



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2016/046

Région du Pacifique

Paramètres d'équivalence visant l'établissement d'exigences de compensation aux fins du Programme de protection des pêches

M.J. Bradford¹, K.E. Smokorowski², K.D. Clarke³, B.E. Keatley⁴, M.C. Wong⁵

Pêches et Océans Canada

¹School of Resource and Environmental Management
Simon Fraser University, Burnaby, B.C. V5A 1S6

²1219 Queen St. E., Sault Ste. Marie, ON P6A 2E5

³PO Box 5667, St. John's NL, A1C 5X1

⁴200 Kent St., Ottawa, ON, K1A 0E6

⁵1 Challenger Dr., Dartmouth, NS, B2Y 4A2

Avant-propos

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

Publié par :

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

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Bradford, M.J., Smokorowski, K.E. Clarke, K.D., Keatley, B.E. et Wong, M.C. 2019. Paramètres d'équivalence visant l'établissement d'exigences de compensation aux fins du Programme de protection des pêches. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/046. vi + 37 p.

Also available in English :

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.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	vi
INTRODUCTION	1
CONTEXTE	1
ÉTAPES DE L'ÉLABORATION D'UN PLAN COMPENSATOIRE.....	2
ÉQUIVALENCE.....	3
PORTÉE DU DOCUMENT.....	4
PARAMÈTRES D'ÉQUIVALENCE.....	4
REPLACEMENT PAR UN HABITAT DE MÊME TYPE (SUPERFICIE ET TYPE)	5
Application	6
Données et méthodes	6
Choix et hypothèses.....	7
Principales incertitudes	7
CARACTÉRISTIQUES ET FONCTION DE L'HABITAT	7
Application	8
Données et méthodes	9
Choix et hypothèses.....	10
Principales incertitudes	10
QUALITÉ DE L'HABITAT OU SA CAPACITÉ POUR CERTAINES ESPÈCES.....	11
Application	11
Données et méthodes	12
Choix et hypothèses.....	12
Principales incertitudes	13
ABONDANCE DU POISSON	13
Application	14
Méthode de calcul	14
Choix et hypothèses.....	16
Principales incertitudes	16
PRODUCTION ICHTYENNE.....	16
Application	17
Méthode de calcul	17
Choix et hypothèses.....	20
Principales incertitudes	20
PARAMÈTRES HALIEUTIQUES.....	21
Application	21
Méthode de calcul	22
Choix et hypothèses.....	23
Principales incertitudes	24

AUTRES PARAMÈTRES FONDÉS SUR LA VALEUR.....	24
Application	25
Méthode de calcul	26
Choix et hypothèses.....	26
Principales incertitudes	26
PARAMÈTRES D'INCERTITUDE ET D'ÉQUIVALENCE	27
SURVEILLANCE.....	28
DISCUSSION.....	29
REFERENCES	Error! Bookmark not defined.

RÉSUMÉ

Les dispositions de la *Loi sur les pêches* visant la protection des pêches sont entrées en vigueur en novembre 2013. Les dispositions et les politiques connexes précisent que les projets de développement qui provoquent des dommages sérieux inévitables aux poissons doivent comprendre des mesures de compensation dont les avantages contrebalancent leurs effets. Les paramètres d'équivalence sont des unités de mesure communes qui servent à décrire les mesures de compensation et les effets d'un projet, et sont utilisés pour les analyses de l'équivalence afin de déterminer l'importance de la compensation requise pour contrebalancer les dommages sérieux.

Ce document décrit les paramètres d'équivalence adaptés à la détermination des mesures de compensation aux termes du Programme de protection des pêches (PPP). Les plus simples s'appuient sur la zone d'habitat et peuvent servir quand la compensation est semblable par sa nature et son emplacement à la zone ayant subi les dommages sérieux. Des estimations de paramètres plus complexes, qui sont souvent des mesures substitutives de la productivité des pêches, peuvent être nécessaires quand la compensation présente une nature différente par rapport aux dommages sérieux. La complexité des paramètres varie, tout comme les hypothèses et les incertitudes. Le choix des paramètres dépend de l'ampleur et de la nature des dommages sérieux et des mesures de compensation proposées.

