈCES EN PÉRIL</i>	13
SECTION 2 : RÉPERCUSSIONS DES OUVRAGES, ENTREPRISES OU ACTIVITÉS SUR L'HABITAT AQUATIQUE.....	15
SECTION 3 : RELATIONS ENTRE L'HABITAT AQUATIQUE ET LES INDICES VITAUX	16
SECTION 4 : PRÉVISION DE LA SENSIBILITÉ DES POPULATIONS POUR LES ESPÈCES AQUATIQUES INSCRITES À LA LISTE DE LA LEP DU CANADA	24
MÉTHODES.....	25
Données.....	25
Modèle de population.....	25
Analyse	28
RÉSULTATS	29
DISCUSSION.....	38
SECTION 5 : CONSIDÉRATIONS SUR LES MESURES COMPENSATOIRES POUR LES ESPÈCES INSCRITES À LA LISTE DE LA LEP	42
SECTION 6 : INTÉGRATION DES COMPOSANTES DU CADRE À L'APPUI DE L'ARTICLE 73	49
CONSIDÉRATIONS FINALES ET INCERTITUDES	54
REMERCIEMENTS	55
RÉFÉRENCES CITÉES	56
ANNEXE	61
ESTIMATION DES PARAMÈTRES DU CYCLE BIOLOGIQUE UTILISÉS DANS L'ANALYSE DE L'ÉLASTICITÉ.....	61
PARAMÈTRES DU CYCLE BIOLOGIQUE.....	61
Poissons d'eau douce.....	61
Poissons marins.....	62
Requins et raies	62
Mammifères marins.....	62
Moules d'eau douce	62
Tortues marines	63
RÉFÉRENCES CITÉES.....	63

RÉSUMÉ

Conformément au paragraphe 73(3) de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), le ministre compétent peut ne pas autoriser une activité qui met en péril la survie ou le rétablissement d'une espèce inscrite à la liste de la LEP. Depuis 2004, le concept de mise en péril de la survie et du rétablissement a fait l'objet d'une attention considérable de la part du Secteur des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO), sous la forme d'avis sur les dommages admissibles. Toutefois, les dommages admissibles sont un concept propre à l'espèce et non au projet. Jusqu'à présent, ils n'ont généralement pas intégré les effets sur l'habitat qui sont attendus des projets de développement dans les écosystèmes aquatiques et leurs environs. Nous présentons ici un aperçu d'un avis sur les dommages admissibles dans le cadre de l'interprétation du paragraphe 73(3). Les composantes d'un cadre scientifique permettant d'évaluer les répercussions des projets de développement en vertu du paragraphe 73(3) sont ensuite présentées. Les trois composantes sont les suivantes : 1) la capacité à établir un lien entre les projets individuels et les changements dans l'état de l'habitat; 2) les relations entre l'état de l'habitat et les indices vitaux des espèces, y compris les considérations relatives aux effets comportementaux et sublétaux; et 3) la relation entre le taux de croissance de la population et les indices vitaux, explorée par une analyse de l'élasticité pour 143 espèces évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) (poissons, moules d'eau douce, mammifères marins, tortues marines) à travers cinq états de population (chute, déclin, stabilité, croissance, essor). Ces composantes sont combinées pour estimer les changements du taux de croissance de la population d'une espèce découlant d'une seule activité de développement. Elles fournissent donc également un cadre de responsabilisation permettant d'évaluer les dommages causés par toutes les activités au cours d'une période de délivrance des permis. Les composantes nécessiteront des travaux futurs pour documenter les réponses fonctionnelles propres aux taxons, notamment en ce qui concerne les relations entre l'habitat et les indices vitaux, et les effets sublétaux. D'autres travaux sont également nécessaires pour déterminer la capacité d'obtenir une augmentation mesurable des indices vitaux et des populations grâce à des mesures compensatoires, si elles sont appliquées. S'il était intégré à une trousse d'aide à la prise de décisions, cet ensemble de travaux garantirait que les décisions relatives aux projets concernant le paragraphe 73(3) sont prises de manière rigoureuse, transparente et cohérente au niveau national.

DÉFINITIONS

Les définitions ci-dessous sont tirées du document MPO (2014b) :

Mettre en péril : Mettre une espèce sauvage ou une population dans une situation où sa survie ou son rétablissement est compromis.

Rétablissement : Retour à un état dans lequel les caractéristiques de la population et de l'aire de répartition de même que le risque de disparition de la planète sont tous dans la fourchette normale de variabilité de l'espèce sauvage.

Survie : Atteinte d'un état stable (ou qui s'améliore) par une espèce sauvage en milieu naturel au Canada et l'espèce n'étant pas menacée de disparition imminente du pays ou de la planète en raison d'activités anthropiques.

Menace : Activité ou processus humain qui a causé, cause ou peut causer des dommages à une espèce sauvage en péril, sa mort ou des modifications de son comportement, ou la destruction, la détérioration ou la perturbation de son habitat jusqu'au point où des effets sur la population se produisent. Une activité humaine peut exacerber un processus naturel.

Facteur limitatif : Facteur non anthropique qui, dans la fourchette de variation normale, limite l'abondance et l'aire de répartition d'une espèce sauvage ou d'une population (p. ex. âge au moment de la première reproduction, fécondité, âge de la sénescence, abondance des proies, taux de mortalité).

Dommages : Résultat préjudiciable d'une activité au cours de laquelle un ou plusieurs événements réduisent la valeur adaptative (survie, reproduction, croissance, mouvement) des individus.

Stress : Une espèce sauvage en péril est stressée lorsqu'une caractéristique écologique ou démographique clé d'une population ou des caractéristiques comportementales des individus sont dégradées ou réduites, entraînant une diminution de la viabilité de l'espèce (Salafsky *et al.* 2003).

Dommages admissibles : Dommages à l'espèce sauvage qui ne menaceront pas son rétablissement ou sa survie.

Séquence des effets : Description des mécanismes par lesquels les effets environnementaux potentiels d'une menace pourraient provoquer un stress sur une espèce sauvage

INTRODUCTION

Comme le stipule l'article 6 de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada, Pêches et Océans Canada (MPO) a la responsabilité réglementaire de « prévenir la disparition — de la planète ou du Canada seulement — des espèces sauvages, permettre le rétablissement de celles qui, par suite de l'activité humaine, sont devenues des espèces disparues du pays, en voie de disparition ou menacées et favoriser la gestion des espèces préoccupantes pour éviter qu'elles ne deviennent des espèces en voie de disparition ou menacées ». Pour le MPO, ces responsabilités se limitent aux poissons comme définis dans la *Loi sur les pêches* (y compris les poissons proprement dits, les mammifères marins, les mollusques, les crustacés et les reptiles marins). À cette fin, des avis scientifiques sont fournis au Programme sur les espèces en péril du MPO sur divers aspects du processus d'inscription et de planification du rétablissement des espèces (p. ex. MPO 2014b), ce qui constitue la base scientifique sur laquelle le MPO s'appuie pour entreprendre ses activités de planification du rétablissement.

En raison du nombre croissant d'espèces inscrites à la liste de la LEP et des activités humaines continues dans les écosystèmes aquatiques ou à proximité de ceux-ci au Canada, le MPO se voit contraint de prendre de plus en plus de décisions au cas par cas concernant les répercussions de ces activités sur les espèces inscrites sur ladite liste. La gestion des activités susceptibles d'avoir une incidence sur une espèce inscrite à la liste de la LEP est autorisée et guidée par l'article 73, qui stipule ce qui suit :

« 73.(1) Le ministre compétent peut conclure avec une personne un accord l'autorisant à exercer une activité touchant une espèce sauvage inscrite, tout élément de son habitat essentiel ou la résidence de ses individus, ou lui délivrer un permis à cet effet.

(2) Cette activité ne peut faire l'objet de l'accord ou du permis que si le ministre compétent estime qu'il s'agit d'une des activités suivantes : a) des recherches scientifiques sur la conservation des espèces menées par des personnes compétentes; b) une activité qui profite à l'espèce ou qui est nécessaire à l'augmentation des chances de survie de l'espèce à l'état sauvage; c) une activité qui ne touche l'espèce que de façon incidente.

(3) Le ministre compétent ne conclut l'accord ou ne délivre le permis que s'il estime que : a) toutes les solutions de rechange susceptibles de minimiser les conséquences négatives de l'activité pour l'espèce ont été envisagées et la meilleure solution retenue; b) toutes les mesures possibles seront prises afin de minimiser les conséquences négatives de l'activité pour l'espèce, son habitat essentiel ou la résidence de ses individus; c) ***l'activité ne mettra pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce*** » (les italiques et les caractères gras ont été ajoutés).

L'alinéa 73(3)c) exige qu'avant d'autoriser un permis au titre de la LEP, le ministre compétent doit déterminer si les projets de développement (ci-après dénommés ouvrages, entreprises ou activités individuels, selon Koops *et al.* 2013) mettront en péril la survie ou le rétablissement des espèces inscrites.

Le concept de mise en péril de la survie ou du rétablissement a reçu une attention considérable de la part du Secteur des sciences du MPO, tout comme le concept de « dommages admissibles », qui décrit l'ensemble des dommages qu'une espèce peut subir sans mettre en péril sa survie ou son rétablissement (MPO 2004a,b,c; MPO 2006; Vélez-Espino et Koops 2007; MPO 2017a). Le présent document de recherche vise à élaborer les composantes d'un cadre scientifique, selon les avis scientifiques antérieurs relatifs au concept de dommages admissibles (MPO 2004a,b,c) et d'autres directives concernant les répercussions sur la productivité des pêches (Koops *et al.* 2013, Bradford *et al.* 2014, Bradford *et al.* 2015), afin

d'évaluer si les ouvrages, entreprises ou activités individuels compromettront la survie ou le rétablissement d'une espèce inscrite à la liste de la LEP. Une fois mis en œuvre dans un outil d'aide à la prise de décisions, le cadre fournira une base scientifique et uniforme à l'échelle nationale pour prendre, conformément au paragraphe 73(3), des décisions concernant les espèces inscrites à la liste de la LEP.

Ce document poursuit donc trois objectifs :

1. Fournir une interprétation scientifique du libellé de l'alinéa 73(3)c) relativement au processus de planification du rétablissement du MPO.
2. En s'appuyant sur des avis scientifiques antérieurs (p. ex. les dommages admissibles, les avis scientifiques à l'appui de l'application de la *Loi sur les pêches*), assembler les composantes d'un cadre scientifique pour évaluer les répercussions des activités de développement (ouvrages, entreprises ou activités individuels) sur les espèces aquatiques inscrites à la liste de la LEP au Canada.
3. Identifier les éléments préliminaires nécessaires à la mise en œuvre du cadre dans un outil d'aide à la prise de décision.

Ce document est divisé en six sections. La section 1 fournit une interprétation des dommages admissibles et un examen des approches pour l'évaluation des dommages admissibles. Les sections 2, 3 et 4 fournissent les composantes d'un cadre permettant d'évaluer les répercussions des activités de développement en vertu de l'article 73 de la LEP (section 2 : répercussions des ouvrages, entreprises ou activités individuels sur l'état de l'habitat; section 3 : relation entre l'état de l'habitat et les indices vitaux; section 4 : sensibilité des populations d'espèces aquatiques canadiennes en péril). La section 5 fournit des considérations sur les mesures compensatoires si elles sont utilisées comme moyen de réduire les répercussions des activités de développement. La section 6 fournit des avis pour rendre mettre en œuvre le cadre.

SECTION 1 : EXAMEN DES APPROCHES POUR L'ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

Avant de décrire les composantes d'un cadre scientifique permettant d'aborder les décisions relatives à la délivrance de permis, il est utile d'examiner les avis scientifiques antérieurs du MPO concernant l'interprétation de l'article 73. Le MPO s'est d'abord penché sur l'alinéa 73(3)c) lors d'une réunion nationale du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) visant à évaluer le seuil de « dommages admissibles » pour plusieurs stocks de poissons (voir MPO 2004a,b). Le concept de dommages admissibles a été défini comme étant des « dommages à l'espèce sauvage qui ne menaceront pas son rétablissement ou sa survie » (MPO 2004a, b). En tenant compte de cette définition, le MPO (2004a, b) a établi un cadre scientifique fondé sur quatre principes directeurs pour évaluer les dommages admissibles, ci-après appelé évaluation des dommages admissibles (EDA). Ce cadre initial de dommages admissibles a été conçu pour comprendre le dommage total (c.-à-d. la mortalité globale de toutes les sources potentielles) qui ne compromettrait pas la survie ou le rétablissement, plutôt que les dommages attribuables à des ouvrages, entreprises ou activités individuels. Le MPO (2004a,b) a conclu que des dommages aux espèces inscrites à la liste de la LEP pouvaient être autorisés (permis délivrés en vertu de l'article 73) si les quatre critères suivants étaient respectés :

- Critère 1 : « La population actuelle n'est pas trop petite pour que des facteurs aléatoires menacent sa viabilité, ni trop concentrée dans l'espace pour qu'elle soit vulnérable à une élimination en cas d'événement catastrophique. »

-
- Critère 2 : « La trajectoire récente du stock est stable ou susceptible d'être à la hausse, afin que la survie ou le rétablissement de l'espèce ne soit pas compromis pendant la période couverte par le permis. »
 - Critère 3 : « Il est peu probable que les sources connues de mortalité causée par l'homme augmentent pendant la période couverte par le permis. Autrement dit, il est quasi certain que les causes de mortalité causée par l'homme sont sous une gestion contrôlée et surveillée, et que la mise en application des mesures de gestion peut se faire efficacement. »
 - Critère 4 : « Il y a une haute probabilité que les objectifs de rétablissement seront atteints dans des délais raisonnables sur le plan biologique. »

Ces principes directeurs ont ensuite été approfondis en 2004 avec le « protocole de Moncton » (MPO 2004c) pour fournir des précisions sur les quatre critères et diviser l'évaluation des dommages admissibles en plusieurs phases (MPO 2004c) :

Phase I – Potentiel de rétablissement : La survie ou le rétablissement de l'espèce sont-ils menacés si les activités humaines affectant l'espèce se poursuivent? Cela inclut les questions 1 à 4 relatives au statut des espèces :

1. Quelle est la trajectoire actuelle ou récente de l'espèce?
2. Quelle est la situation actuelle ou récente de l'espèce?
3. Quel est l'ordre de grandeur ou l'objectif prévu pour le rétablissement?
4. Quel est le calendrier général prévu pour le rétablissement de la cible?

Phase II – Sources de dommages : Quelles sont les activités importantes qui affectent l'espèce et comment les dommages cumulés se comparent-ils à ce qui est autorisé? (Questions 5 à 8) :

5. Quelle est la mortalité maximale d'origine anthropique que l'espèce peut supporter sans que cela nuise à sa survie ou à son rétablissement?
6. (a) Quelles sont les principales sources potentielles de mortalité ou de dommages? Plus précisément : Quelles sont les activités autorisées par le MPO, ou par quelqu'un d'autre qui consulte le MPO, ou par une autre autorité au nom du MPO, et qui peuvent contribuer à la mortalité totale ou aux dommages causés à l'espèce? Doit examiner, entre autres, et motiver le rejet (le cas échéant), chacun des éléments suivants :

a) La pêche dirigée (avec ou sans quota) d'une espèce inscrite sur la liste – pêches internationales et nationales; b) les prises accessoires dans les pêches dirigées vers d'autres espèces; c) les effets négatifs des activités de pêche sur les habitats; d) la mortalité directe due aux modifications autorisées des habitats (par exemple, les saumoneaux qui périssent dans les turbines électriques; e) l'exploration pétrolière et gazière, le dynamitage); f) l'altération préjudiciable des habitats par les activités autorisées (par exemple, la perte de capacité de production lacustre ou fluviale due aux prélèvements d'eau; l'incidence des engins de pêche, toutes matières, pressions et tous bruits étrangers); g) l'écotourisme et les loisirs; h) la navigation, le transport et le bruit; i) les pêches sur les approvisionnements alimentaires; j) l'aquaculture, les introductions et les transferts; k) la recherche scientifique; et l) les activités militaires.

* Remarque : Si une activité ne fait que causer des dommages généraux et non une mortalité ciblée déterminée par un lien de cause à effet raisonnable, elle ne peut pas faire l'objet d'un permis (mais son effet cumulatif doit être pris en compte pour déterminer le taux de mortalité ou de dommages à répartir entre les sources). (b) Les activités canadiennes ont-elles à elles seules une incidence sur l'espèce? Pour les espèces transfrontalières qui migrent dans les eaux canadiennes et qui en sortent, énumérer toutes les activités internationales qui peuvent avoir une incidence sur l'espèce.

7. Pour les facteurs NON rejetés, quantifier dans la mesure du possible la mortalité ou les dommages causés par chaque activité.

8. Agréger la mortalité ou les dommages totaux attribuables à toutes les causes humaines et les comparer à ceux déterminés à la question 5.

Phase III – Si des mesures d'atténuation ou des activités de substitution sont nécessaires, quelles sont les options envisageables? (Questions 9 à 12) :

9. Pour soutenir la condition (b), les scientifiques et les gestionnaires devront : dresser un inventaire de toutes les mesures réalisables pour réduire au minimum les répercussions des activités en 7; documenter l'efficacité prévue des mesures d'atténuation pour les activités autorisées; documenter les coûts et les avantages prévus des options qui pourraient être appliquées, au moins lorsque les options peuvent sembler prometteuses.

10. Pour soutenir la condition (b), les scientifiques et les gestionnaires devront : dresser un inventaire de toutes les mesures réalisables pour réduire au minimum les répercussions des activités en 7; documenter l'efficacité prévue des mesures d'atténuation pour les activités autorisées; documenter les coûts et les avantages prévus des options qui pourraient être appliquées, au moins lorsque les options peuvent sembler prometteuses.

11. Pour appuyer la condition (c), les scientifiques et les gestionnaires devront documenter que : la mortalité ou les dommages prévus pour les divers scénarios reportés des scénarios 9 ou 10 sont inférieurs à ceux déterminés dans le scénario 5 et que **la trajectoire projetée de la population dans le cadre des divers scénarios indique que la survie ou le rétablissement n'est pas menacé**, compte tenu des sources de répercussions cumulatives.

12. Préparer des options et (lorsque cela est justifié) des recommandations concernant les permis, y compris les justifications, les conditions pertinentes pour garantir que les points a), b) et c) sont couverts, et les mesures de rendement. Il convient de préparer un document que le ministre pourra inscrire au registre public de la LEP.

Le protocole de Moncton (MPO 2004c) a été réexaminé en 2006 dans le cadre de l'Atelier national des Sciences et de Gestion de l'habitat sur l'évaluation des dommages admissibles pour les espèces aquatiques exposées à des menaces liées à l'habitat (MPO 2006). L'approche retenue pour cet atelier était que le protocole de Moncton ne permettait pas d'établir un lien entre les espèces exposées à des menaces liées à l'habitat et la mortalité ou d'autres points de référence utilisés dans l'évaluation des dommages admissibles. Plusieurs modifications et approches de remplacement ont été présentées, permettant de relier les menaces liées à l'habitat à la mortalité, comme les analyses de la viabilité des populations avec les fonctions de l'habitat, et des approches faisant appel aux séquences des effets du MPO pour décrire les changements de la qualité et de la fonction de l'habitat. Plusieurs questions en suspens ont été

notées, notamment : 1) le choix d'unités appropriées pour la mesure et la répartition des dommages causés à l'habitat; 2) la nécessité d'intégrer des approches tant quantitatives que qualitatives pour les espèces peu et abondamment documentées, ce qui inclut la détermination du degré de certitude, particulièrement pour les espèces d'eau douce qui sont habituellement peu documentées et dont c'est surtout l'habitat qui est menacé; 3) l'élaboration d'un modèle pour la formulation d'avis sur les dommages admissibles par le Secteur des sciences à l'intention du Secteur de la gestion de l'habitat (maintenant le Programme de protection du poisson et de son habitat) afin d'éclairer le processus décisionnel concernant la délivrance de permis en vertu de la LEP; 4) l'établissement d'un climat propice à de nouveaux débats entre les secteurs concernant le suivi des autorisations et des permis délivrés en vertu de la LEP et l'évaluation des effets cumulatifs (MPO 2006). L'une des principales conclusions de l'atelier de 2006 était que la mise en œuvre uniforme de la LEP à l'échelle nationale (c.-à-d. dans les régions et entre elles) exige plus d'orientation ainsi que l'élaboration d'une approche en matière d'évaluation des dommages admissibles pour les espèces aquatiques en péril exposées à des menaces liées à l'habitat.

Il convient de définir les conditions de l'alinéa 73(3)c) que le cadre des dommages admissibles devrait servir à évaluer. La formulation de l'alinéa 73(3)c) est suffisamment large pour que plusieurs interprétations scientifiques puissent être faites. Premièrement, le mot « **ou** » dans « compromettre la survie **ou** le rétablissement » sous-entend qu'il faut faire une distinction entre la survie et le rétablissement comme condition de population à évaluer. Selon une position de précaution, la clause la plus restrictive devrait être pertinente pour une espèce donnée : le terme « rétablissement » devrait être retenu comme condition de population d'intérêt lorsque le rétablissement de l'espèce a été jugé réalisable par le MPO; si le rétablissement n'est pas réalisable, la survie devrait être la condition de population d'intérêt. Cette position est conforme à l'ébauche de la politique de délivrance de permis de la LEP de 2016 (gouvernement du Canada 2016).

Les principes directeurs énoncés dans le MPO 2004 (a, b), le Protocole de Moncton (MPO 2004c) et l'atelier sur l'évaluation des dommages admissibles pour les espèces aquatiques exposées à des menaces liées à l'habitat (MPO 2006) indiquent que la taille de la population (critère 1), la trajectoire de la population (critère 2), l'échéancier de rétablissement (critère 3, établi en tenant compte de la taille et de la trajectoire de la population actuelle et rétablie) et une évaluation de toutes les sources de dommages pendant la période de délivrance des permis (librement, critère 4) devraient constituer la base de l'EDA, à condition que des directives puissent être élaborées pour relier l'état de l'habitat à la mortalité. Toutefois, il existe des différences dans la façon dont l'EDA a été menée par le Secteur des sciences du MPO en raison de la disponibilité des données, de la pertinence des approches analytiques pour chaque espèce, de la nature des cibles de rétablissement et de l'interprétation du MPO 2004 (a, b, c). Des exemples d'EDA, qui sont inclus dans les évaluations du potentiel de rétablissement¹ (EPR) ou dans les rapports de réponses scientifiques, sont fournis ci-dessous.

¹ L'élément 22 des Lignes directrices de l'évaluation du potentiel de rétablissement de 2015 (MPO 2015a) exige des auteurs qu'ils estiment la mortalité d'origine anthropique maximale et la destruction de l'habitat que l'espèce peut supporter sans mettre en péril sa survie et son rétablissement. En outre, en ce qui concerne l'article 73, les auteurs sont tenus de : 1) déterminer et quantifier (dans la mesure du possible) les répercussions potentielles sur les objectifs et les cibles de rétablissement (p. ex. si les dommages admissibles entraîneront une probabilité moindre et un temps plus long de rétablissement), 2) présenter les résultats dans un langage fondé sur le risque, en tenant compte de l'incertitude, 3) fournir des options et des recommandations concernant la délivrance de permis pour dommages admissibles en

EPR du loup tacheté (MPO 2004d)

Dans cette EDA, l'une des premières, les auteurs ont noté la répartition étendue de l'espèce et les trajectoires de population stables ou en légère augmentation depuis le début des années 1990, malgré la mortalité d'origine anthropique continue. En se basant sur la constitution apparente du stock par rapport à la mortalité par pêche, ils ont conclu qu'il existait une portée quant aux dommages, mais que le seuil de mortalité d'origine anthropique devait être maintenu au seuil actuel ou en dessous. Les auteurs ont indiqué que l'EDA devait être revue si l'espèce présentait des changements importants quant à son abondance.

Naseux de la Nooksack (Harvey 2007)

En raison du manque de paramètres du cycle biologique et de la faible connaissance de la trajectoire de la population, les auteurs ont utilisé un processus subjectif et qualitatif pour indiquer que la mortalité d'origine anthropique est peu probable. Ils ont ajouté que la délivrance de permis doit prendre en compte les conséquences sur la réalisation des objectifs de rétablissement déclarés.

Chevalier noir (Vélez-Espino et Koops 2007)

En raison des données empiriques limitées et du manque d'estimations de la taille et de la trajectoire de la population, les auteurs ont utilisé une approche inférentielle pour établir : 1) le taux présumé de déclin de la population au moment de l'inscription de l'espèce, basé sur le critère A du COSEPAC; 2) l'équilibre des populations, basé sur une population régulée par la capacité de charge de son habitat occupé; et 3) le taux intrinsèque maximal théorique de croissance des populations (r_{\max}), basé sur la relation entre r_{\max} et la taille corporelle des poissons d'eau douce. La moyenne de ces trajectoires a été établie afin de définir une trajectoire de la population de référence supposée en l'absence de données de série chronologique empiriques. Le taux de croissance de la population a été supposé être celui qui est raisonnable pour une population en deçà de son seuil maximum, et qui pourrait se maintenir pendant plusieurs générations. L'EDA a été réalisée en élaborant un modèle matriciel structuré par étapes et en explorant la dépendance du taux de croissance de la population (λ) aux perturbations de mortalité et de fécondité propres à chaque stade, ce que l'on appelle communément l'analyse d'élasticité. Les auteurs ont indiqué que les dommages admissibles maximaux correspondent aux perturbations de mortalité ou de fécondité propres à chaque stade qui pourraient encore se traduire par un accroissement positif de la population, en supposant que la trajectoire démographique de référence déduite soit une approximation raisonnable de l'accroissement réel de la population. Les auteurs ont noté que si les dommages admissibles maximaux peuvent être interprétés comme le seuil de dommages à des indices vitaux qui permettent encore un accroissement positif de la population (puisque toute population en croissance se dirige théoriquement vers le rétablissement), un taux de croissance minimum cible de la population devrait être déterminé par des considérations de gestion.

EPR de la baleine boréale (MPO 2008)

Des modèles de projection de la population, y compris un modèle de croissance déterministe, ont été utilisés pour évaluer l'état actuel de la population, la taille de la population avant l'exploitation, le taux de croissance actuel de la population et les taux de récolte futurs. Ces facteurs ont été utilisés pour examiner l'accroissement potentiel de la population et « le nombre d'années devant s'écouler avant le rétablissement des baleines boréales ». Les auteurs ont noté que tous les scénarios de récolte permettraient le rétablissement de la population (défini

vertu de l'article 73 ou de la LEP, y compris les justifications, les conditions pertinentes et les mesures de rendement.

comme le retour de la taille de la population à 70 % des valeurs antérieures à l'exploitation) si la récolte annuelle totale était maintenue à moins de 15 animaux par an.

Les auteurs soulignent ce qui suit : « Le temps dont une population a besoin pour atteindre un objectif de rétablissement est directement relié à sa biologie (taux de croissance, taux de mortalité, etc.). Dans une situation où des dommages sont permis, sans mettre en péril le rétablissement de la population, le temps requis pour atteindre l'objectif de rétablissement s'accroît au fur et à mesure que les dommages admissibles augmentent. » Les auteurs précisent également ce qui suit : « ultimement, le temps qu'il faudra à une population pour atteindre ses objectifs de rétablissement est fondé sur des considérations de principe » et « il n'existe aucun fondement biologique pour établir un temps maximum avant l'atteinte du rétablissement ».

Méné à grandes écailles (Young et Koops 2013a)

Comme pour le chevalier noir (Vélez-Espino et Koops 2007), l'EDA a été réalisée en élaborant un modèle matriciel basé sur les stades, qui a été utilisé pour calculer l'élasticité du taux de croissance de la population aux perturbations de mortalité et de fécondité propres à chaque stade. En plus de l'estimation de l'effet des dommages chroniques (c.-à-d. des changements continus, année après année, de la mortalité ou de la fécondité, comme on pourrait s'y attendre en raison de captures constantes ou de la perte d'habitat permanente), les auteurs ont également exploré l'effet des dommages transitoires, modélisés comme une perturbation unique des indices vitaux propres à chaque stade. Deux trajectoires de population de référence ont été utilisées pour refléter l'incertitude des données de série chronologique empiriques du lac Érié. Les estimations des dommages admissibles maximaux ont été fournies en tant que dommages totaux que la population pourrait supporter tout en maintenant un accroissement positif dans chaque scénario de référence.

Tête carminée (Young et Koops 2013b)

Comme pour le chevalier noir (Vélez-Espino et Koops 2007), les dommages admissibles ont été évalués par une analyse d'élasticité avec un modèle matriciel de population. Outre l'estimation des dommages admissibles, les auteurs ont prédit l'évolution du temps de rétablissement d'une population soumise à des seuils de dommages croissants. Les résultats indiquent que la période de rétablissement peut augmenter de façon exponentielle avec les dommages.

Maraîche (MPO 2015b)

Les auteurs ont indiqué qu'« il n'y a aucun point de référence accepté pour le rétablissement ou la pêche lié à la maraîche », mais ont proposé une cible consistant à atteindre 80 % de l'effectif du stock de femelles reproductrices (ESR) au rendement maximal durable (RMD) en trois générations (environ 54 ans). Un modèle prospectif de population structurée par âge et par sexe a été adapté aux données empiriques avec quatre scénarios de productivité de la population. L'évaluation des dommages admissibles a été réalisée en déterminant la façon dont différents taux de mortalité totale entraîneraient des changements dans les calendriers de rétablissement, à la fois pour ESR_{80%} supposé et ESR au RMD. Un taux de récolte de 4 %, correspondant au total des captures autorisées dans les eaux canadiennes, se traduirait par un lent rétablissement de la population, tandis qu'un taux de mortalité de 2 %, toutes sources confondues, permettrait le rétablissement dans tous les scénarios. La conclusion était que la mortalité totale, toutes sources confondues, ne devait pas dépasser un taux de mortalité de 4 %, ce qui permettrait à la population de connaître une trajectoire positive vers les cibles supposées. Une mortalité supérieure à 4 % ne permettrait pas un accroissement positif de la population et a donc été considérée comme compromettant la survie et le rétablissement.

Meunier de Salish (Pearson 2015)

En raison du manque de paramètres du cycle biologique et de données empiriques sur la trajectoire de la population, les auteurs ont utilisé un processus subjectif et conservateur pour recommander que les dommages admissibles correspondent à 2 % de la limite de confiance inférieure de l'estimation de la population pour chaque localité, jusqu'à un maximum de 10 individus par an.

Morue de l'unité désignable du Sud (Clark *et al.* 2015)

L'évaluation des dommages admissibles a été déterminée en examinant l'effet de différents taux de mortalité par pêche sur : a) la probabilité que le stock ne connaisse aucun déclin d'abondance sur 36 ans; et b) le nombre d'années nécessaires pour atteindre B_{lim} avec 50 % et 95 % de certitude. Dans l'évaluation, B_{lim} était le point de référence de l'approche de précaution pour la limite de biomasse du stock reproducteur.

Béluga, population de la baie Cumberland (Marcoux et Hammill 2016)

Cette évaluation des dommages admissibles a été réalisée pour tenir compte des considérations relatives à la récolte après l'élaboration d'un projet de plan de rétablissement de l'espèce. On disposait d'une cible de rétablissement (5 000 individus en 2091) sur lequel fonder l'évaluation. Sur la base d'une estimation initiale de la population de 1 000 individus, les auteurs ont calculé qu'un taux instantané moyen de croissance d'environ 0,021 serait nécessaire pour atteindre la cible de rétablissement en 2091. Si l'on considère des échéances plus courtes, cela se traduit par un objectif d'expansion sur 10 ans d'environ 1 235 individus. Deux approches ont été utilisées pour évaluer les dommages admissibles, de façon à refléter des critères différents (atteinte de la période de rétablissement prédéterminée ou maintien de la stabilité ou de l'accroissement de la population). La première approche consistait à calculer le rendement durable, défini comme la capture d'individus qui permettrait de maintenir une population constante. Cette approche a également été présentée comme la probabilité de provoquer un déclin de la population sur une période de 10 ans.

Une deuxième analyse faisait appel à la méthode des prélèvements biologiques potentiels (PBP) décrite dans Wade (1998), qui définit les seuils de prélèvement permettant à la population de continuer à se rapprocher de la cible de rétablissement en fonction d'un facteur de rétablissement. Le seuil des PBP a été calculé comme suit :

$$PBP = N_{min} * 0,5 * R_{max} * F_r,$$

où R_{max} est le taux de croissance de la population maximal (une valeur par défaut de 0,04 a été retenue pour les cétacés), F_r est le facteur de rétablissement (une valeur comprise entre 0,1 et 1), et N_{min} est la taille estimée de la population. Les auteurs ont également fourni la probabilité que la population atteigne la cible de rétablissement (1 235 individus en 10 ans) à différents taux de récolte. Les résultats ont montré qu'à des taux de récolte de 25 individus par an, les probabilités d'atteindre le seuil de rétablissement sur 10 ans étaient nulles, et qu'à un taux de récolte de 0 individus par an, elles étaient de 32 %. L'approche des PBP a également été intégrée à l'EPR de la population océanique de l'épaulard (MPO 2014). Voir Taylor *et al.* 2003 pour des renseignements supplémentaires sur la méthode des PBP.

Étendue des dommages au requin blanc dans les eaux canadiennes (MPO 2017a) :

L'estimation des dommages admissibles pour le requin blanc a nécessité une évaluation détaillée de chaque critère décrit dans MPO (2004a,b). La taille de la population (critère 1) a été évaluée par l'étude des estimations disponibles de l'abondance dans l'Atlantique Nord. Bien que les estimations publiées varient considérablement, les renseignements dont on dispose indiquent que la taille de la population est suffisamment grande (ou concentrée dans l'espace)

pour ne pas être exposée à un risque élevé de stochasticité environnementale. La trajectoire de la population (critère 2) a nécessité l'analyse de séries chronologiques de données de journaux de bord et a permis de conclure à la probabilité d'une trajectoire positive de la population. La probabilité d'une augmentation des dommages au cours de la période de délivrance des permis (critère 3) a été étudiée en tenant compte du potentiel d'augmentation à court terme des taux de prises accessoires et de bioaccumulation. Toujours selon l'analyse des journaux de bord, il a été conclu que la population canadienne connaissait des taux de prises accessoires extrêmement faibles et que les contrôles rigoureux de ces prises indiquaient qu'il était peu probable que ces chiffres augmentent. Les auteurs ont également noté qu'aucun changement dans les indices vitaux n'a été observé en raison de la bioaccumulation. Enfin, la probabilité d'atteindre les objectifs de rétablissement en appliquant des dommages (critère 4) a été évaluée en déterminant la sensibilité de l'accroissement de la population à la mortalité. La cible de rétablissement de l'espèce était de maintenir ou augmenter la population de requin blanc dans l'Atlantique Nord. Contrairement aux autres approches examinées ici, il n'existait pas de cible de rétablissement basée sur le temps et l'abondance sur laquelle baser les calculs; les auteurs ont donc utilisé une approche basée sur la capacité à maintenir un accroissement positif de la population. La valeur F_{crit} a été déterminée en fonction de projections déterministes au moyen de l'équation d'Euler-Lotka et en supposant une croissance exponentielle. Finalement, il a été conclu que les populations en croissance pouvaient supporter la mortalité tout en enregistrant un accroissement positif. Les auteurs ont conclu que la mortalité par pêche dans les eaux canadiennes était suffisamment faible par rapport à F_{crit} pour que la population puisse supporter une certaine mortalité sans disparaître de façon déterministe. D'après les calculs rétrospectifs, il faudrait que la mortalité soit très élevée dans les eaux canadiennes pour que la trajectoire de la population soit en déclin. Enfin, les auteurs ont évalué la probabilité de déclin de la population dans le cadre de différents scénarios de mortalité et noté que la majorité des simulations ont conduit à un accroissement positif.

Méné long (van der Lee *et al.* 2020)

Comme pour le chevalier noir et le méné long, l'EDA a été réalisée en élaborant un modèle matriciel de métapopulation basé sur l'âge à partir des meilleurs paramètres de population disponibles. Comme pour le chevalier noir, aucune estimation empirique de la trajectoire ou de la taille de la population n'était disponible; les auteurs ont donc utilisé les perturbations de mortalité et de fécondité propres à chaque stade pour déterminer la réponse du taux de croissance de la population en fonction de différentes trajectoires de population supposées (voir les précisions dans van der Lee *et al.* 2020). Le critère A du COSEPAC a été utilisé pour déduire la trajectoire de la population au moment de l'inscription, tandis que les relations allométriques relatives à la taille corporelle (comme pour le chevalier noir) ont été utilisées pour déduire l'accroissement maximal théorique de la population. Les dommages chroniques et transitoires ont été évalués pour la population en croissance en tant que perturbations maximales des taux propres à chaque stade, qui ne réduiraient pas la trajectoire de la population en deçà de la stabilité. Des simulations ont ensuite été utilisées pour estimer la probabilité d'observer un déclin de la population sur trois périodes (1, 10, 100 ans) pour différents seuils de dommages (mortalité).

Saumon rouge, population du lac Sakinaw (MPO 2018)

Les auteurs ont noté que le stock est actuellement inhibé par des facteurs limitants et non par la mortalité d'origine anthropique, et ont souligné l'importance du programme actuel de mise en valeur et des plans de gestion des pêches pour réduire les taux d'exploitation. Des modèles ont été utilisés pour déterminer le taux d'exploitation moyen du saumon rouge du lac Sakinaw de 2011 à 2015. Les résultats du modèle ont indiqué que la réduction de ce taux de 5 % à 0 % aurait très peu d'effet sur le rétablissement en raison de la petite taille de la population et de la

faible survie en mer. Selon les conclusions, le maintien d'un taux d'exploitation de 5 % ne modifierait pas la trajectoire de rétablissement du saumon rouge du lac Sakinaw, mais ce taux devrait être maintenu au niveau le plus bas possible. De plus, les dommages minimaux admissibles devraient être autorisés et réduits au-dessous des valeurs actuelles dans la mesure du possible.

DIFFÉRENCES CONCEPTUELLES DANS L'ÉVALUATION DES DOMMAGES ADMISSIBLES

L'examen des approches choisies pour l'évaluation des dommages admissibles est fourni pour illustrer l'éventail des méthodes utilisées par le Secteur des sciences du MPO pour respecter l'alinéa 73(3)c). Plusieurs différences importantes entre les approches sont notées :

1. La mesure dans laquelle des conseils quantitatifs ont été dispensés.

Dans certains cas, le manque de données empiriques concernant la taille, la trajectoire et les paramètres du cycle biologique des populations a donné lieu à des approches qualitatives pour l'évaluation des dommages admissibles. Le manque de données est souvent utilisé pour suggérer une portée de dommages faible ou nulle jusqu'à ce que des renseignements supplémentaires puissent être obtenus (p. ex. Harvey 2007). Le manque de données empiriques est pertinent pour les critères 1, 2 et 4.

2. La mesure dans laquelle la trajectoire actuelle de la population est connue ou a été supposée.

Il est fréquent que les données chronologiques manquent pour les espèces inscrites à la liste de la LEP, ou que les données d'indexation disponibles présentent une mauvaise couverture spatiale ou temporelle. Dans certains cas, des données limitées ont conduit les auteurs à adopter des approches qualitatives pour évaluer les dommages admissibles.

Toutefois, en l'absence de données d'index, on a utilisé des taux supposés de déclin des populations au moment de l'inscription des espèces, en fonction du critère A du COSEPAC (voir Vélez-Espino et Koops 2007, 2009, van der Lee *et al.* 2020, et les EPR connexes pour les poissons d'eau douce). Par ailleurs, les taux de croissance présumés des populations, tant en ce qui concerne l'accroissement maximal possible compte tenu des limites biologiques d'une espèce (voir Young et Koops 2013a,b, Marcoux et Hammill 2016, MPO 2017a) que l'accroissement prévu en présence de dommages, ont été utilisés dans plusieurs évaluations et sont examinés plus en détail dans le présent document.

3. La mesure dans laquelle les dommages admissibles sont conditionnés par le déclin, la stabilité ou l'accroissement des populations.

Bien que la plupart des auteurs déclarent qu'il n'y a aucune portée quant aux dommages lorsque les populations sont en déclin (p. ex. Vélez-Espino et Koops 2007), les EDA ne prévoient pas toutes des « points d'arrêt » lorsque les populations sont en déclin. Par exemple, la méthode du prélèvement biologique potentiel (voir Wade 1998, Taylor *et al.* 2003), détermine l'échelle de la mortalité admissible en se basant sur 1) le taux de croissance maximum de la population (p. ex. avec des valeurs par défaut pour les cétacés et les pinnipèdes), 2) les tolérances pour l'incertitude des paramètres de population, et 3) un scalaire pour déterminer les dommages qui permettent encore la croissance des populations. Le raisonnement qui sous-tend le PBP est que les taux de capture peuvent être suffisamment bas pour permettre le rétablissement des stocks, selon le meilleur scénario biologique possible. Toutefois, si la population connaît une période de déclin soutenu, par exemple en raison de taux élevés de collisions avec des navires ou d'autres mortalités non comptabilisées qui dépassent le seuil de

précaution intégré, la méthode des PBP prendrait en compte les dommages subis pendant le déclin du stock.

4. La mesure dans laquelle les modifications apportées aux dommages au cours de la période de délivrance des permis (critère 3) ont été intégrées.

Dans la plupart des cas, les auteurs ont déclaré que l'avis sur les dommages admissibles est conditionné par le statu quo relatif aux sources de mortalité naturelle ou à d'autres paramètres (p. ex. la croissance, la fécondité) pendant la période de délivrance des permis. Dans d'autres cas (p. ex. MPO 2017a), les auteurs ont quantifié explicitement la probabilité de pressions supplémentaires sur une population.

5. La mesure dans laquelle les menaces liées à l'habitat ont été intégrées.

Jusqu'à présent, la plupart des EDA n'ont pas établi de liens quantitatifs entre les dommages causés à l'habitat (exprimés en tant que changements de la zone, de l'état ou de la superficie propice pondérée de l'habitat) et les dommages causés aux populations, bien que ces liens soient de plus en plus courants dans les EPR et, en général, dans la documentation spécialisée (p. ex. van der Lee et Koops 2016). Il existe plusieurs approches permettant d'établir des liens entre les menaces pesant sur l'habitat et les réponses des populations, et elles sont examinées plus en détail dans la suite du présent document.

6. La mesure dans laquelle la taille actuelle de la population est connue.

En raison du manque de données, on ne dispose pas d'estimations de la population actuelle pour de nombreuses espèces inscrites sur la liste de la LEP. Lorsque la taille de la population est connue, des analyses visant à répondre au critère 1 ont été utilisées pour déterminer si la taille de la population est exposée à un risque d'extinction en raison de la stochasticité environnementale (p. ex. MPO 2017a). En l'absence d'estimations de la taille de la population, les dommages admissibles prennent la forme d'un changement en pourcentage de la mortalité ou d'autres indices vitaux (p. ex. Vélez-Espino et Koops, 2007), plutôt que du nombre d'individus capturés ou tués. Le manque d'informations sur la taille actuelle de la population présente également des difficultés quant à l'estimation du temps nécessaire pour atteindre une cible de rétablissement (voir le point 7, ci-dessous).

7. L'inclusion et la spécificité des cibles de rétablissement.

Lorsque des évaluations des dommages admissibles sont effectuées, des cibles de rétablissement candidates peuvent être proposées dans une EPR. Cependant, les cibles de rétablissement ne sont pas mises au point avec des objectifs de population et de répartition tant que le programme de rétablissement n'est pas achevé. Ainsi, les avis sur les dommages admissibles peuvent devoir être revus si les cibles de rétablissement finales diffèrent de celles proposées dans une EPR.

Les cibles de rétablissement, qu'elles soient proposées ou finales, peuvent être génériques ou prescriptives. Les cibles génériques peuvent consister à maintenir ou à accroître la population actuelle, tandis que les cibles prescriptives peuvent consister à rétablir la population à x animaux en y années. Les cibles prescriptives sont choisies lorsque la taille actuelle de la population peut être estimée et que l'on dispose de suffisamment d'information sur le potentiel de croissance de l'espèce en fonction des contraintes biologiques et des effets combinés des menaces et des mesures de rétablissement (p. ex. MPO 2014c, Marcoux et Hammill 2016, MPO 2017a).

Lorsque les cibles de rétablissement sont génériques (c.-à-d. qu'elles ne sont pas assorties d'échéanciers précis) ou non disponibles, les avis scientifiques sur les dommages admissibles sont souvent fournis sous la forme de dommages maximaux qu'une population en croissance

peut supporter tout en continuant à croître (figure 1, dommages H_{max} dans l'encadré A). Cette interprétation se traduit par des dommages potentiellement importants pour les populations en croissance (H_{max}), avec de longues périodes de rétablissement à cette valeur ou juste en deçà (T_1), et des périodes indéfinies de rétablissement au-delà de cette valeur. Toutefois, l'application des dommages pour réduire l'accroissement de la population juste au-dessus de la stabilité n'est pas compatible avec les cibles de rétablissement ou l'intention de la LEP, et cet avis doit être interprété comme l'estimation maximale absolue des dommages qui ne compromettraient pas la survie ou le rétablissement.

Lorsque les cibles de rétablissement décrivent le temps nécessaire pour atteindre une taille de population donnée, les évaluations des dommages admissibles sont souvent réalisées en fonction des dommages qui permettraient à la population d'atteindre la cible de rétablissement dans un délai raisonnable, comme le décrit le critère 1, MPO 2004a,b (figure 1, encadré B, T_2, H_2). Cependant, comme le soulignent plusieurs EPR, le délai acceptable pour le rétablissement des populations en croissance est une décision de tolérance au risque (c.-à-d. la différence entre T_2 et T_3), où T_3 est le meilleur scénario réalisable en l'absence de toute mortalité d'origine anthropique. Le Secteur des sciences du MPO est généralement d'avis qu'il n'y a pas de portée quant aux dommages chroniques lorsque les populations sont en déclin (figure 2).

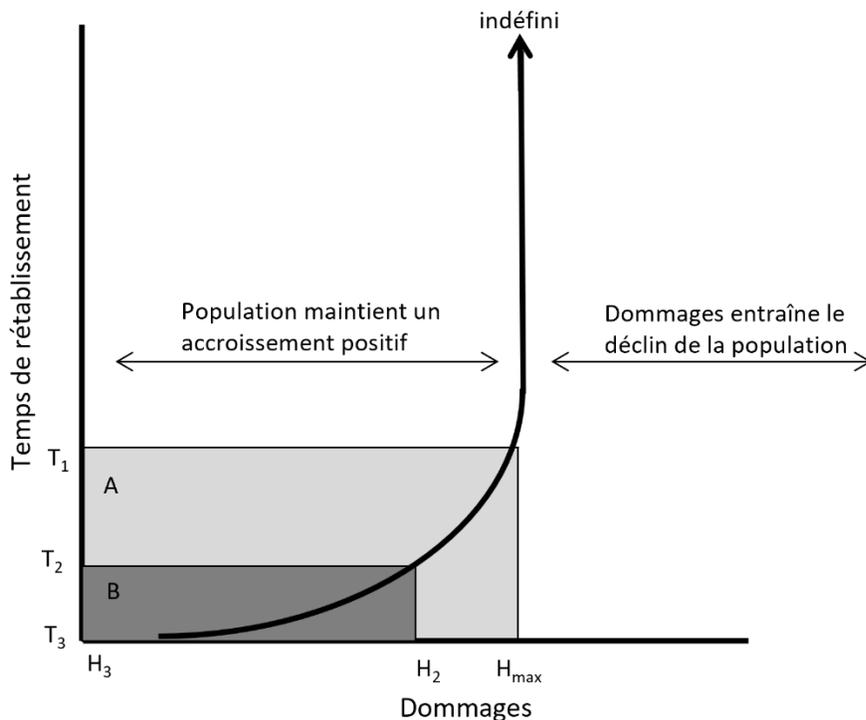


Figure 1. Relation entre les dommages et le temps de rétablissement pour une population en croissance. Dommages H_{max} illustre les dommages admissibles maximaux qui permettent une trajectoire positive de la population, mais avec des temps de rétablissement potentiellement très longs (T_1). Le temps de rétablissement devient indéfini lorsque le dommage dépasse H_{max} , car le dommage entraîne le déclin de la population. À mesure que les dommages se déplacent à gauche de H_{max} , la population maintient un accroissement positif et le temps de rétablissement diminue en conséquence (zone A; gris pâle). La zone B (gris foncé) illustre les dommages (H_2, T_2) qui entraînent un écart plus faible par rapport au meilleur scénario de rétablissement possible (T_3) correspondant à l'absence de dommages (H_3). La taille de la zone des dommages admissibles (A, B) varie selon que le but de la politique est de maintenir un taux de croissance de la population > 1 ou de respecter un temps de rétablissement prédéterminé.

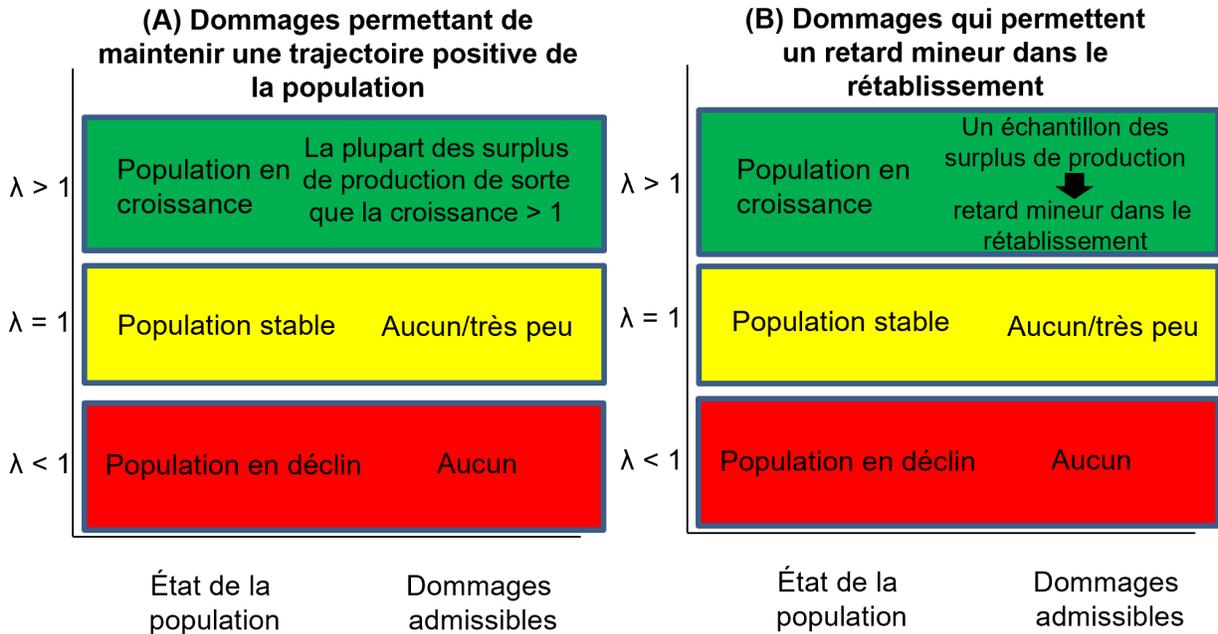


Figure 2. Deux interprétations des points de référence utilisés dans l'évaluation des dommages admissibles (le taux de croissance de la population, λ , est présenté sur l'axe des ordonnées). Le graphique (A) illustre les avis sur les dommages admissibles fournis lorsque des cibles de rétablissement précises ne sont pas disponibles pour une espèce. Dans ce cas, les dommages admissibles sont souvent indiqués comme étant les dommages chroniques maximaux permettant de maintenir une trajectoire positive de la population. Le graphique (B) illustre l'avis sur les dommages admissibles qui est généralement fourni lorsque des cibles de rétablissement fondées sur le temps et l'abondance sont disponibles, les dommages chroniques correspondant à un écart dans la capacité à atteindre la cible de rétablissement. L'approche (B) nécessite des décisions de tolérance au risque concernant le temps de rétablissement acceptable imposé par l'activité.

COMPOSANTES D'UN CADRE SCIENTIFIQUE APPUYANT LA DÉLIVRANCE DE PERMIS EN VERTU DE L'ARTICLE 73 DE LA LOI SUR LES ESPÈCES EN PÉRIL

En raison des différentes approches des dommages admissibles appliquées aux espèces visées par la LEP, une approche unique pour guider la délivrance de permis en vertu de l'article 73 est probablement irréaliste du fait des grandes différences dans la disponibilité des données pour chaque espèce. En outre, les points de décisions dans l'évaluation des dommages admissibles doivent être affinés, notamment en ce qui concerne le temps de rétablissement acceptable. Cependant, le principal élément de base sur lequel repose l'estimation des dommages admissibles réside dans la relation entre les dommages et la croissance ou le déclin de la population (critère 2, MPO 2004a,b). Par conséquent, l'établissement des composantes d'un cadre national pour appuyer la délivrance de permis en vertu de l'article 73 exige une compréhension a) des changements de l'habitat aquatique (état de l'habitat, superficie) attendus d'ouvrages, entreprises ou activités individuels; b) de la relation entre les changements de l'habitat et les changements des indices vitaux qui en résultent; et c) de la façon dont les populations réagissent aux changements des indices vitaux (mortalité, fécondité, croissance, migration) (figure 3).

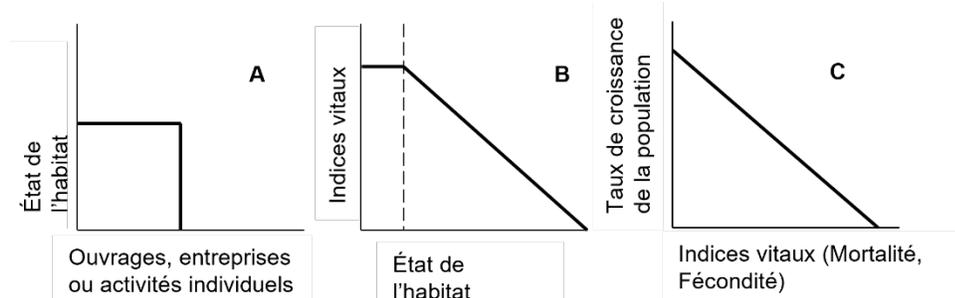


Figure 3. Les principaux éléments permettant de relier des ouvrages, entreprises ou activités individuels aux changements de productivité de la population sont : a) les changements estimés de l'état de l'habitat provenant d'ouvrages, entreprises ou activités individuels; b) la relation fonctionnelle entre les changements de l'état de l'habitat et les changements des indices vitaux; et c) la relation fonctionnelle entre les changements des indices vitaux (p. ex. mortalité, fécondité) et les changements du taux de croissance de la population. Dans certains cas, il peut être nécessaire d'estimer les changements directs des indices vitaux provenant d'ouvrages, entreprises ou activités individuels, comme lorsque des changements dans la mortalité ou la fécondité d'une espèce ne sont pas liés à l'habitat (p. ex. mortalité liée aux activités de construction). Les relations linéaires sont indiquées pour des raisons de simplicité et ne reflètent pas nécessairement les changements attendus.