INTRODUCTION

CONTEXTE

Les dispositions de la *Loi sur les pêches* visant la protection des pêches sont entrées en vigueur en novembre 2013. Elles comprennent l'article 6, qui indique les quatre facteurs dont le ministre doit tenir compte avant d'autoriser un projet susceptible de causer des dommages sérieux aux poissons. Plus précisément, le ministre doit tenir compte des mesures et des normes visant à éviter, à réduire ou à contrebalancer les dommages sérieux à tout poisson visé par une pêche commerciale, récréative ou autochtone, ou à tout poisson dont dépend une telle pêche. De plus, comme l'indique le *Règlement sur les demandes d'autorisation visées à l'alinéa 35(2)(b) de la Loi sur les pêches*, le promoteur doit inclure un plan compensatoire pour contrebalancer les dommages sérieux résiduels aux poissons lorsqu'il présente une demande d'autorisation. Ce plan compensatoire doit comprendre un exposé détaillé des mesures qui seront mises en œuvre pour contrebalancer ces dommages et être appuyé par une analyse reposant sur des méthodes scientifiquement défendables et décrivant comment les mesures permettront d'atteindre l'objectif de compensation. Le plan compensatoire doit également comprendre un plan de surveillance afin d'évaluer l'efficacité des mesures de compensation ainsi qu'un plan d'intervention d'urgence, si les mesures ne permettent pas d'atteindre l'objectif de compensation.

Le document intitulé *Politique d'investissement en matière de productivité des pêches : Guide sur les mesures de compensation à l'intention des promoteurs de projet* (PIPP, ou politique de compensation) a aussi été rendu public en novembre 2013. La Politique offre une certaine souplesse quant au choix de la méthode de compensation, à condition que celle-ci permette d'accroître la productivité des pêches et respecte les quatre principes essentiels qui y sont énoncés.

Le deuxième principe de la Politique de compensation se lit ainsi : « Les bénéfices découlant des mesures de compensation doivent contrebalancer les impacts du projet. » Ce principe vise à exprimer l'idée d'équivalence entre l'impact et la compensation par rapport à la productivité des pêches. La Politique souligne qu'il peut être plus facile de démontrer l'équivalence lorsque les mesures de compensation visent à assurer une fonction semblable dans l'habitat touché, mais elle ne prescrit pas les méthodes acceptables pour calculer les pertes et les gains.

Les mesures de compensation « de même type » font référence à des situations dans lesquelles l'habitat détruit ou altéré de façon permanente est remplacé par un habitat du même type, de la même taille et de la même qualité avec l'ajout potentiel d'une mesure de compensation supplémentaire pour tenir compte de l'incertitude et des délais de réponse. Les avantages de ce type de mesure profiteront, par définition, aux populations de poissons touchées par le projet. Dans ces situations, l'équilibre entre les pertes de poisson et d'habitats du poisson causées par un projet et les avantages découlant des mesures de compensation est un calcul simple, car les effets et les résultats des mesures de compensation sont directement comparables, tant sur le plan des paramètres utilisés pour les décrire que sur celui des populations de poissons qui en bénéficieront.

Avec une approche reposant sur d'« autres types » de compensation, les mesures prises ciblent les facteurs qui limitent la productivité dans une zone donnée par des moyens autres que le remplacement de ce qui a été perdu. Il peut s'avérer plus compliqué de mesurer les pertes causées par le projet et de les comparer aux gains compensatoires lorsqu'une telle approche est adoptée, mais dans certains cas, on peut obtenir des gains de productivité plus importants. Les autres types de compensation peuvent comprendre la restauration ou la

création de types d'habitats différents de celui qui a été perdu, ou d'autres types de mesures (Loughlin et Clarke 2014, MPO 2014b).

Les trois autres principes de la Politique de compensation fournissent des lignes directrices supplémentaires pour la détermination des exigences liées aux autres types de compensation. Elles sont indiquées ici, mais la Politique en traite plus en détail :

Principe 1 : Les mesures de compensation doivent appuyer les objectifs en matière de gestion des pêches ou les priorités de restauration locales.

Principe 3 : Les mesures de compensation doivent offrir des avantages supplémentaires à la pêche.

Principe 4 : Les mesures de compensation doivent générer des avantages autosuffisants à long terme.

ÉTAPES DE L'ÉLABORATION D'UN PLAN COMPENSATOIRE

La Politique de compensation donne un aperçu des étapes de l'élaboration d'un plan compensatoire et certains conseils de base pour chacune d'entre elles. Ces étapes sont résumées ci-dessous.

1) Caractérisation d'un dommage sérieux

Les dommages résiduels sérieux au poisson sont déterminés une fois que toutes les mesures d'évitement et d'atténuation ont été appliquées. Si l'on comprend la nature des dommages résiduels sérieux causés aux poissons, il est alors possible d'estimer les conséquences sur la productivité des pêches et, indirectement, de caractériser l'importance du poisson visé pour la productivité continue des pêches commerciales, récréatives et autochtones [article 6(a) de la *Loi sur les pêches*]. Les *dommages résiduels sérieux au poisson* constituent la perte qu'il est nécessaire de contrebalancer par les mesures de compensation proposées.

Ils sont déterminés et quantifiés pour chaque type d'effet et à chaque étape de la réalisation d'un ouvrage, d'une entreprise ou d'une activité. Cela peut comprendre la détermination de l'étendue, de la durée et de l'ampleur des dommages résiduels sérieux au poisson et à l'habitat du poisson, par exemple le nombre de poissons tués, la surface d'habitat détruite, la surface d'habitat modifiée de façon permanente et le degré de modification. Des conseils sur la détermination des effets sont présentés dans d'autres documents (MPO 2013b, 2014a; Bradford *et al.* 2014; Koops *et al.* doc. non publié.¹).

2) Sélection des mesures de compensation

L'objectif et les détails des mesures de compensation proposées doivent être inclus dans le plan compensatoire. L'objectif des mesures de compensation est guidé par l'étendue, la durée et l'ampleur des dommages résiduels sérieux au poisson et doit respecter les quatre principes énoncés ci-dessus. Le plan compensatoire doit également comprendre des mesures de succès clairement définies, lesquelles doivent être liées à l'objectif des mesures de compensation, ainsi que des points de référence pour mesurer les progrès.

¹ Koops, M.A., Bradford, M.J., Clarke, K.D., Doka, S.E., Enders, E.C., Randall, R.G., Smokorowski, K.E., and Watkinson, D.A. (Unpubl. manus.) A review of scientific evidence supporting generic productivity-state response curves. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. (in preparation – # 8187).

3) Détermination de l'ampleur de la compensation

La Politique présente les facteurs à prendre en considération pour déterminer l'ampleur de la compensation nécessaire. Les mesures de compensation :

- a) doivent fournir des bénéfices proportionnels à la perte causée par le projet;
- b) pourraient devoir être accrues afin de gérer l'incertitude liée à la compensation proposée;
- c) pourraient devoir être accrues s'il y a un délai entre l'impact et le moment où la mesure de compensation devient fonctionnel.

4) Surveillance de l'efficacité et production de rapports à ce sujet

Les conditions liées à la surveillance et à la production de rapports doivent être décrites dans le plan compensatoire puisqu'elles feront partie des conditions de l'autorisation. Des mesures d'urgence doivent également être prévues dans le cas où les mesures de compensation ne répondent pas aux attentes.