Ces trois éléments ne fournissent pas un cadre d'évaluation autonome pour des ouvrages, entreprises ou activités individuels, mais doivent être combinés avec des renseignements supplémentaires sur l'état de référence de la population (p. ex. la trajectoire actuelle) et de son habitat (p. ex. les conditions de l'habitat à proximité des ouvrages, entreprises ou activités, ainsi que l'habitat total disponible pour l'espèce) afin de pouvoir estimer les changements dans l'habitat et les populations. Enfin, les considérations relatives à la compensation dans un cadre de rétablissement peuvent également être nécessaires pour déterminer les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités individuels sur une population. Dans les autres sections, les trois composantes (section 2 : le changement à l'habitat provenant d'ouvrages, entreprises ou activités individuels; section 3 : les relations entre l'état de l'habitat et les indices vitaux; section 4 : les élasticités entre les indices vitaux et l'accroissement de la population) sont décrites comme les principaux éléments de référence pour l'évaluation d'ouvrages, entreprises ou activités individuels. Les considérations relatives à la compensation sont présentées dans la section 5, alors que la section 6 donne un aperçu de la façon dont les sections pourraient être combinées dans un outil d'aide à la prise de décisions. Les besoins en données supplémentaires pour rendre le cadre opérationnel sont également décrits.

SECTION 2 : RÉPERCUSSIONS DES OUVRAGES, ENTREPRISES OU ACTIVITÉS SUR L'HABITAT AQUATIQUE

Le premier élément permettant d'estimer les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités individuels sur les espèces inscrites à la liste de la LEP est une estimation des effets résiduels du projet sur l'habitat aquatique (figure 3, graphique A). Bradford *et al.* (2014) ont mentionné que les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités sur l'habitat peuvent prendre la forme de : 1) changements de la qualité ou de l'état de l'habitat; 2) changements de la superficie de l'habitat; ou 3) changements menant à de vastes transformations de l'écosystème. Bradford *et al.* (2014) ont également souligné la nécessité de déterminer la durée de cet effet en fonction du temps de régénération de l'espèce. Les changements à l'habitat dans l'espace par rapport à la surface totale d'habitat requise par ce cycle biologique doivent également être pris en compte. Par conséquent, les répercussions du projet sur l'habitat aquatique peuvent être évaluées selon trois axes : l'intensité du changement à l'habitat, la durée du changement à l'habitat et l'étendue spatiale du changement à l'habitat (figure 4).

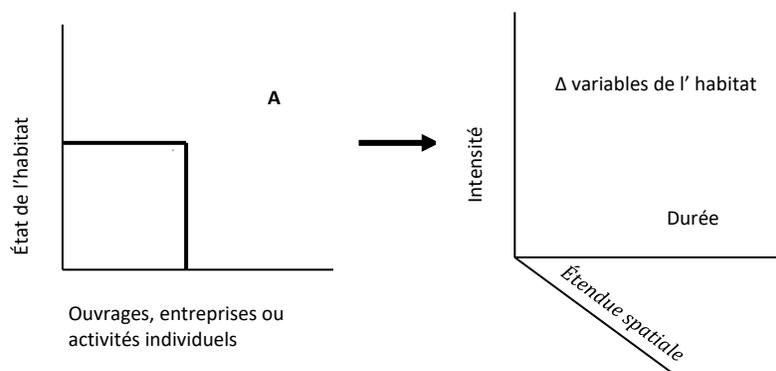


Figure 4. Pour estimer les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités individuels sur l'habitat aquatique (graphique de gauche), il convient d'évaluer les changements dans l'intensité, la durée et l'étendue spatiale des variables de l'habitat influencées par le projet (p. ex. oxygène dissous, nutriments; graphique de droite).

Le cadre des séquences d'effets (SE) du MPO peut être utilisé pour identifier les variables individuelles de l'habitat qui sont susceptibles de changer à la suite d'effets résiduels (p. ex. oxygène dissous, nutriments). Un examen détaillé du cadre des SE dépasse les objectifs de ce document (voir Clarke *et al.* 2008 et Coker *et al.* 2010 pour des informations générales, et Koops *et al.* 2013 pour les applications), mais le principe de base des SE est d'établir des hypothèses communes sur la façon dont une activité de développement peut conduire à l'apparition de facteurs de stress sur l'habitat. Le cadre des SE ne quantifie pas l'intensité ou la superficie du stress subi par l'habitat en raison des ouvrages, entreprises ou activités, mais détermine les variables de l'habitat (critères des SE) qui sont susceptibles d'être modifiées par des activités communes allant du défrichage de la végétation riveraine à l'utilisation d'équipements industriels, d'explosifs, de la gestion des eaux usées et du dragage (18 activités au total, voir Coker *et al.* 2010). Lors d'un examen des effets communs des projets, le MPO (2014a) a identifié 12 paramètres de SE fréquemment rencontrés, qui comprennent les changements de la superficie de l'habitat, des sédiments, de la structure ou de la couverture, des nutriments, de l'approvisionnement en nourriture, de la mortalité, de la température, du bruit, du champ électromagnétique, de l'accès à l'habitat, de l'oxygène dissous et du débit. Un seul ouvrage, entreprise ou activité peut avoir plusieurs SE, chacune avec plusieurs critères de stress sur l'habitat.

Le cadre de SE doit être utilisé pour déterminer les types de facteurs de stress sur l'habitat qui sont susceptibles de se produire à partir des ouvrages, entreprises ou activités, qui peuvent être analysées selon les axes de l'intensité, de la durée et de l'étendue spatiale (figure 4). Il en résulte une caractérisation n-dimensionnelle des changements d'habitat attendus pour des ouvrages, entreprises ou activités individuels, qui seront nécessairement propres à l'espèce puisque des caractéristiques telles que le temps de régénération (par rapport à la durée du projet) sont incorporées (figure 5).

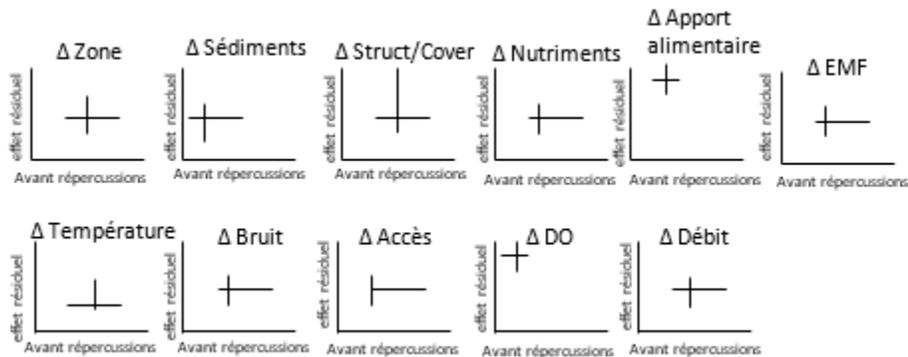


Figure 5. Le cadre de la séquence des effets du MPO peut être utilisé pour déterminer les critères d'évaluation des effets (variables de l'habitat) qui devraient changer en raison des ouvrages, entreprises ou activités, permettant ainsi de décrire l'état de l'habitat avant les répercussions et l'effet résiduel prévu. Les changements à l'habitat peuvent être présentés selon les axes de l'intensité, de la durée et de l'étendue spatiale. Les libellés abrégés sont Struct/Couvert = Structure/Couverture; EMF = Champ électromagnétique; Accès = Accès à l'habitat; DO = Oxygène dissous.

Dans certains cas, les ouvrages, entreprises ou activités individuels peuvent avoir des répercussions directes sur les espèces, indépendamment des effets sur l'habitat. Parmi ces changements, on peut citer les chocs physiques subis par les espèces aquatiques du fait des activités de construction, qui peuvent réduire leur survie ou leur fécondité. Dans ces circonstances, les effets de l'activité sur l'espèce doivent être estimés en identifiant le stade de vie et le ou les indices vitaux (p. ex. mortalité, fécondité) qui sont susceptibles d'être affectés. Dans ce contexte, l'intensité peut être interprétée comme l'intensité du changement des indices vitaux par rapport aux ouvrages, entreprises ou activités, la durée et l'étendue spatiale décrivant également les changements directs des indices vitaux (p. ex. la durée des changements des indices vitaux; la superficie ou la quantité de la population subissant des changements des indices vitaux).

SECTION 3 : RELATIONS ENTRE L'HABITAT AQUATIQUE ET LES INDICES VITAUX

Dans la plupart des cas, pour déterminer si des ouvrages, entreprises ou activités individuels mettent en péril la survie ou le rétablissement d'espèces inscrites à la liste de la LEP, il faut estimer les changements des indices vitaux imposés par les altérations de l'habitat causées par ceux-ci. Cette section présente les informations utilisées pour relier les changements dans l'habitat aquatique aux indices vitaux (figure 3, graphique B), fournissant ainsi un lien intermédiaire entre le projet et les réponses attendues de la population. Les renseignements contenus dans cette section s'inspirent largement des avis scientifiques relatifs aux récentes modifications apportées à la *Loi sur les pêches* du Canada (Koops *et al.* 2013; Bradford *et al.* 2014, 2015). Par exemple, le MPO (2014a) présente une série de courbes de productivité-état

pour illustrer la façon dont les changements dans les paramètres communs de la SE (c.-à-d. les agents stressants de l'habitat) peuvent entraîner des modifications de la productivité des pêches (figure 6).

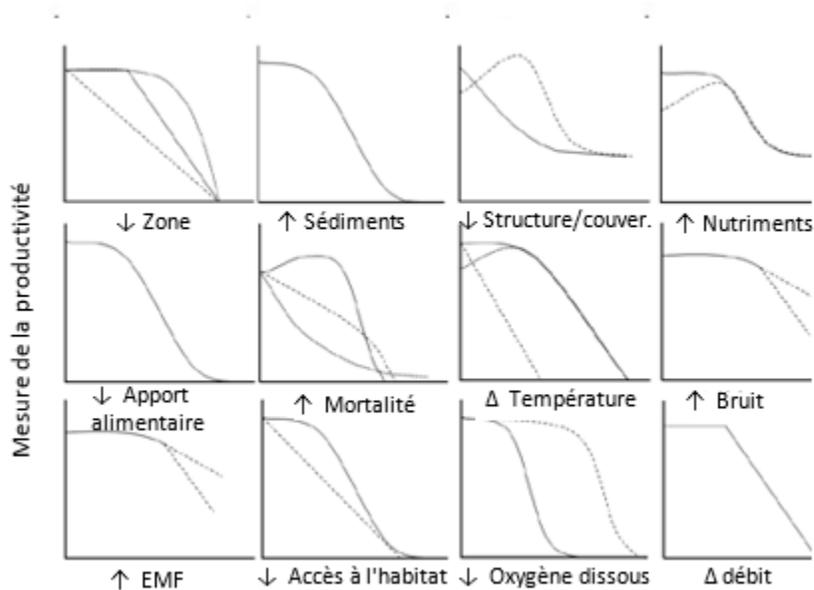


Figure 6. Courbes de réponse productivité-état, reproduites à partir de MPO (2014a). La figure montre 12 types communs de stress subi par l'habitat pour des projets récemment examinés par le MPO.

De nombreuses recherches ont été menées sur les caractéristiques des habitats qui abritent les espèces aquatiques, depuis les expériences de marquage jusqu'aux analyses de corrélation avec les données de terrain et expérimentales. L'évaluation de la relation entre les changements d'habitat provenant des ouvrages, entreprises ou activités et la productivité de la population nécessite une évaluation détaillée de la contribution de chaque caractéristique de l'habitat (p. ex. l'approvisionnement en nourriture) sur chaque étape du cycle biologique (p. ex. les juvéniles) et l'indice vital (p. ex. la survie). Bien qu'il soit difficile d'obtenir ces informations pour de nombreuses espèces, quelques généralités peuvent être dégagées. Elles sont étudiées plus loin dans cette section, avec des exemples relatifs aux moules d'eau douce et aux poissons. Il est nécessaire d'estimer les changements des indices vitaux dus aux répercussions sur l'habitat (ou à la portée directe des ouvrages, entreprises ou activités eux-mêmes) pour estimer les changements dans la productivité (c.-à-d. la trajectoire ou l'abondance) des espèces inscrites sur la liste de la LEP.

Pour examiner comment les indices vitaux sont affectés par les changements de l'état de l'habitat, il faut considérer la relation entre une seule variable de l'habitat sur l'axe des x (dans ce cas, les changements de l'intensité du débit) et une composante de la productivité de l'espèce sur l'axe des y (dans ce cas, la survie; figure 7). La réponse des indices vitaux peut être considérée le long d'un axe qui commence par la plus grande contribution possible de la caractéristique de l'habitat au rendement de l'indice vital (p. ex. figure 7, position A). Au fur et à mesure que l'état de l'habitat décline, on atteint un point d'inflexion où les changements dans l'état de l'habitat réduisent le rendement de l'indice vital. Pendant que le déclin se poursuit, des points de repère le long de l'axe du stress sont atteints. Ils décrivent, par exemple, la perte de 50 % de la fonction de l'indice vital maximum (c), jusqu'à l'incapacité de la caractéristique de l'habitat à soutenir la fonction de l'indice vital (d). Pour une caractéristique d'habitat, un stade du cycle biologique et un processus de cycle biologique donnés, ces relations peuvent être mises à

l'échelle pour illustrer la contribution de chaque caractéristique d'habitat à l'indice vital, de 1 (rendement maximal de l'indice vital) à 0 (valeur nulle). Bradford *et al.* (2014) ont désigné ce concept par le terme de facteur de répercussions, *I*.

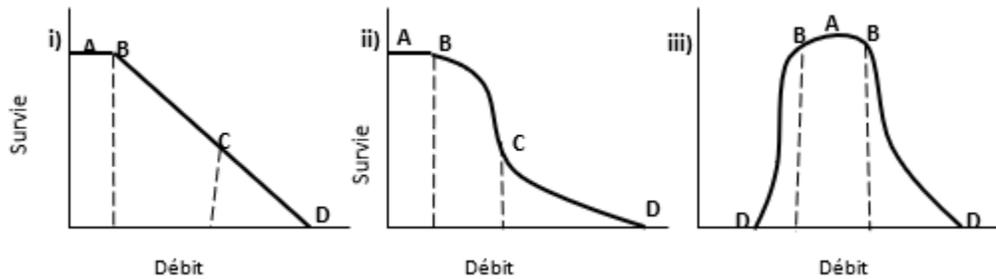


Figure 7. Exemples de courbes état-réponse de la productivité élaborées dans Koops *et al.* (2013) et MPO (2014a). Dans le graphique i), il existe une relation linéaire entre le stress subi par l'habitat et le rendement de l'indice vital; A représente l'intensité du débit où l'indice vital est maximisé, B un point d'inflexion où le rendement de l'indice vital décline au-delà du niveau optimal, C un point de référence où 50 % du rendement de l'indice vital est attendu et D, le point où l'habitat ne supporte plus la fonction de l'indice vital. Outre les réponses linéaires (i), des réponses non linéaires sont possibles (ii, iii).

Comme ces relations peuvent prendre de nombreuses formes, dont certaines présenteront des seuils importants pour les indices vitaux et donc la productivité des espèces, Braoudakis *et al.* (manuscrit non publié) ont réalisé une méta-analyse de la relation entre l'état de l'habitat et la survie (avec la densité et l'abondance comme substituts de la survie) chez les moules d'eau douce (3 686 articles et 667 relations univariées), en se penchant sur la prévalence de six formes fonctionnelles (figure 8). Les principales conclusions sont les suivantes : 1) les réponses linéaires étaient relativement rares et 2) bien que les paramètres de chaque courbe diffèrent selon les espèces et les écosystèmes, les formes dominantes pouvaient être généralisées pour les différentes classes de facteurs de stress sur l'habitat décrites dans MPO (2014a) (figure 9). Une étude semblable a été menée pour les poissons d'eau douce (figure 9; Braoudakis *et al.*, manuscrit non publié), avec des résultats semblables. Ces résultats indiquent que, bien que les paramètres propres à la relation pour l'espèce en question puissent ne pas être connus, en particulier pour les espèces inscrites sur la liste de la LEP, certaines formes de réponse globales existent entre les espèces et les facteurs de stress de l'habitat, ce qui fournit un point de départ pour généraliser la forme des relations habitat-indice vital dans un cadre d'évaluation.

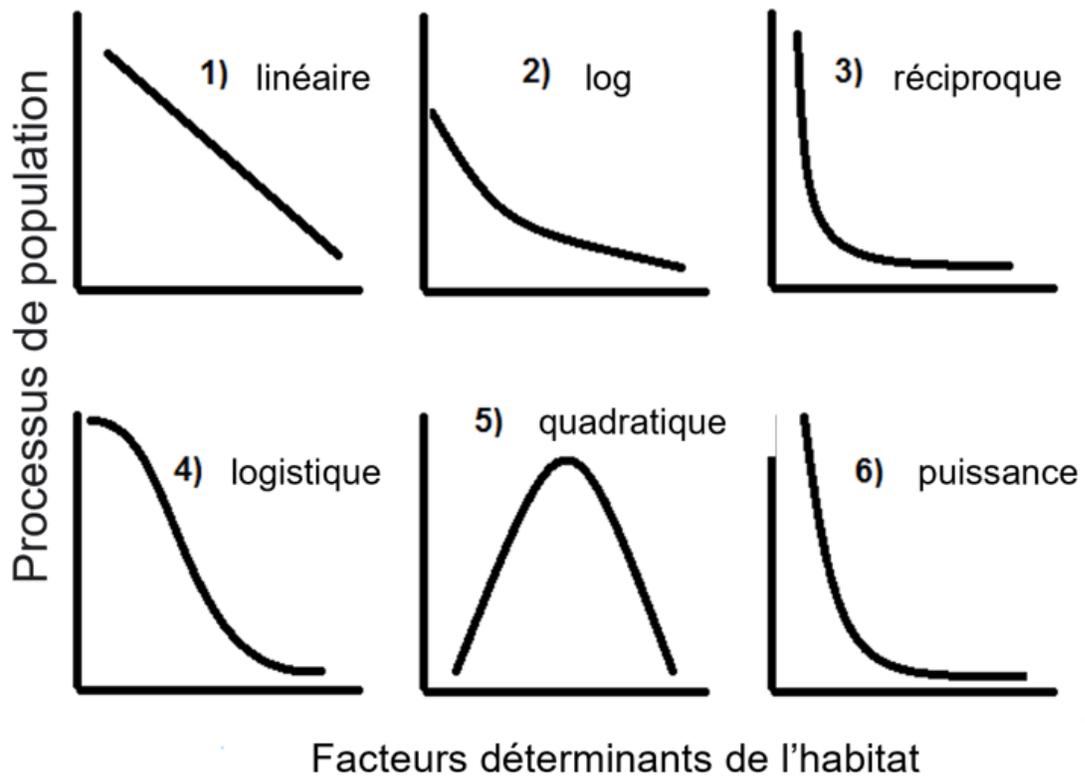
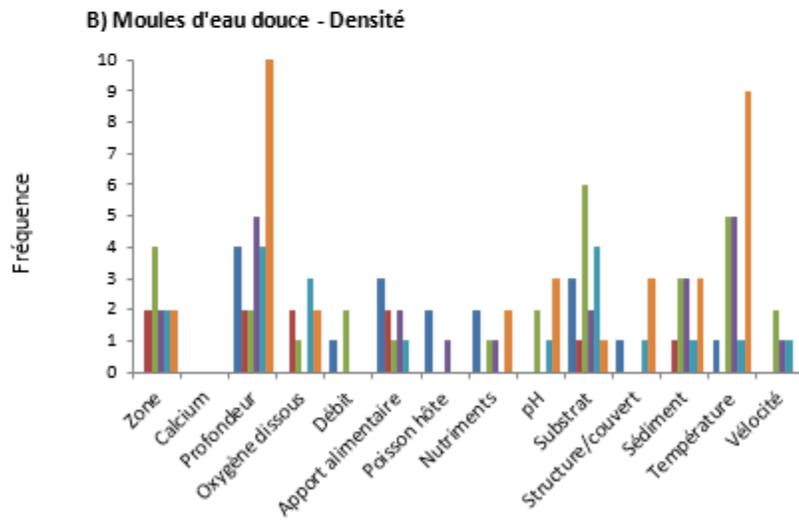
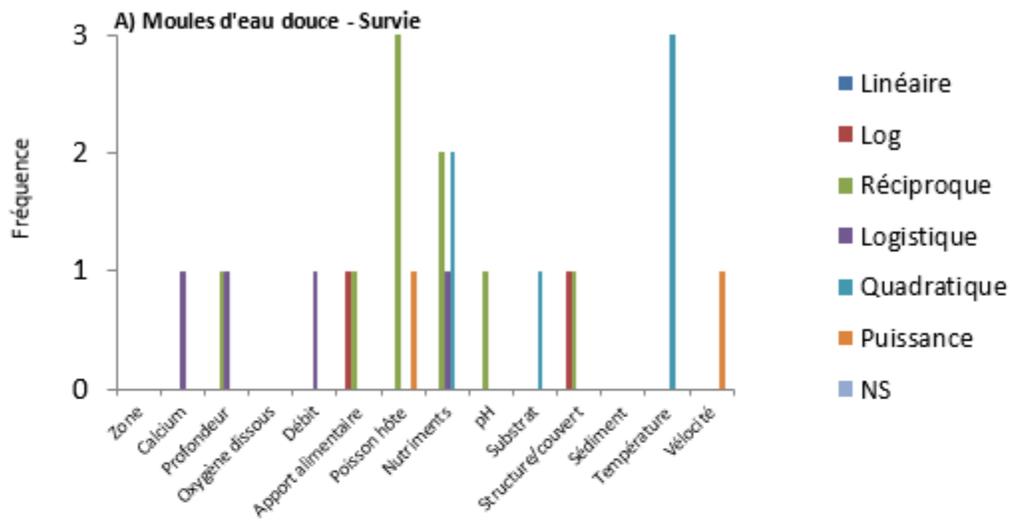


Figure 8. Six formes possibles décrivant les relations entre les facteurs déterminants de l'habitat (état) et les processus de population (indices vitaux). Reproduit de Braoudakis et al. (manuscrit non publié).



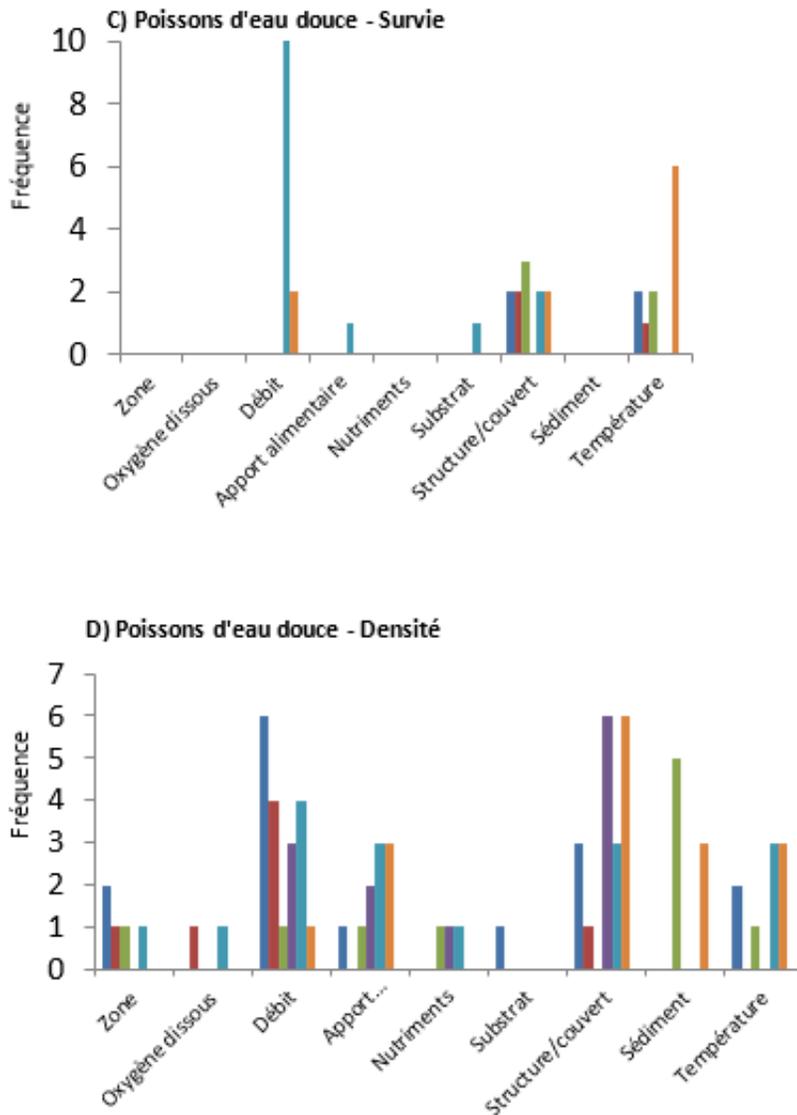


Figure 9. Fréquence des différentes formes de relation illustrant comment les changements de l'état de l'habitat entraînent des modifications chez les moules d'eau douce (survie, A; densité, B) et les poissons d'eau douce (survie, C; densité, D) (reproduit de Braoudakis et al., manuscrit non publié).

Bien que les relations analysées dans Braoudakis *et al.* (manuscrit non publié) et les études connexes permettent de relier les changements de conditions de l'habitat aux indices vitaux d'un sous-ensemble d'espèces, dans de nombreux cas, des ouvrages, entreprises ou activités produiront des états de l'habitat qui entraîneront des effets comportementaux ou d'autres effets sublétaux sur les poissons, les moules ou les mammifères. Ces effets peuvent être considérés comme un gradient de dommages affectant le rendement individuel, allant des effets de surprise et de peur (les moins intenses) à l'abandon et au déplacement, aux effets sur la croissance (figure 10; p. ex. Conseil national de recherches du Canada [CNRC] 2005; King *et al.* 2015; Lacy *et al.* 2017; voir MPO 2017c pour les évaluations des effets cumulatifs pour les

mammifères marins). Pour que ces effets agissent sur la productivité de la population, il doit y avoir un lien sous-jacent avec un ou plusieurs indices vitaux (croissance, fécondité, mortalité); sans quoi, la trajectoire de la population restera inchangée en présence d'effets sublétaux ou comportementaux. Bien que la capacité d'établir un lien entre les effets sublétaux et comportementaux et les indices vitaux représente une tâche complexe, certains exemples montrent que de tels liens ont été faits de manière quantitative (Lacy *et al.* 2017) ou par l'intermédiaire d'experts (King *et al.* 2015). Par exemple, Lacy *et al.* (2017) ont déterminé l'effet de la limitation du nombre de proies et de l'accumulation de BPC sur le taux de croissance de la population d'épaulards résidents du sud, tandis que King *et al.* (2015) ont mis au point un processus de consultation d'experts pour déterminer la relation entre le nombre de jours de perturbation auxquels un éléphant de mer austral est exposé et l'effet correspondant sur la survie ou la fécondité (voir CNRC 2005 pour d'autres exemples).

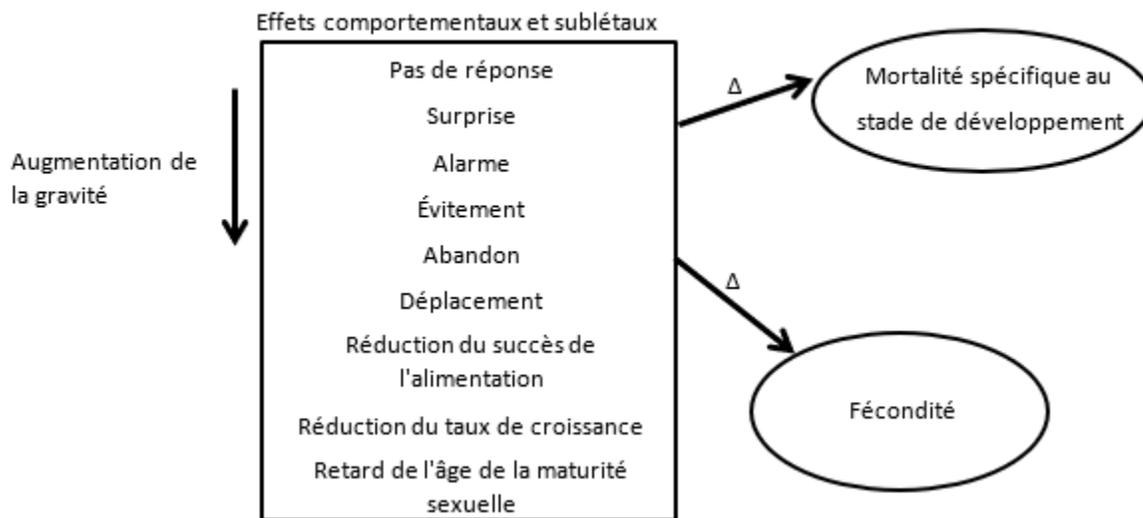


Figure 10. Exemples d'effets comportementaux et sublétaux, classés par ordre croissant de gravité. Des relations entre les effets comportementaux et sublétaux et leur effet sur la mortalité et la fécondité ont été démontrées pour certaines espèces aquatiques en péril.