ÉQUIVALENCE

Dans le cadre des mesures de compensation, le terme *équivalence* fait référence au processus visant à déterminer le degré et la nature des mesures de compensation nécessaires pour atteindre un équilibre entre les impacts du projet et les gains associés aux mesures de compensation. Un paramètre d'équivalence (ou unité de mesure) est l'unité de perte ou de gain qui est utilisée afin de déterminer le degré de compensation nécessaire pour contrebalancer les pertes inévitables.

L'utilisation des calculs d'équivalence dans les programmes de compensation de la biodiversité a été examinée par Clarke et Bradford (2014) et est un domaine actif de la recherche académique et du développement des programmes (p. ex. Bull *et al.* 2013; Pilgrim et Eckstrom 2014). Les mesures d'équivalence rendent compte des gains et des pertes par rapport aux objectifs du programme de biodiversité (Quétier et Laval 2011). Dans le cas présent, la biodiversité est un terme général qui pourrait se référer à n'importe quel aspect de l'environnement biotique, des espèces individuelles aux communautés complètes. Dans le cadre du PPP, la productivité des pêches a été définie comme l'objectif principal des activités de compensation en vertu de la *Loi sur les pêches* et est considérée comme analogue à la biodiversité dans la présente analyse. Quels que soient leurs objectifs, tous les programmes de compensation de la biodiversité ont besoin d'une unité pour le calcul des exigences de compensation, que ce soit sous la forme d'échanges « de même type » (en nature) ou de transactions plus complexes comprenant l'échange d'un type d'impact contre un gain en matière de biodiversité d'un autre type. Bien que les échanges de même type soient les plus simples à gérer, les autres types de compensation peuvent procurer des avantages en matière de conservation pour des habitats ou des espèces clés, ou bien des avantages dans le cadre de la planification de la conservation à l'échelle du paysage. Des unités de mesure plus généralisées sont nécessaires pour faciliter ce type d'échange (McKenney et Kiesecker 2010; Habib *et al.* 2013).

L'essence des calculs d'équivalence peut être exprimée par une équation simplifiée (Levrel *et al.* 2012) qui ne tient pas compte de la dimension temporelle et des ajustements pour l'incertitude :

$$A_p V_p I = A_o V_o R \quad (1)$$

Où A est la superficie des impacts (A_p) ou des mesures de compensation (A_o) dans le cadre du projet, V est la valeur des ressources halieutiques ou écologiques à chaque site, I est l'intensité de l'impact (c.-à-d. la réduction proportionnelle des services), et R est l'augmentation de la valeur associée à la mesure de compensation (l'augmentation des services). Le paramètre I prend une valeur unitaire lorsque l'habitat est détruit, et $R = 1$ pour une création d'habitat pleinement réussie. Dans le cas d'un remplacement de même type réussi (c.-à-d. $V_p = V_o$), $A_p = A_o$, qui correspond à l'échange de même type attendu. Pour les autres situations, l'équivalence est fondée sur l'équilibre relatif à la superficie et à la valeur, ainsi que sur le changement différentiel attribuable au projet et aux mesures de compensation. Pour calculer la superficie de compensation, l'équation peut être réorganisée comme suit :

$$A_o = \frac{A_p V_p I}{V_o R} \quad (2)$$

L'utilisation de l'équation (2) ou de ses variantes plus détaillées nécessite que V_p et V_o soient exprimés selon une unité commune. Il s'agit du paramètre d'équivalence qui fait l'objet du présent rapport.

Le troisième principe de la Politique de compensation stipule que les exigences de compensation peuvent être augmentées pour tenir compte de l'incertitude et des délais. L'incertitude est habituellement gérée par l'utilisation de ratios de compensation dans lesquels l'exigence de compensation est augmentée pour diminuer le risque de ne pas atteindre les objectifs stratégiques (Moilanen *et al.* 2009; Bull *et al.* 2013). Les ratios peuvent également être utilisés pour tenir compte des différences temporelles entre les impacts du projet et les avantages, mais des taux d'actualisation sont proposés comme un cadre utile pour tenir compte du temps de façon systématique dans les analyses d'équivalence (Minns 2006; Moilanen *et al.* 2009; Clarke et Bradford 2014). L'analyse détaillée des délais et des incertitudes dans le contexte du Programme de protection des pêches fait actuellement l'objet de recherches.

PORTÉE DU DOCUMENT

Le présent document a pour but d'examiner les méthodes et les approches permettant de déterminer des exigences de compensation qui répondront aux principes de la Politique de compensation. L'accent est mis sur les unités ou paramètres d'équivalence, leurs applications, leurs mérites et leurs limites. Aux États-Unis, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a élaboré une hiérarchie de paramètres en fonction de l'habitat, des ressources (p. ex. les poissons) et des analyses d'équivalence de la valeur (Allen *et al.* 2005; Clarke et Bradford 2014). Nous avons adapté cette approche de façon à pouvoir l'utiliser dans le cadre du PPP. L'application des paramètres dans le contexte du PPP tiendra compte des préférences indiquées dans la Politique de compensation.

PARAMÈTRES D'ÉQUIVALENCE

Le tableau 1 énumère les principales catégories de paramètres d'équivalence qui pourraient servir à élaborer les plans de compensation dans le cadre du Programme de protection des pêches. Elles suivent la séquence utilisée par la NOAA, soit de l'habitat aux approches fondées sur la valeur. Une description détaillée de chaque élément est présentée dans les sections suivantes.

Tableau 1. Liste des paramètres d'équivalence pouvant servir à déterminer les exigences en matière de compensation.

Type de paramètre	Exemple d'application	Exemple de paramètre
Habitat	Remplacement par un habitat du même type.	Superficie et type.
Fonction de l'habitat ou de l'écosystème	Remplacement de la fonction perdue (p. ex. production alimentaire), éventuellement au moyen d'autres types de compensation.	Mesure de la fonction de l'habitat (couvert, substrat, etc.). Production secondaire.
Qualité de l'habitat ou sa capacité pour certaines espèces	Réduction de la qualité ou de la quantité de l'habitat compensée par d'autres types d'amélioration de la qualité de l'habitat.	Superficie utilisable pondérée, indices de qualité de l'habitat.
Abondance des poissons	Création de nouveaux habitats pouvant accueillir des communautés de poissons similaires. Le nouvel habitat peut être différent des habitats touchés.	Biomasse, densité et production de saumoneaux observées (données de référence) ou prévues (après compensation). Les données de référence régionales sur la densité de poissons peuvent être utilisées.
Production ichtyenne	Perte d'habitat ou transformation de l'écosystème exigeant d'autres types de compensation. Peut servir lorsque la nouvelle communauté de poissons est différente de celle touchée par le dommage sérieux.	Perte ou hausse de la production ichtyenne; mesures directes ou normes régionales; facteurs prévisionnels empiriques (rapports P/B).
Avantage pour le rendement et la pêche	Transformations écosystémiques qui entraînent des changements dans la communauté de poissons et dans la pêche.	Bienfaits prévus des mesures de compensation pour la pêche (prises, satisfaction des pêcheurs, participation), comparativement aux pertes attribuables au projet. Statistiques halieutiques observées ou prévisions fondées sur des modèles de pêche.
Évaluation financière ou autre	Mise à l'échelle des autres types de compensation en utilisant le coût de remplacement de l'habitat ou du poisson perdu.	Coût de remplacement.