Les résultats de Braoudakis *et al.* (manuscrit non publié) indiquent que des formes de réponse communes peuvent être dérivées pour un taxon et un facteur de stress sur l'habitat donnés; cependant, il est typique que de multiples caractéristiques de l'habitat influencent le rendement d'un seul indice vital. Par conséquent, la prédiction de la modification d'un indice vital doit prendre en compte i) toutes les caractéristiques pertinentes de l'habitat dont on peut raisonnablement attendre qu'elles influencent cet indice vital, et ii) la nature de l'interaction entre les caractéristiques de l'habitat.

Lorsque l'on considère l'effet de multiples facteurs de stress sur l'habitat d'une population, on peut en distinguer quatre principaux (figure 11). Le premier, l'effet additif simple (figure 11, graphique A), illustre le scénario dans lequel l'effet de deux facteurs de stress sur un indice vital est égal à l'effet de l'ampleur du premier facteur de stress, auquel s'ajoute l'ampleur du second facteur de stress. Dans ce contexte, les facteurs de stress sont fonctionnellement indépendants et leurs effets conjoints sont prévisibles en fonction de la connaissance de chaque facteur de stress pris isolément. Le deuxième, le facteur dominant (figure 11, graphique B), représente le scénario dans lequel l'effet d'un seul facteur de stress détermine de manière prépondérante la réponse d'un indice vital à l'ampleur du changement de l'habitat (figure 11, graphique B). Le

troisième, multiplicatif croissant (également appelée synergique), correspond au scénario dans lequel la présence de deux facteurs de stress entraîne une modification de l'indice vital plus importante que celle à laquelle on pourrait s'attendre si les effets étaient simplement additifs, c'est-à-dire lorsqu'une interaction se produit, l'effet étant supérieur à l'effet indépendant de S1 ou S2 (figure 11, graphique C). Enfin, le quatrième, multiplicatif décroissant (également appelé antagoniste), décrit le scénario où la présence de deux facteurs de stress entraîne un taux de changement inférieur à celui qui serait attendu si les effets étaient simplement additifs, c'est-à-dire lorsqu'il y a interaction, l'effet étant moindre que si les effets étaient simplement additifs (figure 11, panneau D). Notez que le facteur de stress dominant et le multiplicatif décroissant sont semblables, la distinction étant basée sur l'intensité du facteur de stress unique sur le changement de l'habitat. Par souci de simplicité, ces relations sont qualifiées de linéaires avec des points d'origine analogues, mais comme pour les facteurs de stress individuels, de nombreuses formes peuvent exister (p. ex. non-linéarités et origines différentes).

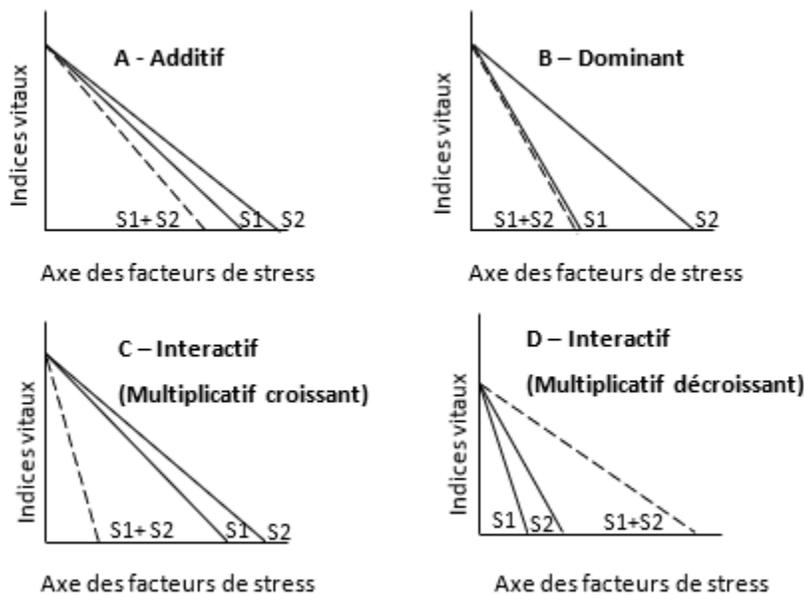


Figure 11. Quatre scénarios pour l'effet de facteurs de stress multiples. L'axe des facteurs de stress correspond à une augmentation du stress subi par l'habitat (c.-à-d. une diminution de la qualité ou de l'état de l'habitat). Les libellés S1 et S2 indiquent l'effet des facteurs de stress individuels, et la ligne pointillée représente l'effet global des deux facteurs de stress dans chaque scénario (A – Additif, B – Dominant, C – Multiplicatif croissant, D – Multiplicatif décroissant).

Bradford *et al.* (2014) ont souligné l'importance de comprendre les changements de l'état de l'habitat en déterminant la durée du facteur de répercussions, I , par rapport au temps de régénération de l'espèce dans la zone du projet. Les changements de l'état de l'habitat peuvent également se produire dans l'espace, en fonction de la superficie totale de l'habitat requise par ce stade du cycle biologique. Lorsque le facteur de répercussions passe à 0, les changements de l'état de l'habitat peuvent être interprétés comme des changements de la superficie utile de l'habitat. L'effet des changements de la superficie de l'habitat sur les indices vitaux sera fonction du fait que l'habitat limite la productivité de la population. Il existe plusieurs approches pour comprendre l'effet des changements de la superficie utile de l'habitat sur les indices vitaux ou sur le rendement individuel (p. ex. voir « Zone de recrutement », MPO 2015c).

Compte tenu des informations résumées dans la section 3, pour un ouvrage, entreprise ou activité unique, les informations suivantes peuvent être prises en compte : 1) les types de changements de l'habitat pertinents pour une espèce, un stade du cycle biologique et un indice vital (y compris les effets sublétaux ou comportementaux), 2) les formes fonctionnelles de ces changements et 3) la nature des interactions, le cas échéant.

SECTION 4 : PRÉVISION DE LA SENSIBILITÉ DES POPULATIONS POUR LES ESPÈCES AQUATIQUES INSCRITES À LA LISTE DE LA LEP DU CANADA

La section 2 fournit les bases pour estimer les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités sur l'habitat aquatique. La section 3 fournit une approche permettant de relier les changements de l'habitat aquatique aux changements des indices vitaux des espèces. Dans la section 4, des modèles de population sont présentés pour illustrer la sensibilité des espèces aquatiques inscrites à la liste de la LEP du Canada aux perturbations de leur indice vital. Par conséquent, cette section fournit la troisième et dernière composante de la mise en relation des répercussions des ouvrages, entreprises ou activités avec la productivité de la population (figure 3, graphique C). Cette approche n'est pas destinée à remplacer les modèles de population existants pour les espèces visées par la LEP; elle cherche plutôt à déterminer des modèles généraux de réponse des espèces aux perturbations de leurs indices vitaux. Dans les cas où les modèles de population font défaut, les modèles de la section 4 permettraient d'interpréter l'article 73 en raison des répercussions des ouvrages, entreprises ou activités.

Une méthode de quantification des effets consiste à analyser l'élasticité des modèles matriciels de population. Les élasticités mesurent le changement proportionnel du taux de croissance de la population (λ) qui résulte d'un changement proportionnel des indices vitaux (p. ex. survie, croissance ou fécondité; Caswell 2001). Par exemple, une valeur d'élasticité (ϵ_a) de 0,2 pour la survie adulte (σ_a) indiquerait qu'une variation de 10 % de σ_a (c.-à-d. si un σ_a de 0,6 passait à 0,66 [$0,6 \times (1 + 0,1) = 0,66$]), cela entraînerait une augmentation de 2 % ($10\% \times 0,2 = 2\%$) du λ (c.-à-d. qu'un λ de 1,1 passerait à 1,122 [$1,1 \times (1 + 0,02) = 1,122$]). Les élasticités fournissent une indication de la façon dont une population est susceptible de réagir à une perturbation donnée lorsque les autres conditions restent les mêmes; plus la valeur de l'élasticité est grande, plus l'effet attendu est important. Toutefois, des valeurs d'élasticité plus faibles n'indiquent pas qu'une population est insensible à une perturbation de cet indice vital, mais plutôt qu'elle est moins sensible que celle qui se trouve à d'autres stades du cycle biologique. Cela laisse supposer que les mesures de rétablissement peuvent être mieux appliquées pour agir sur d'autres stades du cycle biologique. Les élasticités quantifient les répercussions en tant que perturbations permanentes sans tenir compte de la dépendance à la densité ou de la stochasticité. De plus, les élasticités sont additives, de sorte que les effets des actions affectant deux ou plusieurs indices vitaux peuvent être quantifiés en additionnant simplement les élasticités.

Ici, l'analyse d'élasticité a été utilisée sur 143 espèces aquatiques qui ont été évaluées comme espèces préoccupantes, menacées ou en voie de disparition par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) afin de catégoriser les sensibilités entre les espèces. Une analyse par arbre de décision a été utilisée pour déterminer les caractéristiques du cycle biologique qui déterminent le mieux l'appartenance à un groupe. Sur cette base, lorsque les données démographiques font défaut, les gestionnaires peuvent prédire comment une espèce pourrait réagir à un dommage potentiel ou quelle mesure de rétablissement pourrait être la plus efficace pour stimuler le rétablissement.

MÉTHODES

Des modèles de population d'espèces en péril propres à chaque stade ont été utilisés pour estimer les élasticités de l'indice vital. Des modèles distincts dans les valeurs d'élasticité en fonction des stades du cycle biologique ont été désignés à l'aide d'une analyse de groupement. Des techniques d'exploration de données (forêts aléatoires et arbres de décision) ont été utilisées pour déterminer quelles caractéristiques du cycle biologique correspondaient le mieux aux modèles d'élasticité des espèces.

Données

Des données sur le cycle biologique de toutes les espèces aquatiques considérées comme préoccupantes, menacées ou en voie de disparition par le COSEPAC ont été compilées, ce qui représente un total de 143 espèces sauvages. Les unités désignables (UD) individuelles ont été incluses uniquement si des données sur le cycle biologique étaient disponibles à l'échelle de l'UD et s'il existait des différences significatives dans les caractéristiques du cycle biologique entre les UD. Chaque UD sera considérée comme une espèce sauvage dans l'analyse. Les taxons inclus étaient les suivants : poissons d'eau douce, poissons marins, requins et raies, moules d'eau douce, mammifères marins et tortues marines (tableau 1).

Les données requises pour construire les modèles matriciels de population étaient : la longévité, T_{max} ; l'âge à la première reproduction, T_{mat} ; les informations sur la reproduction, notamment : la fécondité moyenne, f , la proportion mâle-femelle, ϕ , et la périodicité de la fraie, ψ ; et les taux de survie à chaque stade, σ_i . Lorsque les données relatives à l'espèce n'étaient pas disponibles, les paramètres ont été estimés à l'aide de relations tirées de la documentation (voir l'annexe pour la méthodologie d'estimation des paramètres propre à chaque taxon).

Tableau 1. Nombre d'espèces dans les taxons inclus dans l'analyse

Taxons	N
Poissons d'eau douce	65
Poissons marins	18
Requins et raies	29
Mammifères marins	18
Moules d'eau douce	11
Tortues marines	2

Modèle de population

Le cycle biologique de chaque espèce évaluée par le COSEPAC a été représenté à l'aide d'un modèle matriciel basé sur les stades, uniquement pour les femelles, après la reproduction, avec des intervalles de projection annuels. Trois structures modèles ont été utilisées (figure 12). La majorité des espèces ont été modélisées à l'aide d'une matrice à trois stades, les stades représentant les jeunes de l'année (âge 0) ou baleineaux (mammifères marins), les juvéniles et les femelles adultes (figure 12a). Les espèces à maturation précoce (âge de la maturité < 2) ont été modélisées à l'aide d'une matrice à deux stades représentant les jeunes de l'année et les femelles adultes (figure 12b). Une structure matricielle supplémentaire a été appliquée aux espèces sémelpares, consistant en trois stades (jeunes de l'année, juvéniles et adultes), mais avec une reproduction retardée après la métamorphose empêchant la répétition de la fraie (figure 12c).

Les éléments de matrice propres au stade requis pour la projection de la population sont la fécondité, F , qui représente le nombre moyen de descendants femelles produits par femelle par an, P_i , qui représente la probabilité de survie et de maintien au stade i , et G_i , la probabilité de survie et de passage au stade $i + 1$ (Caswell 2001). F est une fonction de la fécondité, f , le nombre moyen d'œufs produits par femelle, de la proportion mâle-femelle φ , et de la périodicité de la fraie, Ψ , le nombre d'années entre les événements de fraie :

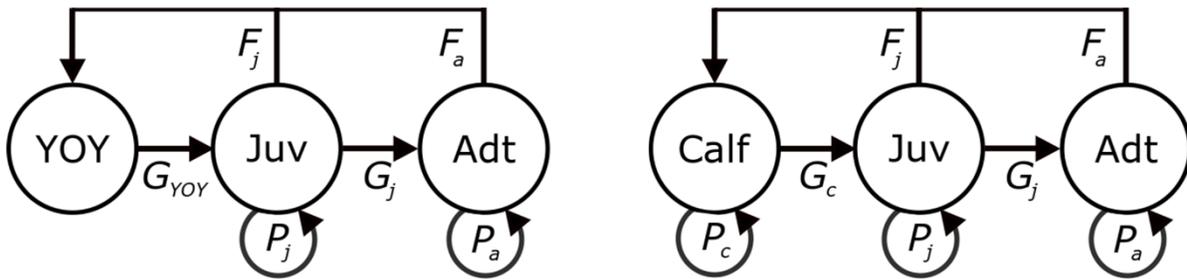
$$F = \frac{\varphi f}{\Psi}. \quad (1)$$

P_i et G_i sont une fonction du taux de survie propre au stade, σ_i , et de la probabilité de transition, τ_i (estimée à partir de l'inverse de la durée du stade, $\tau_i = D_i^{-1}$), où :

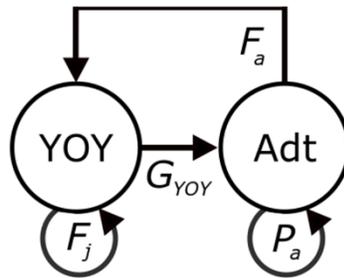
$$P_i = \sigma_i(1 - \tau_i) \quad (2)$$

$$G_i = \sigma_i \tau_i. \quad (3)$$

a.



b.



c.

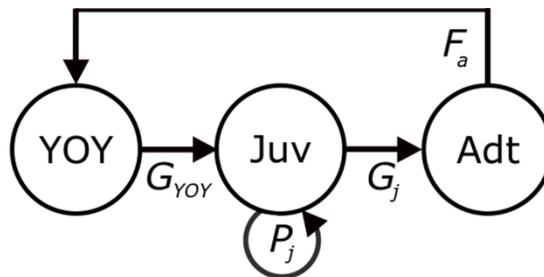


Figure 12. Diagrammes du cycle biologique représentant les modèles de population utilisés dans l'analyse pour : a) les espèces à trois stades et les mammifères marins, b) les espèces à deux stades, et 3) les espèces sémelpares.

La valeur propre dominante de la matrice représente le taux de croissance de la population, λ , et taux de variation de la taille de la population annuellement ($N_{t+1} = \lambda N_t$). La valeur de λ donne une indication sur le statut relatif de la population. Une valeur $\lambda > 1$ indique une population en croissance exponentielle, une valeur $\lambda < 1$ indique une population en déclin exponentiel, et une valeur $\lambda = 1$ indique une population stable. Les répercussions relatives des changements des indices vitaux sur λ peut être calculé de façon déterministe par une analyse de sensibilité et l'estimation des élasticités. Les élasticités quantifient la variation proportionnelle de λ consécutive à une variation proportionnelle d'un indice vital (v). On calcule les élasticités en prenant les dérivées partielles graduées de λ par rapport à un taux vital (Caswell 2001) :

$$\varepsilon_v = \frac{v}{\lambda} \sum_{i,j} a_{ij} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} \frac{\partial a_{ij}}{\partial v}, \quad (4)$$

où a_{ij} est l'élément de la matrice de projection dans la rangée i et la colonne j . Les élasticités sont additives; par conséquent, les effets des perturbations qui agissent sur différents indices vitaux peuvent être évalués en additionnant les élasticités des indices vitaux concernés. L'analyse de l'élasticité a été utilisée pour déterminer les effets des changements des indices vitaux sur les espèces évaluées par le COSEPAC pour les populations selon différentes trajectoires (essor, croissance, stabilité, déclin et chute) afin d'évaluer la réponse des espèces aux actions anthropiques. Une population stable est une population dont la taille est constante et dont $\lambda = 1$. Les populations en déclin et en chute représentent des populations dont la taille diminue à un rythme correspondant aux définitions des espèces menacées et en voie de disparition du COSEPAC, respectivement (un déclin de 50 % ou de 70 % de la taille de la population sur trois générations ou dix ans, selon la période la plus longue). Les populations en essor représentent l'accroissement maximal possible de la population (voir en annexe les méthodes permettant de déterminer le r_{max} propre à chaque espèce). Les populations en essor représentent celles qui connaissent un taux de croissance susceptible d'être maintenu à plus long terme, estimé comme la moyenne géométrique entre les taux de chute, de stabilité et d'essor (selon Vélez-Espino et Koops 2009). Des méthodes propres à chaque taxon ont été utilisées pour obtenir différents taux de croissance de la population, et ont été choisies pour refléter les menaces et les caractéristiques du cycle biologique qui lui sont propres.

Le λ des populations croissantes (en croissance et en essor) pour la plupart des taxons a été obtenu en augmentant la survie des jeunes de l'année, σ_0 , de façon à obtenir un λ exact. Cela suppose que la dépendance à la densité intervient entièrement au cours de la première année de vie. Cette méthode a été appliquée à tous les taxons, à l'exception des mammifères marins. Le taux de survie des baleineaux étant déjà élevé chez les mammifères marins, il est peu probable que la croissance de la population résulte uniquement de la dépendance à la densité au début de la vie. En revanche, les taux de croissance de la population (croissance et essor) ont été obtenus grâce à un processus en plusieurs étapes. La dépendance à la densité chez les mammifères marins peut agir sur la périodicité où de bonnes conditions peuvent permettre une fraie plus fréquente chez les cétacés (Williams *et al.* 2013). La périodicité a donc été ramenée à une valeur minimale, soit la durée moyenne de gestation. Si le λ recherché n'était pas encore atteint, la survie des baleineaux était augmentée jusqu'à ce qu'elle soit égale à la survie des juvéniles. Si le λ recherché n'avait toujours pas été atteint, l'ensemble du calendrier de survie était augmenté. Ainsi, toutes les espèces ont atteint le λ recherché avec $\sigma_i < 1$.

Des méthodes permettant d'obtenir un accroissement des populations décroissant (déclin et chute) ont été sélectionnées pour simuler les menaces dominantes propres à chaque taxon. Les populations de poissons d'eau douce sont les plus menacées par la dégradation de l'habitat (Venter *et al.* 2006). On a supposé que cela a probablement un effet égal sur chaque stade du cycle biologique, et les taux de survie entre les stades ont été diminués proportionnellement pour atteindre la cible λ . Les diminutions de la taille des populations de poissons marins et de

moules d'eau douce ont été obtenues par des réductions du taux de survie des adultes. Cela représente des menaces pour le stade adulte provenant de la surexploitation (poissons marins, Venter *et al.* 2006) et du bio-encrassement marin des adultes par les moules dreissenidées envahissantes (Zanatta *et al.* 2015). On a supposé que les autres taxons étaient vulnérables en raison des captures accessoires, des empêtements dans les engins de pêche ou des collisions avec les bateaux (mammifères marins, MPO 2016; requins et raies, Venter *et al.* 2006; et tortues, MPO 2017b). Ces événements sont susceptibles d'affecter à la fois les individus juvéniles et adultes; par conséquent, les taux de survie pour ces stades ont été diminués proportionnellement pour atteindre la cible λ .

Analyse

Des estimations de l'élasticité ont été faites pour chaque espèce sous les cinq taux de croissance de la population pour les indices vitaux : fécondité, survie des juvéniles et survie des adultes. Les valeurs d'élasticité pour la fécondité et le taux de survie des jeunes de l'année sont identiques, et donc seules les élasticités du taux de fécondité sont présentées. Au total, il y a eu 715 observations (143 espèces à 5 taux de croissance).

Selon l'approche générale de Young et Koops (2011), les espèces ont été rassemblées en grappes à l'aide de groupements k moyennes (Hartigan et Wong 1979) des valeurs d'élasticité avec la fonction k -moyennes dans R 3.5.0 (R Core Team 2018). Les caractéristiques du cycle biologique qui étaient importantes pour déterminer l'appartenance à un groupe ont été désignées par des forêts aléatoires, en utilisant la bibliothèque randomForest (Liaw et Wiener 2002). Enfin, en utilisant les cinq variables prédictives les plus importantes, déterminées à partir de l'analyse de forêts aléatoires, un arbre de décision unique a été créé pour démontrer comment les modèles d'élasticité peuvent être prédits à partir des caractéristiques du cycle biologique. L'arbre de décision a été ajusté en utilisant le partitionnement récursif et la bibliothèque rpart (Therneau et Atkinson 2018) dans R. Pour ajuster les modèles de forêts aléatoires et d'arbres de décision, l'ensemble de données a été partitionné en ensembles de données de formation et de test, représentant respectivement 70 % et 30 % des données. Les données ont été partitionnées de manière à ce que les proportions des groupes soient maintenues entre les ensembles de données originaux et partitionnés à l'aide de la fonction createDataPartition de la bibliothèque caret (Kuhn 2018). L'ensemble de données d'apprentissage a été utilisé pour ajuster chacun des modèles et l'ensemble de données de test a été utilisé pour faire des prédictions hors-échantillon afin d'estimer la précision des prédictions du modèle.

Les arbres de décision fonctionnent en partitionnant un ensemble de données à l'aide d'une variable d'entrée dans le but d'augmenter l'homogénéité des groupes. Le processus se poursuit jusqu'à ce que l'avantage des autres divisions soit inférieur à un certain seuil. Les arbres de décision ont été utilisés en raison de leur simplicité et de leur facilité d'interprétation. Ils ont pour inconvénients une précision prédictive réduite par rapport aux forêts aléatoires et une sensibilité à la division des données générées aléatoirement entre les ensembles de données de formation et de test.

Les forêts aléatoires étendent les arbres de décision en construisant plusieurs centaines d'arbres avec un sous-échantillon aléatoire d'observations (avec remplacement) et de variables. Les prédictions sont faites en utilisant la règle de la majorité à partir des multiples arbres de décision créés. Les forêts aléatoires sont fiables et hautement prédictives et ont été utilisées pour déterminer les variables importantes (Williams 2011). Elles ne sont toutefois pas aussi faciles à interpréter que les arbres de décision.

Il est probable que les menaces qui pèsent sur les populations et qui entraînent leur déclin aient une incidence sur les modèles d'élasticité. Par conséquent, la méthode utilisée pour parvenir à un déclin de la population peut influencer l'affectation des groupes d'élasticité. Pour déterminer dans quelle mesure les différentes menaces influencent les modèles d'élasticité, l'analyse ci-dessus a été répétée, en simulant une variété de menaces différentes. Pour toutes les espèces, divers indices vitaux ont été réduits, seuls ou en combinaison, afin d'obtenir des taux de croissance de la population en déclin ou en chute, simulant ainsi les menaces affectant les différents stades du cycle biologique. Il s'agissait de réduire indépendamment le taux de survie relatif à chaque stade, de réduire la survie des jeunes de l'année et des juvéniles pour simuler des effets au début de la vie ou avant l'âge adulte, de réduire la survie des juvéniles et des adultes pour simuler des menaces plus tard dans la vie, et de réduire les trois taux de survie pour simuler des menaces affectant tous les stades du cycle biologique. Les effets sur le stade juvénile n'ont pas été appliqués aux espèces pour lesquelles $T_{mat} < 2$.

RÉSULTATS

Les modèles d'élasticité des espèces en péril aquatiques au Canada ont été regroupés à l'aide d'un groupement de type k-moyennes. Avec le groupement k-moyennes, le nombre recherché de grappes doit être précisé avant l'analyse. Un examen de la somme des carrés à l'intérieur des groupes peut être utilisé pour déterminer le nombre optimal de groupes (lorsqu'aucune amélioration n'est constatée à mesure que le nombre de groupes augmente), ce qui montre que les modèles d'élasticité devraient être divisés en quatre groupes (figure 13).

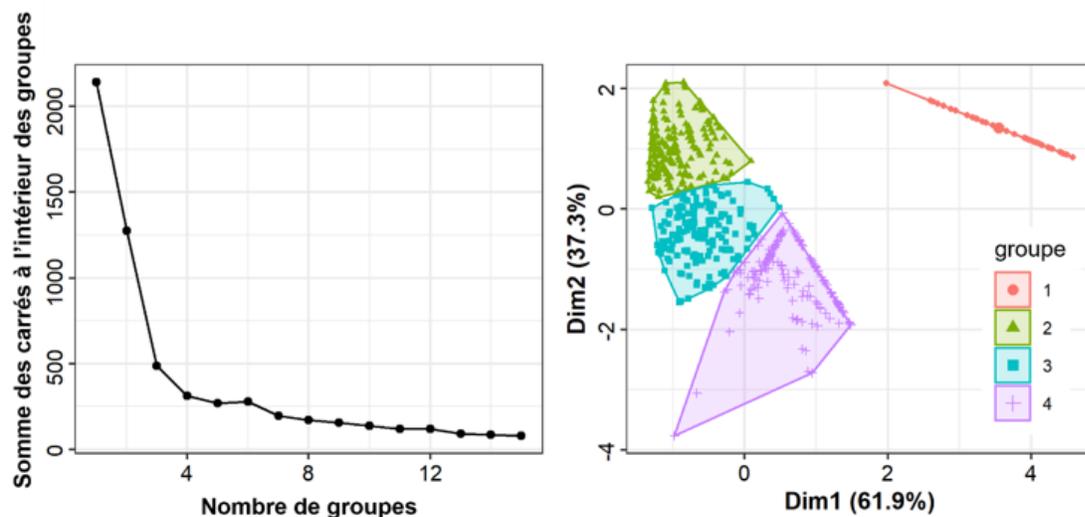


Figure 13. Résultats de l'analyse en grappes k-moyennes des modèles d'élasticité des espèces. Graphique de gauche : Schéma de la somme des carrés à l'intérieur du groupe en fonction du nombre de grappes créées, indiquant que quatre grappes constituent le nombre optimal. Graphique de droite : Schéma de grappes tracé comme les deux axes dominants de l'analyse en composantes principales des élasticités de l'indice vital.

Les groupes assignés représentent des modèles d'élasticité distincts (tableau 2, figure 14). Le groupe 1 représente les espèces sensibles à la reproduction (ou sensibles à la survie des jeunes de l'année) et est composé exclusivement d'espèces à maturité précoce ($T_{mat} < 2$); il n'y a donc pas de stade juvénile ($\varepsilon_j = 0$). Le groupe 2 représente les espèces qui sont principalement sensibles aux perturbations de la survie des adultes. Le groupe 3 représente les espèces qui sont principalement sensibles aux perturbations de la survie des juvéniles et des adultes, avec

une sensibilité moindre à la reproduction. Le groupe 4 représente les espèces qui sont principalement sensibles aux stades précoces de la vie (reproduction/survie des jeunes de l'année et survie des juvéniles), avec une sensibilité un peu plus faible à la survie des adultes. L'ampleur des élasticités par stade indique l'effet relatif et proportionnel sur l'accroissement de la population. Par conséquent, les membres des groupes 1 et 2 sont beaucoup plus sensibles aux indices vitaux propres à chaque stade (reproduction ou survie des adultes respectivement) que les membres des groupes 3 ou 4.

Tableau 2. Groupes d'élasticité déterminés à partir d'une analyse en grappes des élasticités de l'indice vital propres à chaque stade. F représente la fécondité, σ_0 représente le taux de survie des jeunes de l'année/baleineaux, σ_j représente le taux de survie des juvéniles et σ_a représente le taux de survie des adultes. Les valeurs indiquent les moyennes d'élasticité des groupes et les écarts types entre parenthèses.

Groupe	N	F/σ_0	σ_j	σ_a
1 : Sensible à la reproduction et à la survie des jeunes de l'année	65	0,80 (0,11)	0 (0)	0,20 (0,11)
2 : Sensible à la survie des adultes	232	0,11 (0,07)	0,30 (0,04)	0,67 (0,06)
3 : Sensible à la survie des adultes et des juvéniles	214	0,15 (0,07)	0,43 (0,07)	0,44 (0,06)
4 : Sensible au début de la vie	204	0,33 (0,08)	0,44 (0,08)	0,22 (0,08)

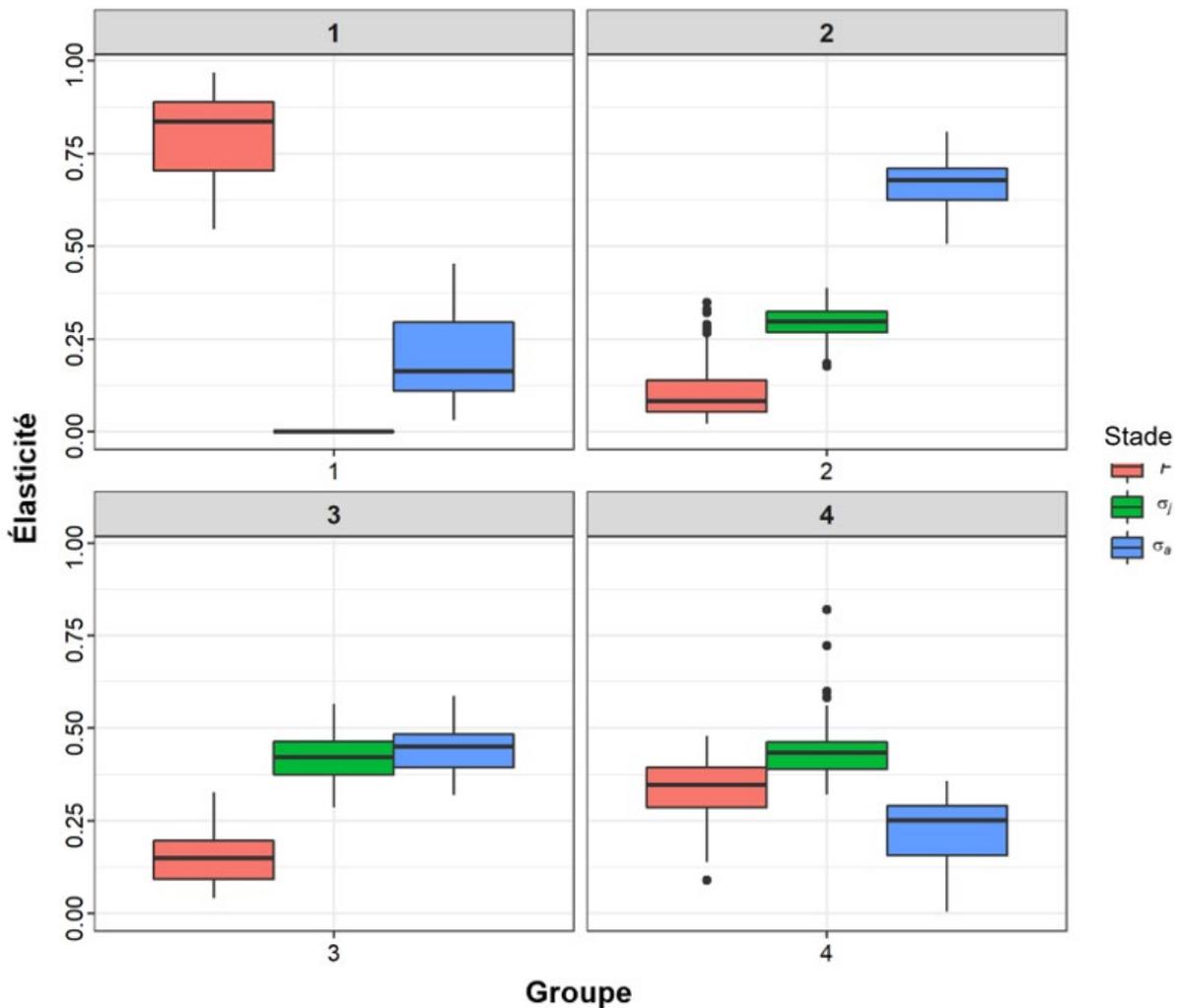


Figure 14. Modèles d'élasticité des groupes identifiés (1-4) pour les espèces aquatiques en péril parmi les taxons. F représente la fécondité, σ_j représente le taux de survie des juvéniles et σ_a représente le taux de survie des adultes.

L'appartenance à un groupe au sein d'une même espèce varie en fonction du taux de croissance de la population (figure 15). Pour toutes les espèces, 41,9 % ont été assignées à au moins deux groupes d'élasticité différents lorsque le taux de croissance de la population différait. Les mammifères marins et les moules d'eau douce ont été principalement classés dans le groupe 2, car ils sont sensibles à la survie des adultes. Les requins et raies et les tortues ont été principalement classés dans le groupe 3, car ils sont sensibles à la survie des juvéniles et des adultes. Au total, 79 % des poissons marins ont été assignés à différents groupes de modèles d'élasticité lorsqu'ils ont connu différents taux de croissance de la population. Dans des conditions de croissance stable de la population, la majorité des espèces ($N = 14$) ont été classées dans le groupe 2; cependant, toutes les espèces sémelpares ont été classées dans le groupe 4, sensible au début de la vie. Dans des conditions d'essor des populations, la majorité des espèces de poissons marins ($N = 24$) ont été classées dans le groupe 4. Pendant la croissance, le déclin et la chute, la majorité des poissons marins ont été classés dans le groupe 3 ($N = 22, 13,$ et 15 respectivement). Les poissons d'eau douce

représentaient le plus grand taxon avec 65 espèces évaluées comme étant en péril par le COSEPAC, et constituaient le taxon présentant la plus grande diversité de modèles d'élasticité; toutefois, seulement 35 % des poissons d'eau douce présentaient des modèles d'élasticité qui différaient selon les taux de croissance de la population. Toutes les espèces avec $T_{mat} < 2$ ont été classées dans le groupe 1 pour tous les taux de croissance de la population. Les plus grands nombres de poissons d'eau douce ont été classés dans le groupe 4, en particulier pendant l'essor. Le groupe 2 comptait le plus faible nombre de membres parmi les poissons d'eau douce, sensibles à la survie des adultes, aucun poisson d'eau douce ayant été affecté au groupe 2 alors que la population connaissait un essor considérable.

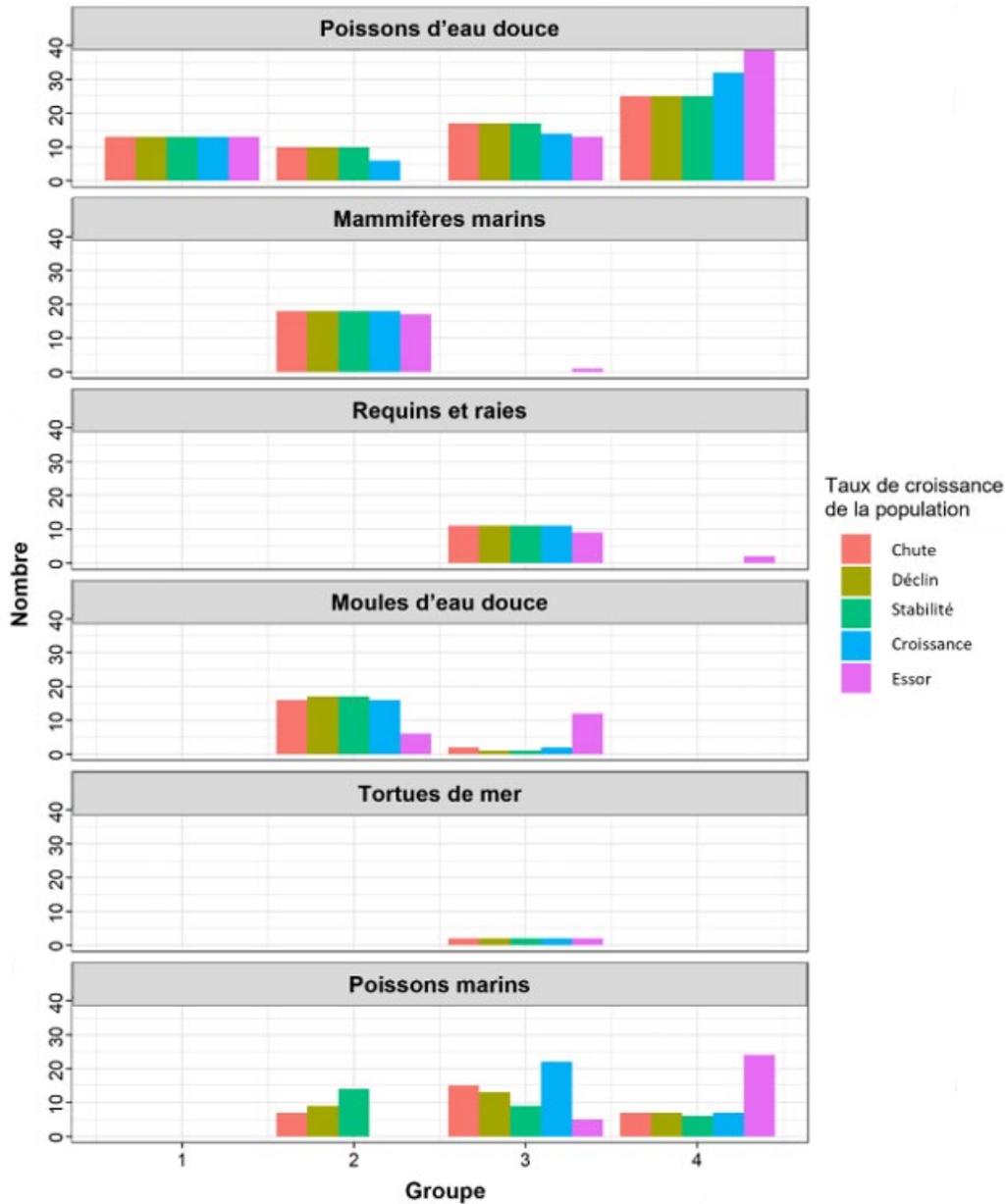


Figure 15. Le nombre d'espèces identifiées dans chaque groupe d'élasticité (1-4) pour chaque classe de taxons et de taux de croissance de la population.

Des forêts aléatoires ont été utilisées pour déterminer quelles variables du cycle biologique (tableau 3) étaient les plus importantes pour déterminer l'appartenance à un groupe d'élasticité. Le classement des variables a été basé sur la diminution de la précision de prédiction hors sac graduée et de l'indice de Gini (une mesure de la pureté du groupe) lorsqu'une variable était exclue de l'ajustement du modèle (figure 16). Une concordance a été constatée entre la diminution de la précision moyenne et la diminution de l'indice de Gini pour les cinq variables prédictives les plus importantes : la valeur λ , l'âge à la maturité, les taxons, la survie des adultes (σ_a) et la durée du stade adulte (ou durée de vie reproductive). La description catégorielle de l'état de la population (classe λ), la sémelparité et le statut selon le COSEPAC n'étaient pas des prédicteurs importants de l'appartenance à un groupe d'élasticité. Le modèle des forêts aléatoires était précis à 91,1 % pour prédire l'appartenance à un groupe d'élasticité des espèces hors-échantillon.

Tableau 3. Variables du cycle biologique et définitions prises en compte dans l'analyse de forêts aléatoires de l'appartenance à un groupe d'élasticité.

Variable	Définition	Unité
Lambda	Taux de croissance de la population	S. O.
Taxons	Groupes d'espèces	Catégorique
Âge à la maturité	Âge auquel 50 % de la population atteint la maturité	Années
Survie des adultes	Proportions annuelles d'individus matures qui survivent	Proportion
Durée du stade adulte	Nombre moyen d'années que dure le stade adulte ($T_{max} - T_{mat}$)	Années
Fécondité	Nombre moyen de descendants femelles produits annuellement ($F = \frac{\phi f}{\Psi}$)	Œufs
Longueur maximale	Longueur maximale atteinte par un individu de l'espèce	Cm
Classe Lambda	Catégorie de croissance de la population : essor, croissance, stabilité, déclin ou chute	Catégorique
Statut	Statut du COSEPAC	Catégorique
Sémelpare	L'espèce meurt après la fraie.	Oui/Non

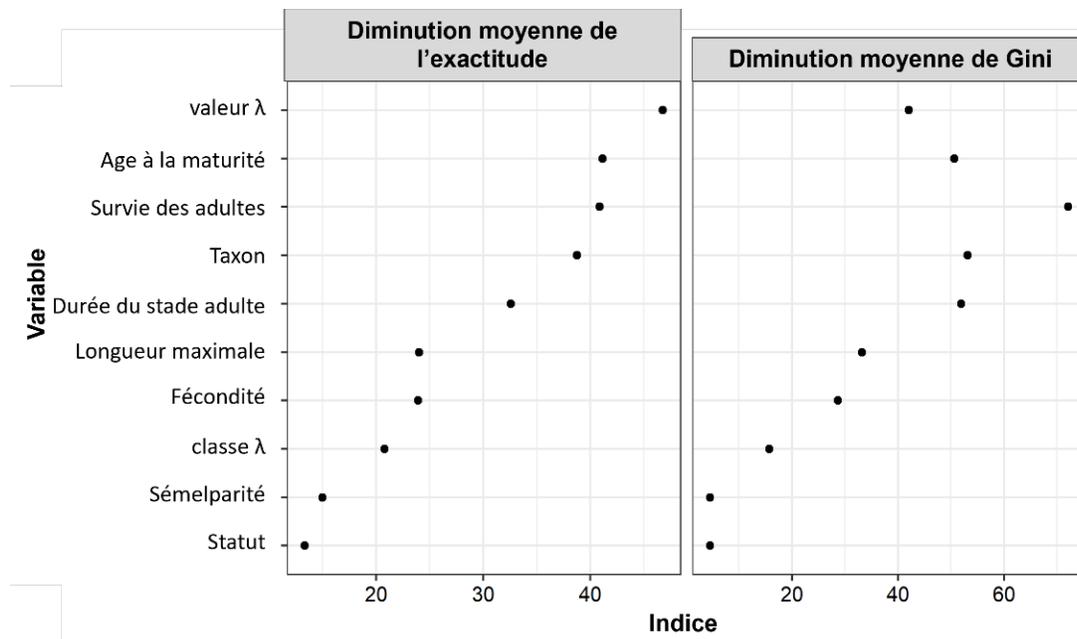


Figure 16. Résultats de l'analyse des forêts aléatoires classant l'importance des variables à l'aide de deux mesures graduées. La diminution moyenne de l'exactitude mesure le changement de l'exactitude de la prédiction hors sac lorsque la variable a été exclue. La diminution moyenne de Gini mesure le changement de l'indice de Gini (une mesure de la pureté du groupe) lorsque la variable a été exclue.

Les cinq prédicteurs les plus importants ont été utilisés dans un seul arbre de décision afin de démontrer comment ces variables peuvent être utilisées pour prédire les modèles d'élasticité d'une espèce (figure 17). Le modèle prédisait avec une précision de 84 % l'appartenance à un groupe hors-échantillon. La division principale de l'arbre était constituée de taxons prédisant que tous les mammifères marins et les moules d'eau douce étaient membres du groupe d'élasticité 2, mais avec une précision de seulement 90 % des prédictions dans l'échantillon. Les autres taxons ont été divisés en fonction du taux de survie des adultes, de l'âge à la maturité et du taux de croissance de la population. Les espèces du groupe d'élasticité 1 ont pu être identifiées lorsque l'âge à la maturité était $< 1,5$ avec une précision de 100 % dans l'échantillon. Les espèces du groupe 4 présentaient généralement un faible taux de survie des adultes ($\sigma_a < 0,68$ ou $< 0,89$ quand $\lambda > 1,2$) et un âge à la maturité $> 1,5$. Les espèces du groupe 2 qui n'étaient pas des mammifères marins ou des moules d'eau douce ont été identifiées comme ayant une survie adulte élevée ($\sigma_a > 0,94$) et un faible accroissement de la population ($\lambda > 1,1$). L'appartenance au groupe 3 a été prédite avec le moins de succès (précision de 72 % pour les prédictions hors-échantillon) bien que le modèle ait indiqué que ces espèces présentaient généralement un $\sigma_a > 0,89$ lorsque $\lambda > 1,2$, un $\sigma_a < 0,94$ lorsque $\lambda < 1,2$, ou un $\lambda > 1,1$ lorsque $\sigma_a > 0,94$.

L'inclusion de taxons comme variable prédictive peut ne pas être souhaitable, surtout si la diversité des espèces évaluées par le COSEPAC au sein d'un taxon n'est pas représentative de celui-ci dans son ensemble. Un arbre de décision supplémentaire a été ajusté en excluant les taxons comme prédicteur (figure 18). L'arbre résultant s'est avéré un peu moins prédictif (77,5 % de précision pour les prédictions hors-échantillon). La principale division de l'arbre était le taux de survie des adultes, séparant les espèces en celles dont la survie des adultes est supérieure ou inférieure ($\geq 0,68$). Les espèces dont la survie à l'âge adulte est plus faible sont ensuite réparties dans les groupes d'élasticité 1 ou 4, selon que l'âge à la maturité était inférieur ou supérieur à 1,5 an. Les espèces dont la survie des adultes est plus importante peuvent être

réparties dans les groupes d'élasticité 2, 3 ou 4. Les espèces du groupe 2 étaient plus susceptibles d'avoir un faible taux de croissance de la population ($< 1,1$) et une durée du stade adulte > 14 ans. Les espèces du groupe 3 étaient plus susceptibles d'avoir une durée de stade adulte < 14 ans si le taux de croissance de la population était $< 1,1$ ou une durée de stade adulte $\geq 4,5$ ans si λ était compris entre $1,1$ et $1,4$. Les espèces ayant un taux de croissance de la population élevé ($> 1,4$) ou une durée du stade adulte courte ($< 4,5$) lorsque λ était compris entre $1,1$ et $1,4$ ont été classées comme ayant des modèles d'élasticité du groupe 4.

Le type de menace (évalué comme l'indice vital affecté) a eu une influence sur l'appartenance à un groupe d'élasticité (figure 19). Dans l'ensemble des taxons, 35,3 % des espèces ont changé d'appartenance à un groupe lorsqu'elles ont été affectées par différentes menaces. Les effets du type de menace sur l'appartenance à un groupe étaient plus importants lorsque la taille de la population diminuait. Au total, 38,5 % des espèces ont été assignées à au moins deux groupes d'élasticité lorsqu'elles ont connu des λ en chute, tandis que 23,1 % des espèces ont été assignées à au moins deux groupes d'élasticité dans le cas de λ en déclin. Les effets les plus marqués des menaces sur l'appartenance à un groupe d'élasticité provenaient des menaces affectant le stade adulte. La réduction de la survie des adultes a entraîné une réduction des valeurs d'élasticité pour la survie des adultes et un important déplacement de l'appartenance au groupe vers le groupe 4. En outre, on a constaté une augmentation du nombre d'espèces classées dans le groupe 2 (sensibles à la survie des adultes) et une diminution de l'appartenance au groupe 3 (sensibles à la survie des juvéniles et des adultes) lorsque la survie des juvéniles était réduite (avec des menaces pour les stades juvéniles et jeunes). Cependant, le type de menace n'a eu que peu d'influence sur la prédiction de l'appartenance à un groupe lorsqu'il a été inclus dans l'analyse des forêts aléatoires, se classant aux 7^e et 8^e rangs pour la précision et l'indice de Gini sur 10 prédicteurs (figure 20). Cette analyse n'a intégré que les trajectoires de déclin et de chute et, par conséquent, lambda n'était pas un prédicteur important. La survie des adultes a toutefois gagné en importance par rapport à l'analyse précédente des forêts aléatoires.

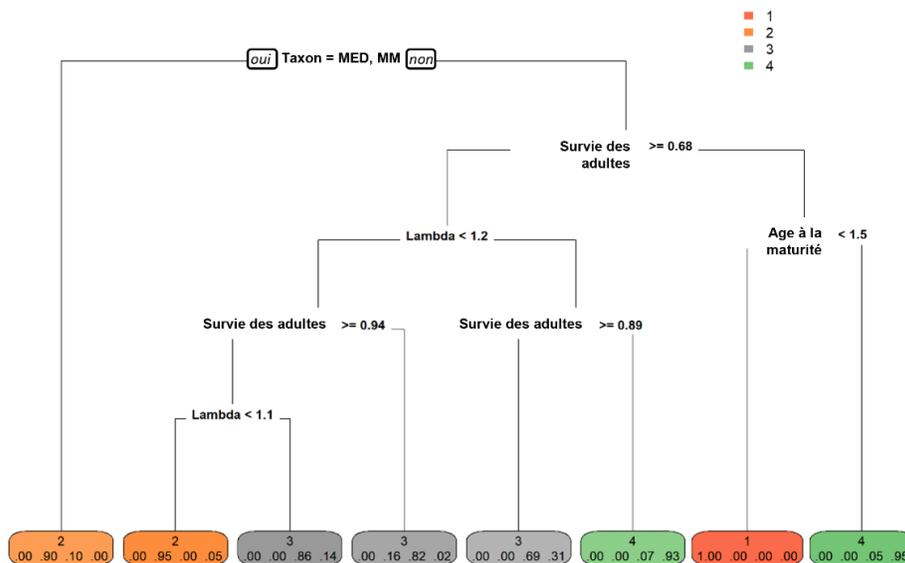


Figure 17. Résultats de l'analyse de l'arbre de décision prédisant l'appartenance à un groupe à partir des cinq variables prédictives les plus importantes déterminées par l'analyse des forêts aléatoires (figure 5). Les branches situées à gauche de chaque nœud indiquent une concordance. Les cases de chaque nœud terminal représentent le groupe dominant, la couleur correspondant à la pureté du groupe; les valeurs représentent l'ordre de réussite de la prédiction dans l'échantillon, du groupe 1 au groupe 4.

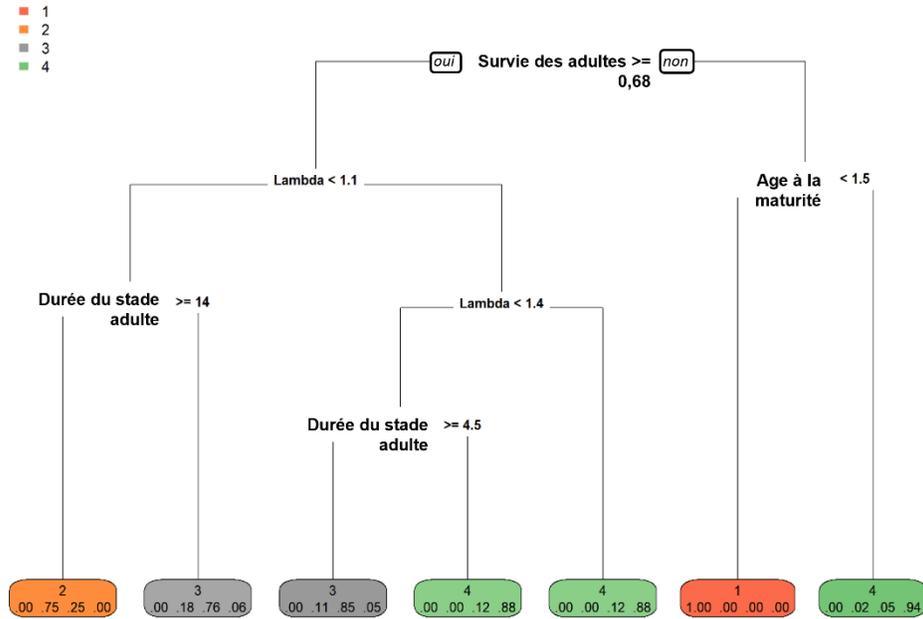


Figure 18. Résultats répétés de l'analyse de l'arbre de décision prédisant l'appartenance à un groupe à partir des variables prédictives les plus importantes, à l'exclusion des taxons, déterminées par l'analyse des forêts aléatoires (figure 5). Les branches situées à gauche de chaque nœud indiquent une concordance. Les cases de chaque nœud terminal représentent le groupe dominant, la couleur correspondant à la pureté du groupe; les valeurs représentent l'ordre de réussite de la prédiction dans l'échantillon, du groupe 1 au groupe 4.

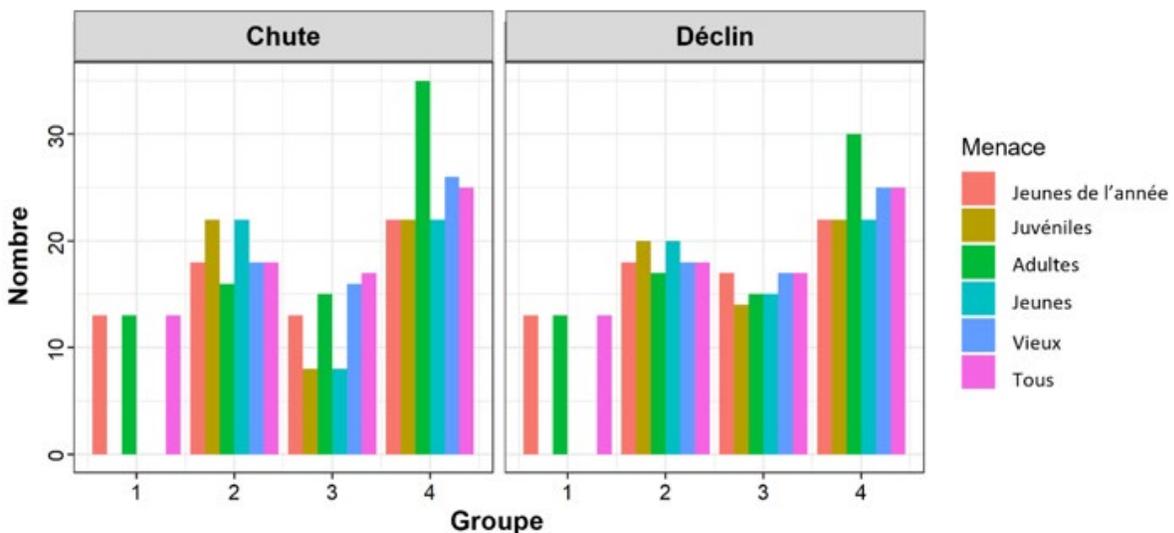


Figure 19. Le nombre d'espèces, tous taxons confondus, attribuées à chaque groupe de modèles d'élasticité lorsque la diminution de la population (chute ou déclin) résulte de menaces affectant différents stades du cycle biologique.