REMPACEMENT PAR UN HABITAT DE MÊME TYPE (SUPERFICIE ET TYPE)

En vertu de l'ancienne Politique de gestion de l'habitat du poisson (MPO 1986), lorsqu'une détérioration, une perturbation ou une destruction de l'habitat du poisson ne pouvait être évitée par des mesures d'atténuation ou un remaniement, une compensation était nécessaire pour atteindre l'objectif d'aucune perte nette. La première option dans la hiérarchie des options de compensation, et celle qui était privilégiée, était de créer ou d'accroître la capacité de production d'un habitat de même type dans la même unité écologique, en s'efforçant de créer ou d'améliorer un habitat ayant la même intégrité naturelle, structure et fonction que l'habitat touché, avec une préférence pour les efforts sur place avant de se déplacer à l'extérieur du site (MPO 1986; 2002). En vertu de la nouvelle Politique de compensation, l'option privilégiée pour

les mesures de compensation de l'habitat consiste toujours à contrebalancer les pertes au bénéfice des populations de poissons spécifiques dans les zones géographiques touchées par le projet (MPO 2013a). Si les pertes et les gains sont comparables au point de vue du type et de la superficie de l'habitat, on suppose que la productivité et la biodiversité de l'écosystème seront très probablement maintenues. Ce point de vue est celui mis de l'avant dans les programmes de compensation de plusieurs pays (Lipton *et al.* 2008, Moilanen *et al.* 2009, McKenney et Kiesecker 2010).

Application

Le remplacement d'un habitat par un habitat de même type est la méthode de compensation la plus simple, puisque la détermination de l'équivalence est assez facile. Elle convient le mieux à des pertes restreintes qui affectent la quantité de l'habitat (p. ex. la catégorie 1 dans MPO 2013b), mais ne prévoit pas de conversion de l'habitat (p. ex. rivière en réservoir). Un exemple de ce type de compensation est la création d'une frayère à proximité d'une frayère perdue en raison, par exemple, d'un passage à niveau, ou la création d'une zone humide dans le même plan d'eau que celui où un aménagement a détruit une zone humide naturelle (p. ex. les politiques américaines pour les zones humides résumées dans Votteler et Muir 2002). Son principal avantage réside dans la facilité d'établir l'équivalence et des rapports de compensation, car il s'agit simplement d'ajouter des unités d'équivalence. Cela permet de rationaliser la démarche d'évaluation et assure la répétabilité de l'opération. Le principal inconvénient de cette méthode réside dans le fait que l'on doit supposer que la productivité de l'habitat de remplacement et des pêches sera équivalente. Il est possible que l'utilisation de la superficie ne soit pas appropriée si plusieurs types d'habitat sont touchés par le projet.

Données et méthodes

Pour le remplacement de l'habitat par un habitat de même type, le paramètre utilisé est la superficie (p. ex. m²), et comme les unités sont les mêmes pour les mesures de compensation du même type, il n'est pas nécessaire d'établir l'équivalence en évaluant la productivité. On peut calculer les pertes d'habitat à l'aide d'une méthode relativement facile, qui consiste à mesurer la superficie perdue pour chaque type d'habitat. Pour établir la conformité avec l'autorisation, il suffit donc de mesurer la superficie de l'habitat créé par rapport à ce qui est exigé dans l'autorisation. Les données requises sont les suivantes :

- a) La superficie de référence (en m²) de l'habitat actuel qui sera perdue à cause du projet, par type d'habitat si plusieurs sont détruits.
- b) La prévision de la valeur de la compensation une fois l'habitat créé peut être aussi simple que de confirmer que la superficie d'habitat requise, équivalente à la superficie perdue, sera créée ou améliorée et d'y ajouter un facteur multiplicatif pour tenir compte de l'incertitude et des délais. En général, comme ce type de compensation est généralement utilisé pour de petits projets et que l'habitat de remplacement est souvent créé, on ne tient pas compte de la valeur de référence pour la compensation dans le calcul. Par ailleurs, la valeur halieutique de l'habitat de remplacement n'est pas habituellement modélisée en supposant une équivalence, même si l'efficacité de l'habitat créé peut devoir être évaluée dans le cadre d'un plan de surveillance (MPO 2012, Smokorowski *et al.* 2015).