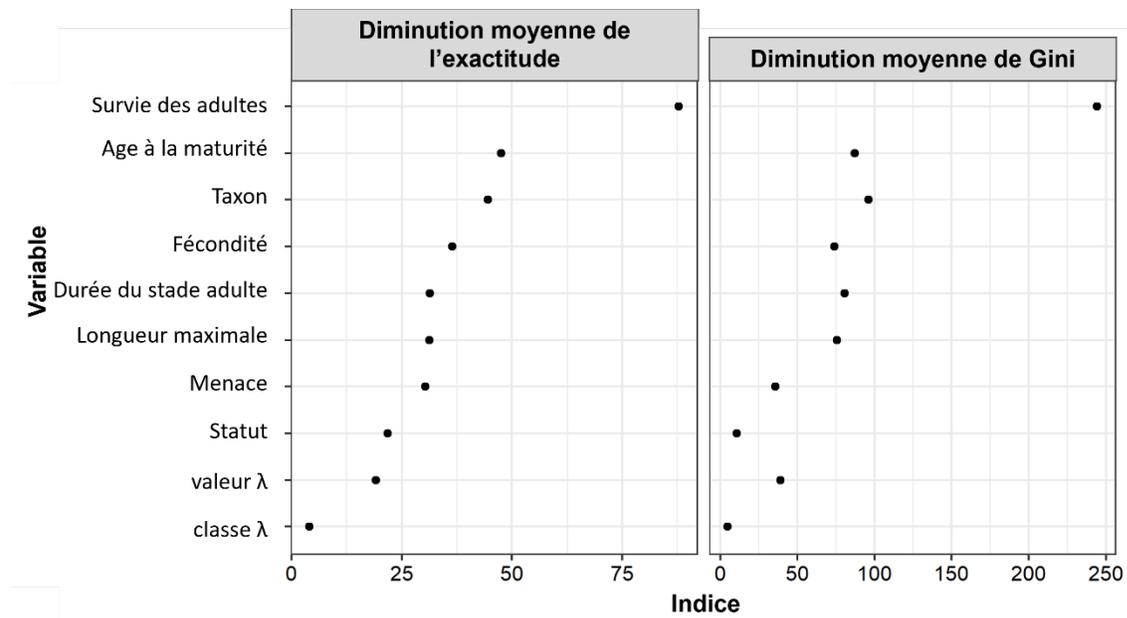


Figure 20. Résultats de l'analyse des forêts aléatoires des populations en chute et en déclin sous différentes menaces. La diminution moyenne de l'exactitude mesure le changement de l'exactitude de la prédiction hors sac lorsque la variable a été exclue. La diminution moyenne de Gini mesure le changement de l'indice de Gini (une mesure de la pureté du groupe) lorsque la variable a été exclue.

DISCUSSION

D'après cette analyse, les espèces aquatiques en péril au Canada peuvent être classées en quatre modèles d'élasticité décrivant la façon dont le taux de croissance des populations est susceptible de réagir aux perturbations de l'indice vital (fécondité, survie des juvéniles et survie des adultes). En outre, l'appartenance à un groupe peut être déterminée avec un haut degré de précision (91 % pour les forêts aléatoires, 84 % et 78 % pour les arbres de décision indépendants) à partir de quelques caractéristiques du cycle biologique : le taux de survie des adultes, l'âge à la maturité, le taux de croissance de la population, la durée du stade adulte ou de la vie reproductive et les taxons. Cela permettra de déterminer rapidement comment une espèce inscrite à la liste de la LEP est susceptible de réagir aux mesures de gestion ou aux dommages anthropiques avant l'achèvement de la modélisation de la population ou lorsque les limitations des données empêchent le paramétrage d'un modèle de population détaillé. Dans ces cas, la connaissance de quelques caractéristiques du cycle biologique seulement permettra de déterminer une série de valeurs d'élasticité. De plus, lorsque les données sont très limitées, l'avis d'un expert peut suffire pour déterminer si une caractéristique est susceptible d'être supérieure ou inférieure à un certain seuil (p. ex. si la durée de vie reproductive dépasse 14 ans). Ces informations peuvent ensuite guider les actions de gestion pendant que d'autres données propres aux espèces sont collectées.

Par exemple, une espèce comme le chabot de profondeur (*Myoxocephalus thompsonii*), qui fait partie de la liste des espèces préoccupantes dans les Grands Lacs, n'est pas bien étudiée et on sait peu de choses sur les caractéristiques de son cycle biologique. On pense que sa longévité est d'au moins 7 ans et qu'il atteint la maturité à l'âge de 3 ans; cependant, la fécondité et les taux de survie sont inconnus (COSEPAC 2017). Par conséquent, les informations sont insuffisantes pour paramétrer adéquatement un modèle de population afin de guider les actions de rétablissement ou d'estimer l'effet des dommages. Si, toutefois, le taux de survie des adultes est estimé à 0,438 à partir des allométries de la documentation (p. ex. Hoenig 1983), cette valeur et l'hypothèse que l'âge à la maturité est > 1,5 an peuvent être utilisées pour prédire que le chabot de profondeur appartient probablement au groupe d'élasticité 4. Si l'on suppose que les valeurs d'élasticité moyennes du groupe 4 s'appliquent au chabot de profondeur, on pourrait également supposer que les valeurs d'élasticité préliminaires sont de 0,33, 0,44 et 0,22 pour la survie ou la fécondité des jeunes de l'année, la survie des juvéniles et la survie des adultes, respectivement. Cette approche fournit une première indication de la manière dont la population peut répondre à des perturbations liées au stade de vie et la possibilité de quantifier ces changements. Par exemple, la population peut être plus sensible aux dommages subis au stade juvénile. On estime qu'une action de mortalité de 10 % sur ce stade entraînerait une réduction de 4,4 % de l'accroissement de la population. Cette méthode d'évaluation des dommages causés aux espèces aquatiques inscrites à la liste de la LEP est destinée à servir de guide lorsque d'autres informations propres à chaque espèce ne sont pas disponibles. Elle ne vise pas à supplanter les méthodes de mesure des dommages qui nécessitent davantage de données (p. ex. les modèles de population existants) et devrait être revue à la suite de recherches supplémentaires lorsque les modèles de population pourront être paramétrés de manière adéquate.

L'inclusion des taxons comme prédicteurs dans l'arbre de classification a simplement servi à isoler des taxons particuliers où la majorité des espèces étaient classées dans un seul groupe de modèles d'élasticité. Ce résultat n'est pas forcément souhaitable lorsqu'il s'agit de définir comment les dommages peuvent affecter les espèces en péril nouvellement identifiées, en particulier si les caractéristiques du cycle biologique diffèrent de la majorité des espèces précédemment évaluées au sein d'un même taxon. Le retrait des taxons de l'arbre de classification a entraîné une légère diminution de la précision de prédiction (78 contre 84 % de

précision de prédiction hors-échantillon). Il serait plus prudent de créer des modèles propres à chaque taxon pour améliorer la précision. Parmi les espèces en péril, la diversité des cycles biologiques au sein d'un même taxon était moins importante pour les mammifères marins, les tortues et les moules d'eau douce que pour les poissons. Par conséquent, pour ces espèces, il n'a pas été possible de discerner des modèles d'élasticité propres à chaque taxon ou d'identifier les caractéristiques de cycle biologique (autres que λ) qui les influencent. L'extension de cette analyse au-delà des espèces en péril pourrait permettre une plus grande diversité de caractéristiques du cycle biologique et de modèles d'élasticité, qui pourraient alors être modélisés avec plus de succès.

Des analyses antérieures ont permis de cibler des modèles d'élasticités et de réponses prédictives pour des groupes taxonomiques donnés. Heppell *et al.* (2000) ont constaté qu'avec des modèles de population simplifiés d'espèces de mammifères, un ensemble complet d'élasticités pouvait être déterminé à partir des estimations de l'âge à la maturité, de la survie des adultes et de λ (Heppell *et al.* 2000; Caswell 2001). De même, les espèces à maturation précoce ayant de grandes portées (mammifères « rapides ») présentaient généralement une fécondité élevée et de faibles élasticités de survie des adultes (c.-à-d. les espèces du groupe 1 ou du groupe 4), tandis que les mammifères « lents » ayant une faible fécondité et des taux élevés de survie des juvéniles et des adultes (semblables aux mammifères marins modélisés ici) présentaient une fécondité beaucoup plus faible et des élasticités de survie des adultes élevées (c.-à-d. les espèces du groupe 2).

Vélez-Espino *et al.* (2006) ont appliqué l'analyse de l'élasticité à 88 espèces de poissons d'eau douce. Les poissons d'eau douce ont été regroupés en quatre catégories en fonction de leurs modèles d'élasticité : i) espèces sensibles à la survie des adultes; ii) espèces sensibles à la survie totale; iii) espèces sensibles à la survie des juvéniles; et iv) espèces sensibles à la survie des juvéniles et à la fécondité ou à la survie des jeunes de l'année (Vélez-Espino *et al.* 2006). Ils ont également déterminé que, pour toutes les espèces, l'ampleur des élasticités de survie des adultes était liée à la durée de vie et que les élasticités de fécondité ou de survie des jeunes de l'année étaient liées à l'âge à la maturité lorsque l'accroissement de la population était stable. Les modèles d'élasticité ont également été liés à la taille corporelle chez les poissons d'eau douce (van der Lee et Koops 2016).

Young et Koops (2011) ont exploré les modèles d'élasticité des unionidés au moyen de modèles de population basés sur les extrêmes des caractéristiques du cycle biologique (c.-à-d. les taux de survie, l'âge à la maturité, la fécondité et la longévité). L'analyse de Young et Koops (2011) permettait une plus grande variation des caractéristiques du cycle biologique que l'analyse du présent document, y compris des valeurs λ beaucoup plus grandes que celles examinées ici. Les modèles d'élasticité résultants correspondent aux groupes 2, 3 et 4 de l'analyse actuelle (groupes 2, 1 et 3 respectivement dans Young et Koops 2011). Les modèles d'élasticité du groupe 2 ont été le plus souvent déterminés par Young et Koops (2011), tout comme dans la présente analyse. Le taux de croissance de la population n'a pas été inclus comme prédicteur pour catégoriser les modèles d'élasticité, mais les autres caractéristiques du cycle biologique jugées importantes sont : la fécondité, l'âge à la maturité et la survie relative entre le stade juvénile et le stade adulte.

L'analyse présentée dans cette section a été soumise à plusieurs limitations qui peuvent avoir influencé les résultats. La plus importante est le manque de données sur les caractéristiques du cycle biologique de chaque espèce. Comme beaucoup d'espèces incluses dans l'analyse sont rares et peu étudiées, des lacunes importantes ont été constatées dans les données disponibles pour de nombreuses espèces, en particulier pour les moules d'eau douce. Ces lacunes ont généralement été comblées par l'estimation de paramètres à partir de relations propres à chaque taxon. Toutefois, ces relations reflètent des estimations moyennes à l'échelle

du taxon et peuvent donc sous-représenter la diversité des caractéristiques du cycle biologique lorsqu'elles sont appliquées de manière générale dans l'analyse. Aucun effort n'a été négligé pour éviter d'utiliser de telles relations, même si cela s'est avéré nécessaire dans certains cas.

Les effets des perturbations des indices vitaux sur le taux de croissance des populations dans cette analyse reflètent des changements permanents, par exemple des changements permanents d'habitat causés par des ouvrages, entreprises ou activités. Par conséquent, les estimations peuvent ne pas représenter avec précision les effets des dommages temporaires ou transitoires (c.-à-d. lorsque les ouvrages, entreprises ou activités entraînent des effets à court terme sur un ou plusieurs indices vitaux). Les estimations de l'élasticité peuvent refléter les effets immédiats de ces activités, mais ne rendront pas compte des répercussions à long terme de ces projets et du risque qui en résulte pour le rétablissement ou la persistance des populations. Il est probable que les élasticités provenant de perturbations permanentes surestiment les effets des dommages transitoires.

De plus, les modèles de matrice intégrés dans cette analyse sont déterministes et indépendants de la densité. Les valeurs d'élasticité déterministes des modèles de matrice moyens sont probablement de bonnes approximations de celles des modèles aléatoires (Caswell 2001). Il est donc peu probable que les tendances générales de cette analyse diffèrent avec l'inclusion de la stochasticité. Les conséquences de la dépendance à la densité sur la réponse d'une population aux perturbations sont toutefois moins claires. La dépendance compensatoire à la densité peut diminuer les effets des dommages, comme le supposent de nombreux modèles de pêche (c.-à-d. les courbes stock-recrutement, Hilborn et Walters 1992). Par ailleurs, de petits changements dans les indices vitaux ou les caractéristiques du cycle biologique dans un environnement dépendant à la densité peuvent provoquer des changements d'état permanents ou des bifurcations dans les trajectoires avec des effets significatifs à long terme (c.-à-d. des changements dans l'équilibre, Caswell 2001). L'inclusion de la dépendance à la densité ou de la stochasticité environnementale ou démographique dépasse le cadre de cette analyse générique. Cependant, lors de l'évaluation des dommages à l'aide de méthodes plus rigoureuses propres à chaque espèce, ces facteurs doivent être pris en compte.

Il est probable que les modèles d'élasticité d'autres taux de croissance des populations dans l'arbre de décision initial (figure 17) ont été influencés par les menaces supposées (diminution des indices vitaux) qui entraînent un déclin de la population. Par exemple, le choix de réduire l'ensemble du calendrier de survie des poissons d'eau douce pour créer un déclin de la population (simulant des effets à grande échelle sur l'habitat) a donné lieu à des modèles d'élasticité identiques à ceux des populations stables, tandis que la réduction du taux de survie des adultes des poissons marins (simulant la mortalité par pêche) a engendré des élasticités de survie des adultes réduites par rapport aux populations stables. Bien que des tentatives aient été faites pour appliquer les dommages d'une manière qui reflète les menaces propres à chaque taxon, l'application à toutes les espèces d'un même taxon peut ne pas être appropriée. Par conséquent, les schémas d'élasticité produits à partir de l'analyse initiale par d'autres taux de croissance des populations (non stables) représentent des hypothèses de menaces et peuvent différer des résultats propres à chaque population lorsque les menaces diffèrent.

L'examen de l'évolution des modèles d'élasticité lorsqu'une population subit différentes menaces a montré que certaines menaces peuvent entraîner des changements importants dans les modèles d'élasticité. Les espèces dont la survie des adultes est réduite (p. ex. en raison de la mortalité par pêche) tendaient à devenir plus sensibles à la survie des juvéniles, tandis que les espèces dont la survie des juvéniles est réduite (p. ex. en raison de la dégradation de l'habitat de grossissement) étaient plus sensibles à la survie des adultes. Dans ces scénarios, les populations sont confrontées à des menaces et les élasticités quantifient les effets des perturbations avec ces menaces toujours en vigueur. Les efforts d'atténuation ou de

rétablissement qui ramènent la population à son état initial se traduiraient par des modèles d'élasticité de populations en croissance ou stables. Toutefois, si les menaces ne peuvent pas être éliminées (p. ex. la mortalité due aux prises accessoires), ces résultats de simulation donnent un aperçu de la meilleure façon de stimuler l'accroissement de la population. Bien que la menace active ait entraîné un changement dans l'affectation des groupes (figure 18), le type de menace n'était pas un prédicteur dominant de l'appartenance à un groupe. Au contraire, la survie des adultes (mortalité naturelle et par menace) était fortement prédictive de l'appartenance au groupe. La survie des adultes était un facteur prédictif important dans l'arbre initial (figures 16 et 17); le type de menace n'a donc pas de grandes répercussions sur l'arbre.

En conclusion, les modèles d'élasticité des espèces en péril au Canada ont été regroupés en quatre catégories : groupe 1, espèces sensibles à la reproduction ou à la survie des jeunes de l'année; groupe 2, espèces sensibles à la survie des adultes; groupe 3, espèces sensibles à la survie des juvéniles et des adultes; et groupe 4, espèces sensibles au début du cycle biologique (reproduction ou survie des jeunes de l'année et survie des juvéniles). La connaissance du modèle d'élasticité d'une espèce permet de faire des déductions sur la façon dont une population peut réagir à des dommages ou à des actions de gestion visant à stimuler l'accroissement de la population. En l'absence de données démographiques ou de modèles de population détaillés, il a été constaté que l'appartenance à un groupe d'élasticité peut être prédite de manière fiable à l'aide de quelques caractéristiques du cycle biologique : survie des adultes, durée du stade adulte, âge à la maturité et taux de croissance de la population. Cette analyse fournit un cadre pour guider les décisions de gestion des espèces en péril lors de l'évaluation des dommages et des actions de rétablissement dans les cas où d'autres méthodes ne sont pas disponibles.

SECTION 5 : CONSIDÉRATIONS SUR LES MESURES COMPENSATOIRES POUR LES ESPÈCES INSCRITES À LA LISTE DE LA LEP

Les sections 2, 3 et 4 fournissent les éléments de base permettant de déterminer la nature et l'étendue des changements à l'habitat causés par les ouvrages, entreprises ou activités, les variations de l'indice vital associées et les réponses des populations. Ces éléments constituent un cadre autonome utile pour évaluer les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités individuels sur la trajectoire d'une espèce inscrite à la LEP et, lorsqu'ils sont combinés aux points de référence des dommages admissibles, ils constituent un cadre pour prendre des décisions sur les répercussions des ouvrages, entreprises ou activités en vertu de l'article 73. Toutefois, en plus de ces éléments, le Programme sur les espèces en péril du MPO a sollicité des conseils sur l'utilisation potentielle de mesures compensatoires en matière de biodiversité pour contrebalancer les effets résiduels sur les espèces inscrites à la liste de la LEP. La théorie de base des mesures compensatoires en matière de biodiversité est passée en revue afin de fournir ces conseils. Nous décrivons ensuite dans quelle mesure la politique de mesures compensatoires pour les espèces menacées est appliquée à l'échelle mondiale. Enfin, une interprétation de l'endroit et de la manière dont le processus de mesures compensatoires pourrait s'appliquer à des ouvrages, entreprises ou activités donnés tout en satisfaisant aux conditions de l'article 73 est présentée.

La compensation de la biodiversité est une technique relativement nouvelle et évolutive utilisée dans le monde entier pour contrebalancer les effets environnementaux résiduels inévitables des projets de développement. Lorsqu'elle est mise en œuvre, la compensation est la troisième phase d'une hiérarchie des mesures d'atténuation à trois échelons qui commence par : 1) le contournement des répercussions du projet, par exemple par la relocalisation du site; 2) l'application de mesures d'atténuation, comme la refonte du projet si la relocalisation n'est pas possible; et 3) la compensation des pertes lorsque les mesures d'évitement et d'atténuation entraînent des effets résiduels sur l'environnement (Gardner *et al.* 2013).

La compensation vise à équilibrer les pertes attendues par des gains sur le site des répercussions ou ailleurs au moyen d'une certaine forme de mesure compensatoire anthropique. Les mesures compensatoires peuvent être de même type (les pertes sont remplacées par des gains équivalents, p. ex. la perte d'habitat est compensée par un gain d'habitat grâce à la restauration) ou hors-type (p. ex. les pertes d'habitat sont remplacées par la suppression d'une espèce envahissante qui limite la productivité). En général, les mesures compensatoires prennent la forme de manipulations de l'habitat, de la biologie ou de la chimie qui visent à fournir, au minimum, un gain équivalent à ce qui a été perdu. Les calculs de compensation sont généralement évalués à l'aide d'un cadre comptable conçu à cet effet (p. ex. voir l'utilisation des « équivalents adultes » comme mesure utile dans le cadre du Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO; Bradford *et al.* 2016).

L'efficacité de la compensation fait l'objet d'un débat scientifique animé (voir Walker *et al.* 2009 et Gardner *et al.* 2013, et leurs références), les critiques portant principalement sur : 1) le manque de preuves empiriques de l'efficacité (Gibbons et Lindenmayer 2007); 2) les préoccupations selon lesquelles l'éventuelle possibilité de compenser les effets résiduels assouplit la rigueur appliquée aux autres étapes de la hiérarchie des mesures d'atténuation (Clare *et al.* 2011); et, 3) l'idée que la compensation entraîne « l'échange [de] pertes certaines et presque immédiates contre des gains futurs incertains » (Laitila *et al.* 2014). Cependant, la compensation a été appliquée avec succès pour contrebalancer les pertes de productivité des activités de pêche au Canada (Loughlin et Clarke 2014; Bradford 2017; voir ci-dessous). Des mesures compensatoires ont également été appliquées avec succès pour les espèces menacées, le succès étant souvent lié à la rigueur de la mise en œuvre. Par exemple, après la construction des infrastructures pour soutenir les Jeux olympiques de Sydney, en Australie, une

compensation a été mise en place pour contrebalancer les pertes subies dans les populations de grenouilles menacées. Des exigences de compensation intensives (un rapport de création d'habitats équivalent à 19:1 et un suivi intensif avant et après avec des études de marquage-recapture) ont conduit à une multiplication par 19 de la superficie de l'étang et par 1,2 à 3,5 de la taille de la population au cours du suivi (Pickett *et al.* 2013).

Les modifications de 2012 à la *Loi sur les pêches* ont introduit le concept de compensation comme moyen d'équilibrer les pertes de productivité résiduelles résultant de l'activité de développement. La théorie et l'application des mesures compensatoires ont été examinées par le Secteur des sciences du MPO quant à l'atteinte d'une perte nette nulle de la productivité des activités de pêche (voir Clarke et Bradford 2014; Loughlin et Clarke 2014; Bradford *et al.* 2016). Notamment, Loughlin et Clarke (2014) fournissent des exemples de mesures compensatoires appliquées avec succès dans un contexte de pêche. Toutefois, contrairement à la *Loi sur les pêches*, la *Loi sur les espèces en péril* ne comprend pas les termes « compensation », « compenser » ou « indemnisation ». Une ébauche de politique d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC, non daté), y compris la politique de délivrance de permis de la LEP proposée (gouvernement du Canada 2016), précise que l'utilisation de mesures compensatoires en matière de biodiversité (également appelées allocations de conservation; ECCC, non daté) peut être prise en compte lors de l'évaluation de projets en vertu de l'article 73; toutefois, aucun avis scientifique sur la mise en œuvre n'a été élaboré.

Pour comprendre la prévalence de la compensation pour les espèces menacées et les différences potentielles de la politique de compensation par rapport à des scénarios de compensation plus élémentaires, Bhathal *et al.* (manuscrit non publié) ont effectué un examen global de 73 administrations fédérales ayant mis en place des programmes de compensation de la biodiversité pour les espèces aquatiques ou terrestres. Ces règlements englobaient trois catégories : les études concernant les répercussions sur l'environnement, les politiques relatives aux espèces en voie de disparition et d'autres règlements et politiques. Sur les 73 administrations étudiées, 72 % ont indiqué, par l'entremise de déclarations de politique générale, que la compensation en matière de biodiversité pouvait être utilisée dans des scénarios concernant des espèces menacées, et qu'une rigueur accrue devait être appliquée dans ces scénarios. Cependant, en général, les différences dans les critères d'évaluation ou le degré de rigueur accru de la compensation pour les situations concernant des espèces menacées n'ont pas été fournies. Seulement cinq administrations ont fourni des différences mesurables dans la façon dont les mesures compensatoires devraient être mises en œuvre pour les espèces en voie de disparition (tableau 4). L'Afrique du Sud a fourni la plus grande différence quant à la manière dont la compensation pour les espèces menacées devrait différer des scénarios génériques, avec des ratios de compensation prédéterminés basés sur le statut d'une population donnée (tableau 5).

Tableau 4. Résumé des administrations fédérales décrivant les exigences en matière de compensation pour les espèces en voie de disparition (y compris les espèces terrestres ou aquatiques; Bhathal et al., manuscrit non publié). Les formes abrégées dans la colonne « Objectif de compensation » sont « perte nette » (PN) et « gain net » (GN).

Région	Pays	Compétence	Instrument juridique avec compensation pour la biodiversité	Année	Objectif de compensation	Mesure de compensation	Équivalent	Durée de compensation	Type de compensation	Contexte de compensation	Type d'écosystème
Amérique du Nord	États-Unis d'Amérique	Nationale	Atténuation compensatoire pour les pertes de ressources aquatiques, Réserve d'atténuation des milieux humides en vertu de l'article 404	2008	PN	Basé sur la perte de ressources aquatiques; ratio par superficie en acres ou pied linéaire	De même type (pour les ressources difficiles à remplacer)	Gestion à long terme/ À perpétuité	Mesures d'atténuation responsables pour les titulaires de permis; réserve d'atténuation; conventions d'honoraires	Gestion du bassin versant (dans les limites appropriées et applicables) Écopaysage	Zones humides, cours d'eau et autres ressources aquatiques
Amérique du Nord	États-Unis d'Amérique	Nationale	Conseils pour l'établissement, l'utilisation et le fonctionnement des réserves de conservation. Faune et flore en voie de disparition et menacées; Politique d'atténuation compensatoire de la Endangered Species Act, 2016	2003 2016	PN GN	Basé sur la valeur de l'espèce et de l'habitat; des mesures équivalentes doivent être utilisées dans la mesure du possible. (rapport \geq 1:1 pour la zone abritant le site de nidification ou le groupe familial)	De même type	À perpétuité	Mesures d'atténuation responsables pour les titulaires de permis; réserve d'atténuation; conventions d'honoraires	Écopaysage	Terrestre et eau douce (espèces en voie de disparition)
Caraïbes, Amérique centrale et Amérique du Sud;	Colombie	Nationale	Manuel d'attribution de mesures compensatoires pour la perte de biodiversité	2012	PN GN	Superficie (facteur de compensation du rapport global)	De même type	Durée du projet	Ponctuel	Écopaysage	Terrestre
Afrique	Le Cap-Occidental (Afrique du Sud)	Provinciale	Lignes directrices pour les compensations en matière de	2007	PN	Superficie (rapport : multiplicateurs basés sur la conservation, les espèces, la fonctionnalité et les services écosystémiques)	De même type	À perpétuité	Ponctuel; indemnité compensatoire	Écopaysage	Terrestre et zone humide

Région	Pays	Compétence	Instrument juridique avec compensation pour la biodiversité	Année	Objetif de compensation	Mesure de compensation	Équivalent	Durée de compensation	Type de compensation	Contexte de compensation	Type d'écosystème
			biodiversité du Cap-Occidental								
Afrique	KwaZulu-Natal (Afrique du Sud)	Provinciale	Lignes directrices concises sur les mesures compensatoires en matière de biodiversité au KwaZulu-Natal	2013	PN	Superficie (rapport : multiplicateurs basés sur la conservation, les espèces, la fonctionnalité et les services écosystémiques)	De même type	Durée du projet ou à perpétuité	Ponctuel; indemnité compensatoire	Écopaysage	Terrestre Écosystèmes des zones humides et des zones côtières
Australie, Nouvelle-Zélande et Océanie	Australie	Nationale	Politique de compensation environnementale	2012	PN GN	Superficie de communauté (superficie initiale et superficie future, en hectares et en qualité); Superficie de l'habitat; Nombre de caractéristiques (p. ex. arbres d'habitat); État de l'habitat (qualité); Taux de natalité; Taux de mortalité; Nombre d'individus	De même type*	Flexible; le calendrier dépend du risque	Paiements ponctuels et paiements compensatoires, exploration de la biobanque	Écopaysage	Terrestre (certains aspects relatifs au milieu marin)

Tableau 5. Règles de rapport de compensation établies pour soutenir la politique sur les espèces menacées en Afrique du Sud (Bhathal et al., manuscrit non publié).

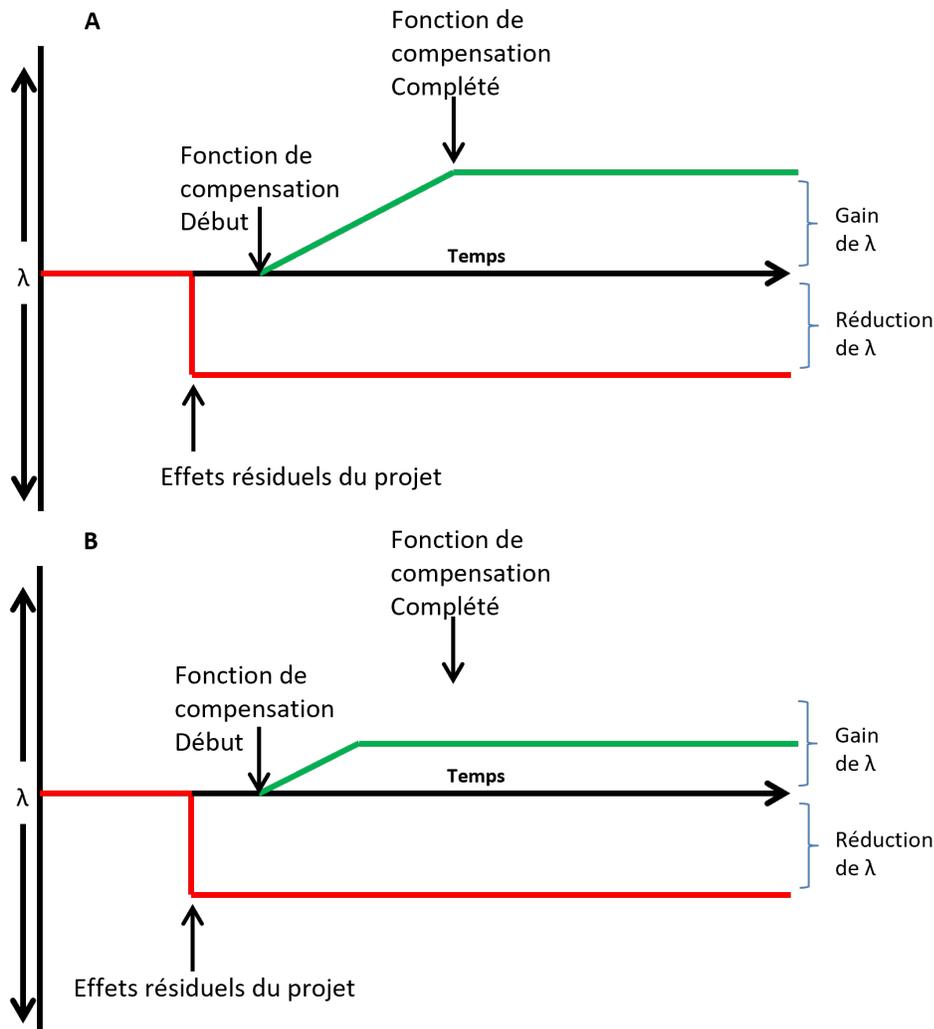
Province	Catégorie de compensation	Type d'écosystème	Rapport de compensation
Le Cap-Occidental	Compensations générales en matière de biodiversité	Le moins menacé	Aucune compensation requise
	Compensations pour espèces en péril	Sérieusement en voie de disparition (dans des circonstances exceptionnelles)	30:1
		En voie de disparition	20:1
		Vulnérable	10:1
KwaZulu-Natal	Compensations générales en matière de biodiversité	Le moins menacé	Aucune compensation requise
	Compensations générales en matière de biodiversité	Sérieusement en voie de disparition (dans des circonstances exceptionnelles)	30:1
		En voie de disparition	25:1
		Vulnérable	5:1
		Quasi menacé	3:1

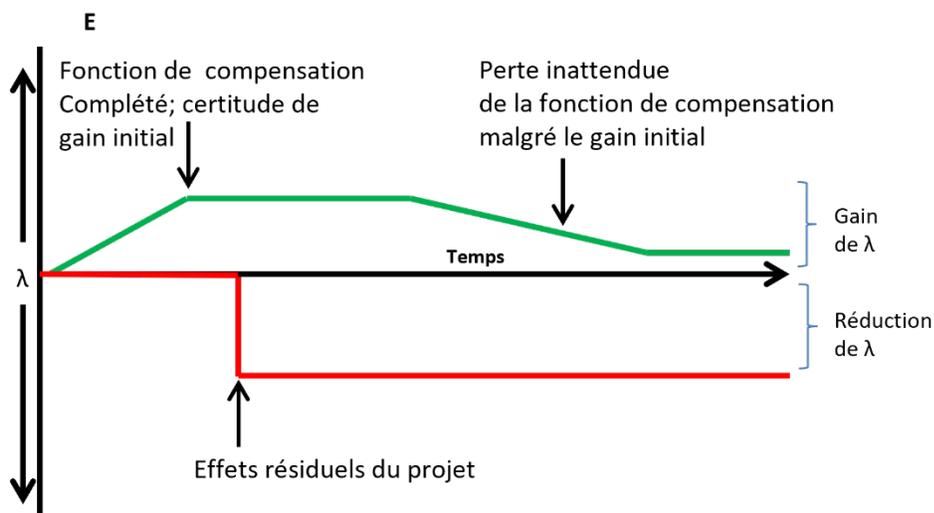
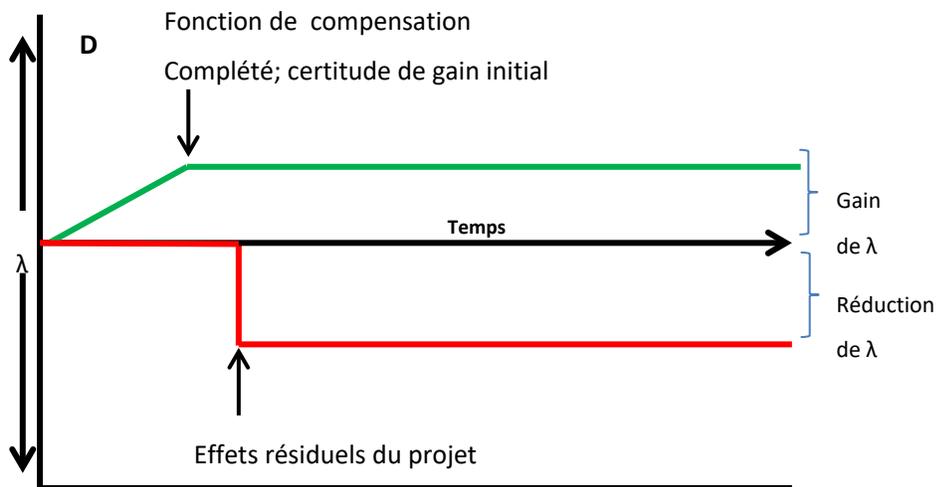
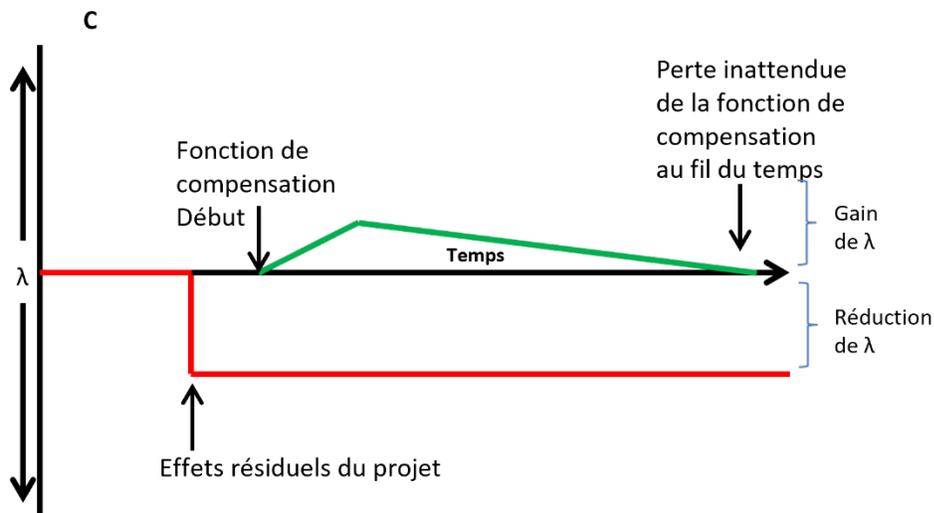
Les considérations pour comprendre l'adéquation d'une compensation ont été étudiées par Pilgrim *et al.* (2013), Gardner *et al.* (2013) et Poulton (2018). Plus particulièrement, Pilgrim *et al.* (2013) ont établi un cadre de poids de la preuve pour examiner si les répercussions d'un projet peuvent être compensés en fonction de la vulnérabilité de l'objet en question (p. ex. l'habitat, la population ou l'espèce), du caractère irremplaçable de cet objet et des possibilités offertes pour mettre en œuvre des compensations. Ici, plusieurs scénarios conceptuels ont été élaborés afin d'examiner la possibilité et la manière dont les compensations pourraient équilibrer les effets résiduels sur le taux de croissance de la population d'une espèce inscrite à la liste de la LEP, ainsi que les incertitudes associées. Dans le premier scénario (figure 21, A), des ouvrages, entreprises ou activités sont autorisés en raison de l'examen d'un plan de compensation qui détermine une forte probabilité que la compensation permette d'équilibrer les pertes résiduelles. La compensation est amorcée pendant ou immédiatement après les effets résiduels du projet; cependant, la fonction de compensation (sous forme de changements mesurables de l'accroissement de la population) ne se produit pas avant un certain moment. Il s'agit d'un scénario relativement courant pour les espèces qui ne sont pas inscrites à la liste de la LEP, l'incertitude associée au retard dans la fonction étant souvent traitée à l'aide de multiplicateurs (p. ex. des rapports de compensation), de sorte que les pertes à court terme seront finalement équilibrées ou dépassées. Dans ce scénario, plusieurs considérations et résultats potentiels sont liés au respect de l'alinéa 73(3)c). La première concerne la fonction de compensation qui est moins importante que prévu sur la base de l'examen du plan de compensation. Dans la figure 21 (B), la compensation assure une fonction écologique constante dans le futur, mais à une intensité réduite par rapport à ce qui était nécessaire pour équilibrer les pertes résiduelles. Dans la figure 21 (C), la compensation accuse une diminution croissante de sa fonction dans le temps, pour finalement atteindre un état où la fonction biologique n'est plus soutenue par la compensation, malgré les changements à long terme de l'accroissement de la population causés par les ouvrages, entreprises ou activités.

Pour réduire les incertitudes liées à la fonction et à la permanence de la compensation, une approche possible consiste à mettre en œuvre la compensation avant les effets résiduels du projet, de sorte que les gains attendus de la compensation fonctionnent pleinement et puissent

être identifiés et mesurés avant d'autoriser la perte résiduelle (figure 21, D). Dans ce cas, l'incertitude quant au gain initial de la fonction est réduite, à condition qu'un suivi approprié de la fonction de compensation puisse avoir lieu. Cependant, il est possible qu'une perte éventuelle de fonction dans le temps se produise (figure 21, E), ou une perte de fonction inattendue due à des interactions avec d'autres compensations ou à des changements dans les conditions environnementales qui interagissent avec la compensation, mais pas avec l'espèce (figure 21, F). Enfin, il est également possible que les compensations appliquées avant les effets résiduels aient des effets négatifs inattendus (p. ex. un problème pendant la construction qui affecte l'espèce de façon inattendue), ce qui entraîne des déclinés de population pendant la mise en œuvre de la compensation malgré les meilleures intentions. Des données de surveillance substantielles relatives à la fonction à long terme des compensations dans les écosystèmes aquatiques aideraient à comprendre la faisabilité générale de réaliser des gains de population dans le cadre de chaque scénario, mais elles n'étaient pas disponibles au moment de la présente étude.

L'évaluation de la pertinence d'une compensation peut se faire en estimant la probabilité d'obtenir un accroissement de la population grâce à la compensation, par rapport aux pertes de population dues aux effets résiduels. Le schéma à trois graphiques présenté dans la figure 3 peut être utilisé pour évaluer les changements dans l'habitat et les populations dus à la compensation, ainsi que la différence nette entre les effets résiduels prévus et la compensation.





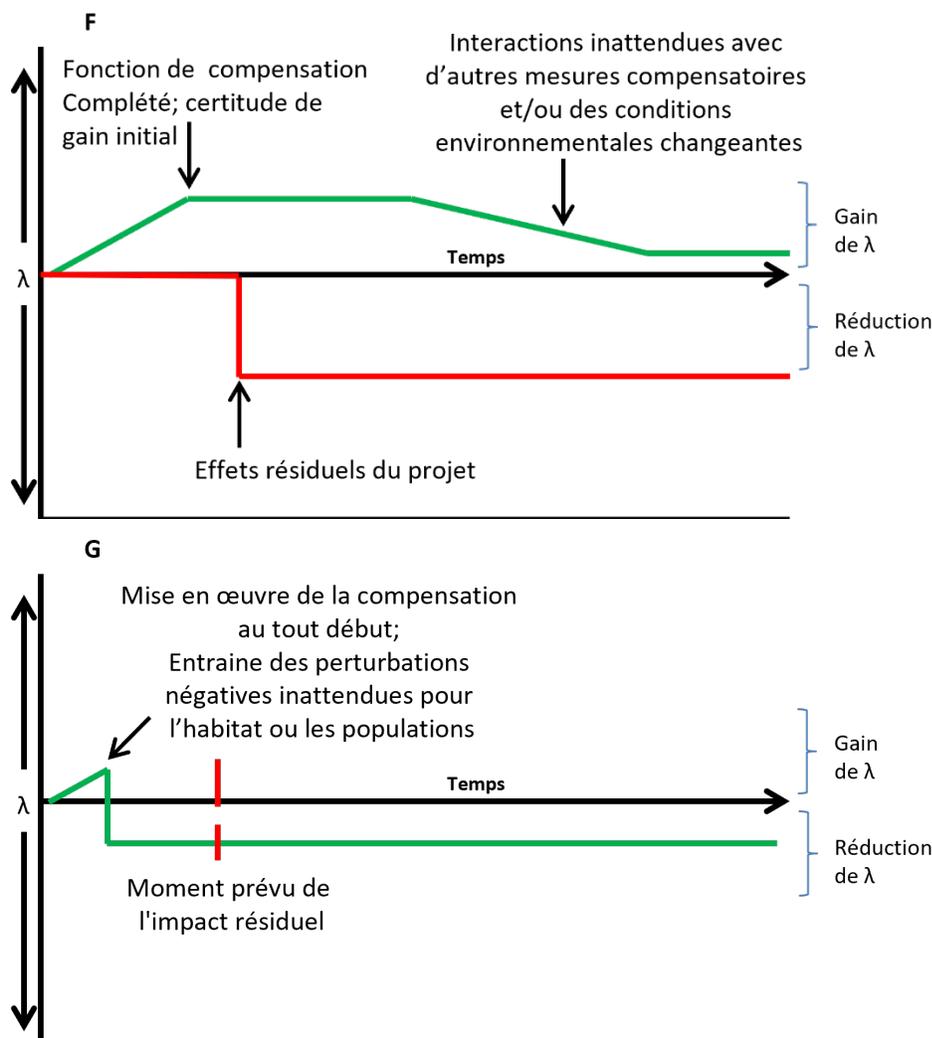


Figure 21. Considérations potentielles de compensation pour les espèces inscrites à la liste de la LEP. Le graphique (A) représente un scénario commun où la compensation est amorcée lorsque le projet est lancé et que la fonction de compensation n'est pleinement réalisée qu'après que les effets résiduels du projet se soient produits. Les incertitudes portent sur la question concernant la réduction perpétuelle (B) ou la dégradation (C) de la fonction de compensation dans le temps. Une autre approche (D) peut consister à mettre en œuvre la compensation avant les effets résiduels, ce qui réduit l'incertitude quant à la fonction initiale de la compensation, car elle peut être vérifiée avant que l'effet résiduel ne se produise. Toutefois, même lorsque les mesures compensatoires sont mises en œuvre avant les effets résiduels, elles peuvent subir (E) des réductions à long terme de leur fonction dans le temps, ou (F) des interactions inattendues avec d'autres mesures compensatoires ou des conditions environnementales changeantes. Un dernier scénario (G) peut prévoir la mise en œuvre anticipée de la compensation lorsque celle-ci entraîne des perturbations négatives inattendues pour l'habitat ou les populations, comme une défaillance critique de la compensation pendant la construction.

SECTION 6 : INTÉGRATION DES COMPOSANTES DU CADRE À L'APPUI DE L'ARTICLE 73

Bradford *et al.* (2015) ont souligné l'importance d'établir « quel est risque et pour qui » lors de l'élaboration de cadres scientifiques pour soutenir la prise de décisions. Dans le présent document, l'intégration des composantes du cadre peut servir à déterminer la probabilité, p , que

des ouvrages, entreprises ou activités individuels, i , entraînent un changement donné du taux de croissance de la population, λ , d'une espèce inscrite à la liste de la LEP. Les changements dans la population imposés par les ouvrages, entreprises ou activités peuvent être évalués par rapport aux estimations existantes des dommages admissibles et à la capacité d'atteindre les objectifs de rétablissement, que les estimations existantes des dommages admissibles soient génériques (p. ex. maintenir la croissance de la population, comme dans les estimations des dommages admissibles maximums) ou normatives (p. ex. années jusqu'au rétablissement, lorsque les objectifs de rétablissement sont disponibles). Cependant, les décisions concernant les ouvrages, entreprises ou activités individuels doivent également prendre en compte toutes les autres sources de dommages et l'effet des mesures de rétablissement au cours de la période de délivrance des permis. Par conséquent, une intégration en trois étapes des composantes du cadre est proposée (figure 22), ce qui comprend : 1) la détermination de l'état de l'habitat et de la population avant les effets, y compris la façon dont l'habitat influe sur la productivité de la population; 2) la détermination du changement à l'habitat et à la population imposé par les ouvrages, entreprises ou activités individuels (étapes 1 et 2 guidées par les sections 2, 3 et 4, décrites à la figure 3, avec ou sans compensation); et 3) la détermination des changements à l'habitat et à la population imposés par tous les autres ouvrages, entreprises ou activités, menaces et mesures de rétablissement au cours de la période de délivrance des permis. Vous trouverez ci-dessous des renseignements supplémentaires sur ces étapes :

1. Déterminer l'état de la population et de l'habitat avant les effets

a. État de la population

- i. L'état de la population avant les ouvrages, entreprises ou activités peut être documenté par les données de surveillance disponibles; lorsque celles-ci font défaut, plusieurs approches permettant d'estimer la trajectoire de référence ont été décrites (p. ex. taux de déclin supposé basé sur le critère A du COSEPAC; voir Vélez-Espino et Koops 2007; van der Lee *et al.* 2020). L'état de la population peut être évalué directement en tant que λ mesuré ou déduit, ou en déduisant l'un des cinq états présentés dans la section 4 (essor, croissance, stabilité, déclin, chute). Cette étape devrait également déterminer s'il existe un modèle de population pour l'espèce. Dans les cas où les modèles de population existants font défaut, la section 4 propose une approche pour estimer les élasticités de l'indice vital à partir d'une connaissance de base des paramètres du cycle biologique.

b. État de l'habitat

- i. Pour comprendre l'état de l'habitat de référence, il faut définir quelles sont les variables de l'habitat qui sont importantes pour la population. Les catégories de facteurs de stress de l'habitat définies dans MPO (2014a) peuvent fournir des indications sur la série de conditions à évaluer (p. ex. approvisionnement en nourriture, champ électromagnétique, bruit, débit), tout en reconnaissant que certaines caractéristiques seront plus pertinentes pour certaines espèces, et que d'autres caractéristiques non définies dans MPO (2014a) peuvent également être importantes. Idéalement, une évaluation peut être faite de la fonction de l'indice vital actuel en relation avec les variables d'intérêt de l'habitat.

2. Déterminer le changement à l'habitat et à la population causé par les ouvrages, entreprises ou activités

a. État de l'habitat

-
- i. Les changements de l'état de l'habitat peuvent être documentés par les séquences d'effets du MPO, qui détermineront quelles variables de l'habitat sont susceptibles d'être affectées par les ouvrages, entreprises ou activités. Dans les cas où l'activité n'entre pas dans le cadre des séquences d'effets, il convient d'estimer quelles variables de l'habitat sont affectées par les ouvrages, entreprises ou activités. Dans tous les cas, les variables de l'habitat affectées par le projet doivent être évaluées en fonction des changements dans leur intensité, leur étendue spatiale et la durée ou la fréquence des changements. Dans certains cas, les ouvrages, entreprises ou activités peuvent avoir des effets directs sur les indices vitaux, comme les collisions avec des animaux pendant la construction. Ces effets peuvent se produire en conjonction avec des changements à l'habitat, ou indépendamment de ceux-ci. Dans le cas des effets directs sur les indices vitaux, il faut estimer le ou les indices vitaux qui sont touchés, l'intensité du changement, la durée ou la fréquence du changement et la proportion de la population qui subit le changement.
 - b. Effet des changements à l'habitat sur les indices vitaux
 - i. Les changements à l'habitat attendus serviront de base à l'estimation des changements aux indices vitaux, sur la base des fonctions habitat-indice vital pour chaque taxon. L'estimation des changements des indices vitaux doit prendre en compte : 1) le nombre et l'identité des variables de l'habitat affectées par les ouvrages, entreprises ou activités, 2) les indices vitaux affectés par ceux-ci (p. ex. un indice unique sera affecté par plusieurs variables de l'habitat), et 3) la nature des interactions entre le stress subi par l'habitat et les réponses des indices vitaux (p. ex. figure 23). Bien que l'hypothèse d'effets additifs soit la solution la plus simple, elle n'est pas la plus préventive. Des règles simples ou de meilleures pratiques pourraient être mises au point pour adhérer à un paramétrage de précaution. Des fonctions permettant d'établir le degré d'effets sublétaux (le cas échéant) peuvent également être incorporées selon les besoins du taxon, par exemple, conformément à King *et al.* (2015). En définitive, il faut estimer l'intensité et la fréquence ou la durée des variations de l'indice vital, ainsi que la proportion de la population touchée.
 - c. Changements dans la productivité de la population
 - i. Les changements estimés de l'indice vital peuvent être combinés avec les modèles de population existants pour déterminer les conséquences sur la population. Dans les cas où il n'existe aucun modèle de population, ceux présentés dans la section 4 peuvent être utilisés pour déterminer le changement potentiel de l'accroissement de la population sous différents états supposés de la population. Cependant, dans tous les cas, une attention particulière est nécessaire sur la manière d'intégrer les variations transitoires des indices vitaux (p. ex. voir Young et Koops 2013). Une fois que le changement de productivité de la population a été estimé en fonction des ouvrages, entreprises ou activités (p. ex. figure 24), une comparaison peut être faite avec les estimations existantes des dommages admissibles ou des cibles de rétablissement.
 - ii. Dans les cas où des mesures de compensation ont été proposées, une comparaison peut être faite entre le changement de productivité avec et

sans les mesures de compensation et par rapport aux dommages admissibles et aux cibles de rétablissement.

- 3. Estimer le changement de la productivité de la population provoqué par tous les autres ouvrages, entreprises ou activités sur la période de délivrance des permis**
 - a. Afin de s'assurer que la survie ou le rétablissement de l'espèce sauvage n'est pas menacé, des ouvrages, entreprises ou activités individuels ne peuvent pas être évalués isolément. Il faut donc évaluer le changement de productivité de la population de tous les autres ouvrages, entreprises ou activités au cours de la période de délivrance des permis. Deux approches sont possibles pour considérer les effets cumulatifs posés par les ouvrages, entreprises ou activités multiples : 1) une approche du type « premier arrivé, premier servi », où les répercussions du développement sont évalués en fonction de l'ordre des demandes jusqu'à ce que le quota de dommages admissibles soit atteint; ou 2) des techniques d'analyse rétrospective, où le niveau de développement prévu (p. ex. en utilisant les permis antérieurs délivrés en vertu de la LEP comme référence) est projeté pour définir le sous-ensemble de dommages qui peuvent être autorisés pendant la période de délivrance des permis.
- 4. Estimer le changement de la productivité de la population imposé par des facteurs autres que les ouvrages, entreprises ou activités pendant la période de délivrance des permis (menaces et mesures de rétablissement).**
 - a. Comme pour l'étape 3a, des renseignements supplémentaires doivent être pris en compte quant aux changements dans la productivité de l'habitat et de la population au cours de la période de délivrance des permis à partir d'autres facteurs pertinents, tels que l'effet des menaces et des mesures de rétablissement sur l'habitat et la productivité de la population.
- 5. Combiner les informations des étapes 1 à 4 et prendre une décision relative aux ouvrages, entreprises ou activités**

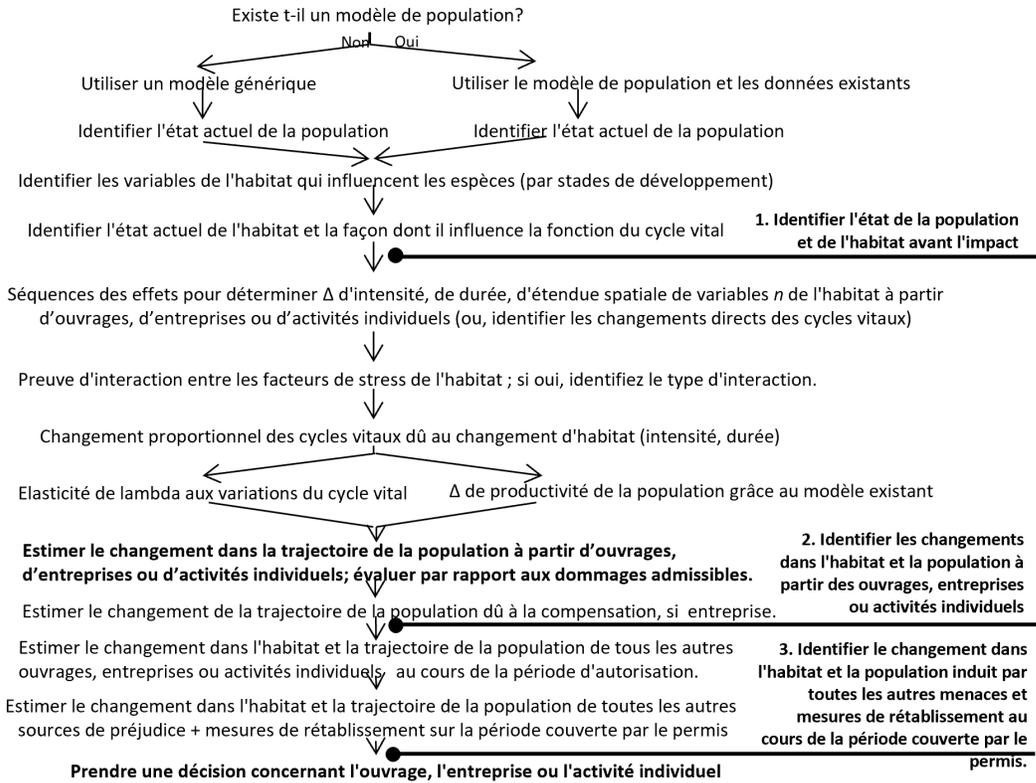


Figure 22. Cadre conceptuel pour évaluer les dommages causés par une personne sans objet ou non à une espèce visée par la LEP par rapport à toutes les autres sources de dommages et mesures de rétablissement pendant la période de délivrance des permis. Les étapes 1 et 2 suivent le cadre à trois composantes pour l'évaluation des ouvrages, entreprises ou activités présentée à la figure 3.

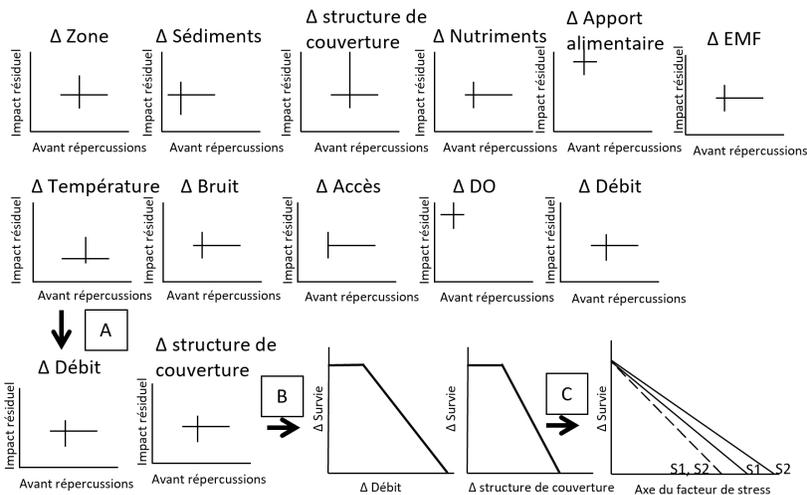


Figure 23. Cadre conceptuel permettant de relier la série de changements à l'habitat imposés par des ouvrages, entreprises ou activités aux variations de l'indice vital. Les cases définissent A, le sous-ensemble des variables de l'habitat qui influencent l'indice vital, B, la forme des fonctions débit/réponse de survie et structure de couverture/réponse de survie, et C, le choix de l'agrégation de deux facteurs (dans ce cas, les effets additifs sont supposés).