Choix et hypothèses

Choix techniques : En remplaçant un habitat par un habitat de même type, on suppose que les variables de l'habitat (p. ex. macrophytes, profondeur, substrat, nutriments, température, etc.) peuvent être considérées comme des substituts de la productivité lorsque le lien avec la productivité a déjà été établi par une recherche empirique (Minns 1997). On suppose également qu'avec le temps, l'habitat créé sera fonctionnellement le même que l'habitat naturellement établi, ce qui n'est pas toujours le cas (Bull *et al.* 2013).

Choix stratégiques : Il y a peu de choix stratégiques parce qu'en théorie le remplacement de l'habitat par un habitat de même type ne modifiera pas l'habitat disponible pour les poissons locaux (à supposer que le nouvel emplacement se trouve à proximité de l'habitat perdu) et ne changera donc pas (en théorie) la dynamique des communautés de poissons. Le choix de l'endroit précis où créer l'habitat de remplacement peut avoir une influence sur sa productivité finale, et puisque le nouvel habitat peut avoir une incidence sur l'habitat existant, la valeur halieutique du site de remplacement dans son état actuel devrait être jugée faible, voire nulle.

Principales incertitudes

Le remplacement par un habitat du même type qui nécessite seulement une mesure des composantes (sur la base de la superficie) présente peu d'incertitudes quant à l'habitat de référence qui sera perdu et aux prévisions relatives aux avantages, en supposant que l'habitat de remplacement puisse être créé avec succès. Cette hypothèse gagne en validité pour les types d'habitats qui ont souvent été créés et qui ont fait l'objet de nombreuses études (p. ex. hauts-fonds de frai, Fitzsimons 2014). L'incertitude s'accroît quand le type d'habitat a été moins étudié ou quand son intégrité structurelle à long terme est incertaine (p. ex. érosion du gravier d'une frayère dans un cours d'eau ou autre échec pouvant survenir dans un fort pourcentage des habitats créés et être détecté pendant la surveillance, Smokorowski *et al.* 1998). L'efficacité à long terme d'un habitat de même type doit être l'un des éléments du programme de surveillance, et des mesures d'urgence peuvent devoir être réalisées en cas d'échec.

CARACTÉRISTIQUES ET FONCTION DE L'HABITAT

Le deuxième niveau de complexité des mesures de compensation de l'habitat concerne les cas où elles sont destinées à remplacer des caractéristiques d'habitat perdues qui sont directement liées à une ou plusieurs fonctions de l'écosystème. Elles entrent dans la catégorie de l'analyse de l'équivalence d'un service à un autre et ont été bien étudiées dans la littérature (p. ex. NOAA 2006; Lipton *et al.* 2008; French McCay *et al.* 2003a). Ces fonctions doivent idéalement être liées directement ou indirectement à la production des pêches commerciales, récréatives et autochtones, et peuvent comprendre des composantes comme la structure, le couvert et le type de substrat, ou être intégrées par des mesures comme la production secondaire. Les mesures de compensation visant les fonctions d'un habitat peuvent être ou ne pas être appliquées à un habitat de même type que celui qui a été perdu, et le projet pourrait être classé parmi ceux qui réduisent la quantité ou la qualité de l'habitat (catégories 1 et 2 dans MPO 2013b).

Les indicateurs de résultat des diagrammes de la séquence des effets (MPO) montrent les caractéristiques ou fonctions de l'habitat sur lesquelles les projets typiques ont des effets résiduels négatifs (changement de la structure ou du couvert, variations de la concentration de sédiments et des éléments nutritifs, etc.; voir les tableaux 1 et 2 dans Bradford *et al.* 2014). Ces diagrammes représentent un guide utile pour déterminer les fonctions écosystémiques sur lesquelles l'activité risque d'avoir des effets négatifs. Koops *et al.* (doc. non publié¹) présentent une analyse documentaire de la façon dont ces fonctions de l'écosystème (les indicateurs de résultats de la séquence des effets) réagissent aux perturbations habituelles d'origine humaine

ainsi que les courbes génériques de réponse productivité-état prévues. Ces effets résiduels négatifs doivent être contrebalancés pour atténuer la perte de la fonction de l'écosystème et peuvent nécessiter le remplacement des caractéristiques de l'habitat qui ont été perdues, ou le remplacement par des caractéristiques différentes qui assurent une fonction de l'écosystème équivalente ou différente.