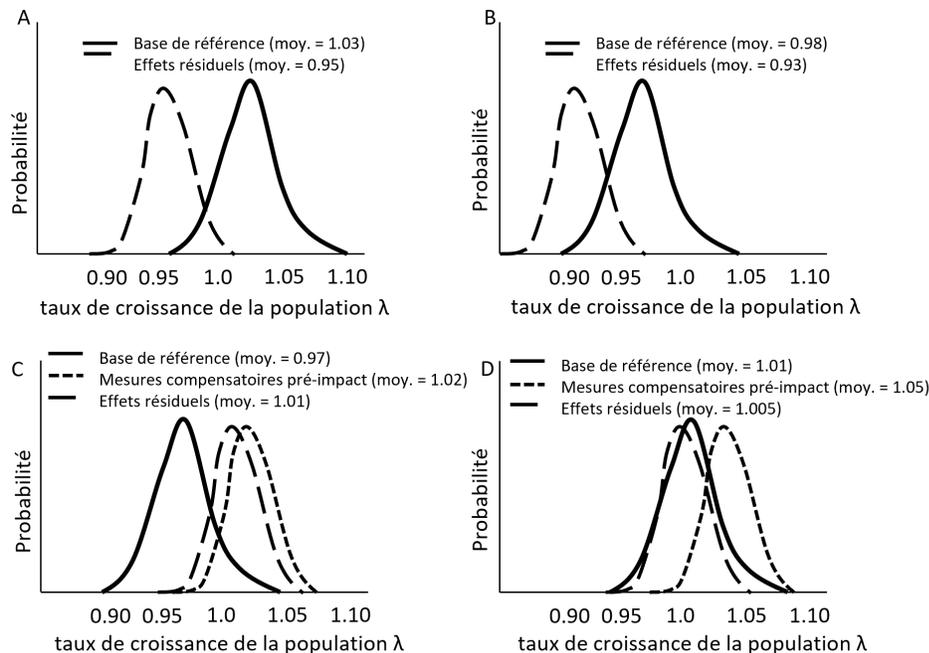


Figure 24. Quatre scénarios hypothétiques décrivant la base de référence et les effets résiduels sur le taux de croissance de la population découlant d'ouvrages, entreprises ou activités. Dans le graphique A, l'état de référence suggère une forte probabilité de croissance de la population ($\lambda > 1$); l'effet résiduel estime la forte probabilité d'un déclin de la population ($\lambda < 1$). Dans le graphique B, le scénario de référence suggère une probabilité modérément élevée de déclin de la population; les effets résiduels augmentent la probabilité de déclin. Dans le graphique C, le taux de croissance de la population de référence suggère un déclin, mais les mesures compensatoires adoptées avant le projet conduisent à une forte probabilité de croissance, les effets résiduels ne réduisant que légèrement l'accroissement; dans le graphique D, la probabilité que le taux de croissance de la population de référence soit positif est élevée; les mesures compensatoires avant les effets augmentent encore l'accroissement, mais les effets résiduels indiquent une légère perte par rapport aux valeurs de référence. L'interprétation des points de décision dans ces scénarios nécessite une connaissance des estimations existantes des dommages admissibles et de la particularité de la cible de rétablissement (maintien de la croissance ou rétablissement en fonction du temps).

CONSIDÉRATIONS FINALES ET INCERTITUDES

Ce document présente les composantes d'un cadre scientifique permettant de déterminer si des ouvrages, entreprises ou activités individuels risquent de mettre en péril la survie ou le rétablissement d'une espèce inscrite à la LEP. Le cadre s'appuie sur les avis scientifiques existants concernant le concept de dommages admissibles, tout en traduisant les effets du projet en changements de la productivité de la population au moyen des fonctions de l'indice vital, et en tenant compte des autres mesures d'atténuation et de rétablissement qui pourraient avoir des répercussions sur les espèces inscrites à la liste de la LEP au cours de la période de délivrance des permis.

D'importants travaux seront nécessaires pour transformer le cadre en un outil d'aide à la prise de décisions. Par exemple, bien que les renseignements requis pour chaque étape du cadre d'évaluation aient été décrits, la compilation des renseignements nécessaires à l'évaluation quantitative de chaque étape du cadre constituera un enjeu, surtout si l'on tient compte du fait que les données sont limitées pour la plupart des espèces inscrites à la LEP. Les renseignements de base tels que l'état actuel d'une population ou de son habitat et le rôle de

l'habitat sur la fonction de l'indice vital seront limités pour de nombreuses espèces inscrites sur la liste de la LEP, alors qu'ils sont grandement nécessaires pour rendre le cadre opérationnel. Un travail considérable est également à prévoir pour déterminer la manière dont les composantes comportementales et sublétales peuvent être intégrées dans les réponses des populations. Dans ces situations, les approches prometteuses proposées par le CNRC (2005) et King *et al.* (2015) font appel aux avis d'experts pour établir les valeurs de l'indice. Dans d'autres cas, des approches méta-analytiques peuvent être envisagées pour établir des relations statistiques entre l'habitat et la fonction de l'indice vital, applicables à une série de taxons. Les méthodes permettant d'établir les taux présumés de déclin et de croissance des populations sont présentées ici. Plusieurs d'entre elles ont été utilisées dans les EPR pour déterminer les dommages admissibles. Une partie essentielle de la mise en œuvre du cadre consiste à s'assurer que les décisions sont suffisamment préventives lorsque les informations font défaut.

Les modèles de population de la section 4 ne prennent pas en compte les effets liés à la densité ou ne les supposent pas; par conséquent, ils ne prévoient aucun allègement des mesures compensatoires en raison des répercussions du développement. Cela constitue un point de vue de précaution, mais un examen plus approfondi de la pertinence de cette hypothèse est justifié. D'importantes limitations relatives aux données ont empêché une évaluation complète de l'efficacité de la compensation pour les espèces inscrites à la liste de la LEP. Des ensembles de données de surveillance détaillés et à long terme qui comprennent des plans expérimentaux appropriés (p. ex. avant-après, surveillance-répercussions) sont indispensables pour évaluer si les mesures compensatoires pour les espèces inscrites à la LEP ont produit les avantages escomptés sur l'habitat, la fonction de l'indice vital et les réponses de la population.

Malgré les enjeux importants que représente la concrétisation d'un cadre scientifique d'aide à la prise de décision, un tel travail est justifié pour s'assurer que les décisions relatives à l'octroi de permis en vertu du paragraphe 73(3) de la *Loi sur les espèces en péril* sont fondées sur des critères solides, défendables et scientifiques, et ainsi s'assurer que les ouvrages, entreprises ou activités ne mettent pas en péril la survie ou le rétablissement des espèces inscrites à la liste de la LEP.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Heather Bowlby, Mark Simpson, Paul Grant, Greg Workman, Lindsay Dealy et Jackie King, qui ont passé un temps considérable à compiler les données sur le cycle biologique utilisées pour paramétrer les modèles de population dans la section 4. Nous remercions aussi Kristina Makkay pour les nombreuses discussions productives sur le processus de délivrance des permis de la LEP.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Bhathal, B., Morris, T.J., and Drake, D.A.R. Unpublished manuscript. Global review of biodiversity offsetting for endangered species.
- Bradford, M.J., R.G. Randall, K.S. Smokorowski, B.E. Keatley, and K.D. Clarke. 2014. [A framework for assessing fisheries productivity for the Fisheries Protection Program](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/067. V + 25 p.
- Bradford, M.J., M.A. Koops, and R.G. Randall. 2015. [Science advice on a decision framework for managing residual impacts to fish and fish habitat](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/112. V + 31 p.
- Bradford, M.J., Smokorowski, K.E. Clarke, K.D., Keatley, B.E. and Wong, M.C. 2016. [Equivalency metrics for the determination of offset requirements for the Fisheries Protection Program](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/046. vi+32 p.
- Bradford, M.J. 2017. Accounting for uncertainty and time lags in equivalency calculations for offsetting in aquatic resource management programs. *Environmental Management* 60(4):588-597.
- Braoudakis, G.V., Lebrun, D.E., Koops, M.A., Randall, R.G., Morris, T.J., Drake, D.A.R. Unpublished manuscript. Evaluating population responses of freshwater mussels to in-stream habitat change: Do thresholds exist?
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates. 722 p.
- Clare, S., Krogman, N., Foote, L., and Lemphers, N. 2011. Where is the avoidance in the implementation of wetland law and policy? *Wetlands Ecology and Management* 19: 165-182.
- Clark, K.J., Clark, D.S., Andrushchenko, I.V. and Swain, D.P. 2015. [Recovery Potential Assessment \(RPA\) for the Southern Designatable Unit \(NAFO Divisions 4X5Yb and 5Zjm\) of Atlantic Cod \(*Cadus morhua*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/069. V + 58 p.
- Clarke, K.D., Pratt, T.C., Randall, R.G., Scruton, D.A., and Smokorowski, K.E. 2008. Validation of the flow management pathway: effects of altered flow on fish habitat and fishes downstream from a hydropower dam. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2784: vi + 111 p.
- Clarke, K.D. and Bradford, M.J. 2014. [A Review of Equivalency in Offsetting Policies](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/109. v + 18 p.
- Coker, G.A., Ming, D.L., and Mandrak, N.E. 2010. Mitigation guide for the protection of fishes and fish habitat to accompany the species at risk recovery potential assessments conducted by Fisheries and Oceans Canada (DFO) in Central and Arctic Region. Version 1.0 Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2904: vi + 40 p.
- COSEPAC. 2017. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le chabot de profondeur (*Myoxocephalus thompsonii*), populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James, populations de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson, population du lac Waterton, populations de l'ouest de la baie d'Hudson et populations de l'ouest de l'Arctique au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xxxix + 71 p

-
- DFO. 2004b. [Proceedings of the National Peer Review Meeting on the Level of Allowable Harm for Newfoundland and Labrador Atlantic Cod, Laurentian North Atlantic Cod, Cusk and Bocaccio in Support of Species at Risk](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2004/040.
- DFO. 2006. [National Science – Habitat Management Workshop on Allowable Harm Assessment for Aquatic Species with Habitat Related Threats](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2006/034.
- DFO. 2015a. Guidance for the completion of Recovery Potential Assessments (RPA) for Aquatic Species at Risk. (Unpublished).
- DFO. 2017c. [Proceedings of the National Peer Review of a Risk-Based Framework for assessing Cumulative Impacts of Marine Development Projects \(MDPs\) on Marine Mammals and Turtles](#). March 3-5 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2017/026.
- Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G., and ten Kate, K. 2013. Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. *Conservation Biology*: DOI: 10.1111/cobi.12118
- Gibbons, P., and Lindenmayer, D.B. 2007. Offsets for land clearing: no net loss or the tail wagging the dog? *Ecological Management & Restoration* 8:26-31.
- Government of Canada. 2016. Species at Risk Act Permitting Policy [Proposed]. Species at Risk Act: Policies and Guidelines Series. Government of Canada, Ottawa. 12 pp + Annex.
- Hartigan, J. A. and Wong, M. A. 1979. Algorithm AS 136: A K-means clustering algorithm. *Applied Statistics*. 28: 100-108.
- Harvey, B. 2007. [Recovery Potential Assessment for the Nooksack Dace \(*Rhinichthys cataractae*\)](#). 2007/075. DFO Can. Sci. Advis. Res. Doc.
- Heppell, S.S., Caswell, H., and Crowder, L.B. 2000. Life history and elasticity patterns: perturbation analysis for species with minimal demographic data. *Ecology* 81: 654-665.
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. [Stock and Recruitment](#). In: [Quantitative Fisheries Stock Assessment](#). Springer, Boston, MA.
- King, S.L., Schick, R.S., Donovan, C., Booth, C.G., Burgman, M., Thomas, L., and Harwood, J. 2015. An interim framework for assessing the population consequences of disturbance. *Methods in Ecology and Evolution* 6:1150-1158.
- Koops, M.A., M. Koen-Alonso, K.E. Smokorowski, and J.C. Rice. 2013. [A science-based interpretation and framework for considering the contribution of the relevant fish to the ongoing productivity of commercial, recreational or Aboriginal fisheries](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/141. iii + 28 p.
- Kuhn, M. 2018. [caret: Classification and Regression Training](#). R package version 6.0-80.
- Lacy, R.C., Williams, R., Ashe, E., Balcomb, K.C. III, Brent, L.J.N., Clark, C.W., Croft, D.P., Gilles, D.A., MacDuffee, M., Paquet, P.C. 2017. Evaluating anthropogenic threats to endangered killer whales to inform effective recovery plans. *Nature Scientific Reports* 7: 14119.
- Laitila, J., Moilanen, A., and Pouzols, F.M. 2014. A method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods in Ecology and Evolution* 5:1247-1254.
- Liaw, A., and Wiener, M. 2002. Classification and Regression by randomForest. *R News* 2: 18–22.
-

-
- Loughlin, K.G., and Clarke, K.D. 2014. [A Review of Methods Used to Offset Residual Impacts of Development Projects on Fisheries Productivity](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/097. vi + 72 p.
- Marcoux, M., and Hammill, M.O. 2016. [Model estimates of Cumberland Sound beluga \(*Delphinapterus leucas*\) population size and total allowable removals](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/077. iv + 35 p.
- MPO, 2004a. [Cadre révisé pour l'évaluation de l'étendue des dommages admissibles en vertu de l'article 73 de la Loi sur les espèces en péril](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des stocks 2004/048.
- MPO. 2004c. Lignes directrices sur la délivrance de permis en vertu de l'article 73 de la Loi sur les espèces en péril.
- MPO. 2004d. [Évaluation des dommages admissibles pour le loup tacheté et le loup à tête large](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des stocks 2004/031.
- MPO. 2008. [Évaluation du potentiel de rétablissement et des dommages admissibles chez les baleines boréales de l'Est de l'Arctique \(*Balaena mysticetus*\)](#). Secr. can. consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/024.
- 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)
- MPO. 2014c. [Évaluation du potentiel de rétablissement des épaulards hauturiers au large de la côte du pacifique du Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO Avis sci. 2014/047.
- MPO. 2015b. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la maraîche \(*Lamna nasus*\) au Canada atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/048.
- MPO. 2015c. [Orientations scientifiques relatives à la politique sur la protection des pêches : avis sur le calcul des équivalents adultes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/011.
- MPO. 2016. [Mise à jour des renseignements sur les prises accessoires de la population de saumon de l'Atlantique de l'intérieur de la baie de Fundy et de leurs répercussions sur la survie ou le rétablissement de cette unité désignable du saumon de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/023.
- MPO. 2017a. [Évaluation de l'étendue des dommages admissibles pour le grand requin blanc \(*Carcharodon carcharias*\) dans le Canada atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO Rép. des Sci. 2017/025.
- MPO. 2017b. [Évaluation des menaces pour la tortue caouanne \(*Caretta caretta*\), population du nord-ouest de l'Atlantique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/014.
- MPO. 2018. [Évaluation du potentiel de rétablissement du saumon rouge du lac Sakinaw \(*Oncorhynchus nerka*\) \(2017\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/042.
- National Research Council. 2005. [Marine Mammal Populations and Ocean Noise: Determining When Noise Causes Biologically Significant Effects](#). Washington, DC: The National Academies Press.
-

-
- Pearson, M. 2015. [Recovery Potential Assessment for the Salish Sucker In Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/077. viii +42 p.
- Pickett, E.J., Stockwell, M.P., Bower, D.S., Garnham, J.I., Pollard, C.J., Clulow, J., Mahony, M.J. 2013. Achieving no net loss in habitat offset of a threatened frog required high offset ratio and intensive monitoring. *Biological Conservation* 157: 156-162.
- Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Gardner, T.A., von Hase, A., ten kate, K., Savy, C.E., Stephens, T.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T., and Ward, G. 2013. A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters* 6:5, 376-384.
- Poulton, D.W. 2018. Offsetting for Caribou: Toward an Assessment Framework for the Northwest Territories. 43 p.
- R Core Team 2018. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Taylor, B.L., Scott, M., Heyning, J.E., Barlow, J. 2003. Suggested guidelines for recovery factors for endangered marine mammals under the Marine Mammal Protection Act. NOAA Technical Memorandum NMFS NOM-TM-N-MFC-SWFSC-354.
- Therneau, T. and Atkinson, B. 2018. [rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees](#). R package version 4.1-13.
- van der Lee, A.S. and Koops, M.A. 2016. Are small fish more sensitive to habitat loss? A generic size-based model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 716-726.
- van de Lee, A.S., Poesch, M.S., Drake, D.A.R., et Koops, M.A. 2020. [Modélisation du potentiel de rétablissement du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/034. v + 44 p.
- Vélez-Espino, L.A., Fox, M.G., and McLaughlin, R.L. 2006. Characterization of elasticity patterns of North American freshwater fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 2050-2066.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2007. [A quantitative approach to assessing allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redhorse \(*Moxostoma duquesnei*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2007/051.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009. Quantifying allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redhorse (*Moxostoma duquesnei*). *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 19: 676–688. doi:10.1002/aqc.1023.
- Venter, O., Brodeur, N.N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek, I.J., and Grant, J.W.A. 2006. Threats to endangered species in Canada. *BioScience* 56: 903-910.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Mar. Mammal Sci.* 14(1): 1–37.
- Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T., and Lee, W.G. 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters* 2: 149-157.
- Williams, G. 2011. [Random Forests. In: Data Mining with Rattle and R. Use R](#). Springer, New York, NY.
- Williams, R., Vikingsson, G. A., Gislason, A., Lockyer, C., New, L., Thomas, L., and Hammond, P. S. 2013. Evidence for density-dependent changes in body condition and pregnancy rate of North Atlantic fin whales over four decades of varying environmental conditions. – *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1273–1280.
-

-
- Young, J.A.M. and Koops, M.A. 2011. [Recovery potential modelling of Eastern Pondmussel \(*Ligumia nasuta*\), Fawnsfoot \(*Truncilla donaciformis*\), Mapleleaf \(*Quadrula quadrula*\), and Rainbow \(*Villosa iris*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/119. iv + 10 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2013a. [Recovery potential modelling of Silver Chub \(*Macrhybopsis storeriana*\) in Ontario](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/015. v + 22 p.
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2013b. [Recovery potential modelling of Carmine Shiner \(*Notropis percombromus*\) in Canada](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/013.

ANNEXE

ESTIMATION DES PARAMÈTRES DU CYCLE BIOLOGIQUE UTILISÉS DANS L'ANALYSE DE L'ÉLASTICITÉ

PARAMÈTRES DU CYCLE BIOLOGIQUE

Les données sur le cycle biologique de toutes les espèces aquatiques évaluées par le COSEPAC comme étant préoccupantes, menacées ou en voie de disparition ont été compilées pour paramétrer les modèles matriciels de population propres à chaque espèce. Les données requises étaient la longévité, T_{max} ; l'âge à maturité, T_{mat} ; les informations sur la reproduction, notamment : la fécondité moyenne, f , la proportion mâle-femelle, φ , et la périodicité de la fraie, Ψ ; et les taux de survie à chaque stade, σ_j . Lorsque les données relatives à l'espèce n'étaient pas disponibles, les paramètres ont été estimés à l'aide de relations propres à chaque taxon tirées de la documentation.

Poissons d'eau douce

Le taux de survie, lorsque connu, a été estimé à partir d'une relation prédisant la mortalité adulte instantanée, M , à partir des coefficients du modèle d'ajustement de croissance de Von Bertalanffy (Then *et al.* 2015 d'après Pauly 1981) :

$$M = 4,188k^{0,73}L_{\infty}^{-0,33}, \quad (A1)$$

où L_{∞} est la longueur asymptotique et k est le coefficient de croissance. Lorsque les coefficients du modèle d'ajustement de croissance de Von Bertalanffy n'étaient pas disponibles pour une espèce particulière, ils étaient estimés à partir de (Froese et Binohlan 2000) :

$$L_{\infty} = 1,148L_{max}^{0,984}, \quad (A2)$$

et (FishBase, Froese et Pauly 2018) :

$$k = 10,8L_{\infty}^{-0,615}. \quad (A3)$$

La mortalité des juvéniles peut faire l'objet d'un rétrocalcul à partir de la mortalité adulte en supposant que la mortalité est une fonction inverse de la longueur (Lorenzen 2000). Lorsqu'une espèce suit un modèle d'ajustement de croissance de Von Bertalanffy, le taux de survie des juvéniles peut être estimé comme suit (van der Lee et Koops 2016) :

$$\sigma_j = \left[\left(\frac{L_1 e^{-k(T_{mat}-1)}}{L_{mat}} \right)^{\frac{ML_{mat}}{kL_{\infty}}} \right]^{\frac{1}{T_{mat}-1}}, \quad (A4)$$

où L_1 et L_{mat} représentent respectivement la longueur à l'âge 1 an et l'âge à maturité. La survie des jeunes de l'année a été résolue pour que la population connaisse un $\lambda = 1$.

Le taux de croissance maximal de la population, le λ utilisé pour les populations en essor, a été estimé à partir d'une relation prédisant le taux de croissance intrinsèque (r_{max}) pour les poissons d'eau douce (Randall et Minns 2000) :

$$r_{max} = 2,64W_{mat}^{-0,35}. \quad (A5)$$

où W_{mat} est le poids à l'âge à maturité et $\lambda = e^{r_{max}}$. Le poids a été estimé à partir de la longueur en utilisant la régression longueur-poids ($W = aL^b$). Lorsque le coefficient de régression n'était pas disponible, les valeurs moyennes des distributions antérieures propres à l'espèce ont été

utilisées (Froese *et al.* 2014). Pour garantir des taux de croissance de la population réalistes, une valeur maximale de 2,5 a été imposée pour une population en essor.

Poissons marins

Les indices vitaux inconnus ont été estimés de la même manière que pour les poissons d'eau douce.

Le λ pour les populations en essor a été estimée à partir d'une relation prédisant le taux de croissance intrinsèque (r_{max}) pour les poissons marins (Hutchings *et al.* 2012) :

$$r_{max} = 0,925W_{mat}^{-0,102}. \quad (A6)$$

Requins et raies

La survie des adultes était disponible pour toutes les espèces évaluées par le COSEPAC sauf une (le requin gris) pour laquelle une moyenne interspécifique a été utilisée. La survie des juvéniles a été supposée égale à celle des adultes. La survie des jeunes de l'année a été résolue pour que la population connaisse un $\lambda = 1$.

Les estimations du r_{max} propres à chaque espèce étaient disponibles dans les rapports tirés de la documentation.

Mammifères marins

Les taux de survie propres à chaque stade étaient inconnus pour plusieurs espèces de mammifères marins. Les taux de survie des adultes ont été attribués selon Taylor *et al.* (2007) où les taux de survie par défaut étaient fondés sur la longévité :

$$\sigma_a = \begin{cases} 0,986 & \text{if } T_{max} \geq 60 \\ 0,960 & \text{if } 50 \leq T_{max} < 60. \\ 0,950 & \text{if } T_{max} < 50 \end{cases} \quad (A7)$$

La survie des juvéniles a été estimée en ajustant une relation linéaire entre les taux de survie connus des adultes et des juvéniles :

$$\sigma_j = 1,57\sigma_a - 0,5664 \quad (n = 6; r^2 = 0,86; p = 0,008) . \quad (A8)$$

La survie des baleineaux, σ_o , a été à nouveau résolu pour que le modèle matriciel aboutisse à un $\lambda = 1$.

Les taux de croissance des populations en essor ont été déterminés par type d'espèce. Le r_{max} des cétacés a été fixée à 0,04 et celui des phoques à 0,12 (Wade 1998). Les taux de croissance maximums pour d'autres espèces telles que la loutre de mer et le morse ont été tirés de la documentation.

Moules d'eau douce

Les moules d'eau douce représentaient les taxons les plus limités en données inclus dans l'analyse, de nombreux paramètres nécessitant une estimation pour plusieurs espèces. La longévité peut être estimée en fonction de la longueur maximale (Haag 2012) :

$$T_{max} = 0,643L_{max}^{0,815}. \quad (A9)$$

La longévité et l'âge à maturité peuvent être estimés en fonction du coefficient de croissance de von Bertalanffy, k (Haag 2012) :

$$T_{max} = 4.735k^{-0.0941}, \quad (A10)$$

$$T_{mat} = 0.690k^{-1.031}. \quad (A11)$$

L'insertion de l'équation A10 dans A11 permet d'estimer l'âge à maturité en fonction de la longévité :

$$T_{mat} = 0,126T_{max}^{1,096}. \quad (A12)$$

La fécondité annuelle moyenne peut être estimée à partir de la longueur adulte (Haag 2013) :

$$f = e^{-0,672L_a^{3,146}}. \quad (A13)$$

La mortalité instantanée chez les adultes est liée à la longévité (Haag 2012) :

$$M_a = 4,171T_{max}^{-1,070}, \quad (A14)$$

et la survie des juvéniles peut être prédite à partir de la survie des adultes (ajusté aux données de Haag 2012) :

$$S_j = 0,952S_a - 0,0566 \quad (n = 11; r^2 = 0,61; p = 0,005). \quad (A15)$$

Le taux de croissance maximal de la population de moules d'eau douce est inconnu. En raison de leur grande fécondité, il existe un potentiel de croissance de la population relativement élevé semblable à celui des poissons marins. Par conséquent, la valeur de 1,4 a été choisie comme maximum potentiel appliqué à toutes les espèces.

Tortues marines

Seules deux espèces de tortues marines ont été évaluées par le COSEPAC comme étant préoccupantes, menacées ou en voie de disparition : la tortue caouanne et la tortue luth. Des données propres à chaque espèce étaient disponibles pour paramétrer le modèle matriciel. La survie des jeunes de l'année a été résolue pour que la population connaisse un $\lambda = 1$.

Le taux de croissance de la population maximal a été présumé être de 1,1 (Warden *et al.* 2017).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Froese, R., and Binohlan, C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity, and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *J. Fish Biol.* 56: 758-773.
- Froese, R., and Pauly, D. Editors. 2005. [FishBase](#). World Wide Web electronic publication., version (11/2005).
- Froese, R., Thorson, J.T., and Reyes, R.B. 2014. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *J. Appl. Ichthyol.* 30: 78-85.
- Haag, W.R. 2012. North American freshwater mussels: Natural history, ecology, and conservation. Cambridge University Press, New York, NY.
- Haag, W.R. 2013. The role of fecundity and reproductive effort in defining life-history strategies of North American freshwater mussels. *Biol. Rev.* 88: 745-766.
- Hutchings, J.A., Myers, R.A., Garcia, V.B., Lucifora, L.O., and Kuparinen, A. 2012. Life-history correlates of extinction risk and recovery potential. *Ecol. Appl.* 22: 1061-1067.
- Lorenzen, K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 2374-2381.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Conseil* 39: 175-192.

-
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1657-1667.
- Taylor, B.L., Chivers, S.J., Larese, J., and Perrin, W.F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Administrative Report LJ-07-01 National Marine Fisheries.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., and Hewitt, D.A. 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 82-92.
- van der Lee, A.S. and Koops, M.A. 2016. Are small fish more sensitive to habitat loss? A generic size-based model. *Can. J. Fish. Aquat.* 73: 716-726.
- Venter, O., Brodeur, N.N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek, I.J., and Grant, J.W.A. 2006. Threats to endangered species in Canada. *BioScience* 56: 903-910.
- Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetacean and pinnipeds. *Mar. Mammal Sci.* 14: 1-37.
- Warden, M.L., Haas, H.L., Richards, P.M., Rose, K.A., and Hatch, J.M. 2017. Monitoring trends in sea turtle populations: walk or fly? *Endang. Species Res.* 34: 323-337.