La production secondaire (c.-à-d. l'incorporation de matière organique dans les tissus corporels d'une masse d'invertébrés par unité de temps et de surface; Cusson et Bourget 2005) est un exemple de paramètre approprié pour évaluer la fonction de l'habitat. Ce paramètre peut convenir davantage aux écosystèmes marins où l'abondance des poissons est difficile à mesurer adéquatement en raison de la migration des poissons entre les habitats ainsi que des migrations côtières et extracôtières. La production secondaire rend compte de la croissance, de la reproduction et de la mortalité des individus, mais aussi implicitement des conditions environnementales auxquelles sont soumis les producteurs secondaires. Par conséquent, elle est un bon indicateur du fonctionnement global de l'écosystème et une mesure plus appropriée que le stock actuel, qui indique simplement la quantité de biomasse présente. La production secondaire est un paramètre adéquat pour la compensation dans le cadre du PPP parce qu'elle favorise directement les pêches commerciales, récréatives et autochtones par l'entremise du transfert d'énergie des producteurs primaires vers les poissons (McArthur et Boland 2006) et tient compte des changements environnementaux qui peuvent influencer la productivité de ces pêches (Dolbeth *et al.* 2012; Sturdivant *et al.* 2014). De plus, les producteurs secondaires des écosystèmes marins créent souvent un habitat par l'entremise de leur morphologie et de leur agrégation (p. ex. les récifs créés par les moules, les huîtres ou d'autres bivalves; la structure créée par les éponges; Gutiérrez *et al.* 2003), ce qui peut profiter aux communautés de poissons. Les relations entre la production secondaire et les pêches commerciales, récréatives et autochtones peuvent être déterminées à l'aide des courbes de réponse productivité-état.

Application

Le critère de la fonction de l'habitat convient le mieux aux projets qui ont un effet sur la qualité ou la quantité de l'habitat si les mesures de compensation ont pour but d'équilibrer la caractéristique ou la fonction perdue ou d'offrir une autre fonction qui peut être jugée préférable compte tenu de la disponibilité (ou des limites) de l'habitat prédominant. Lorsque la compensation remplace la même fonction (c.-à-d. des services de même type et de même qualité), la quantification de l'équivalence est simple (voir l'habitat de même type ci-dessus). En choisissant la fonction de l'habitat comme unité d'équivalence, on dispose aussi plus de souplesse pour choisir la compensation. Si les services perdus ne sont pas critiques ou limitants, on peut faire en sorte que la mesure de compensation offre un autre service rare ou limitant.

La production secondaire pourrait être choisie comme paramètre pour la neutralisation des dommages causés aux écosystèmes marins côtiers où la production benthique est très élevée, où les liens trophiques entre les poissons et le benthos sont forts, où l'utilisation des habitats benthiques par les juvéniles est courante et où les projets auront une incidence sur le benthos (p. ex. remplissage, dragage, marées noires; French McCay *et al.* 2003b). En outre, comme nous l'avons brièvement décrit ci-dessus, la production secondaire peut être particulièrement utile dans les écosystèmes marins où les poissons sont difficiles à échantillonner de manière adéquate en raison de leurs profils de déplacement et de l'ouverture de nombreux écosystèmes marins. Ce paramètre est également pertinent pour la compensation d'un habitat de même type en milieu marin lorsqu'il n'y a pas de structure d'habitat, mais que la production de fond serait élevée et importante pour la production halieutique (c.-à-d. platin de sable intertidal, vasière subtidale peu profonde). En revanche, la production secondaire est rarement quantifiée

directement en eau douce en raison des nombreuses ressources nécessaires pour obtenir un résultat exact et de la simplicité relative de l'échantillonnage direct de la communauté de poissons. Si l'approvisionnement alimentaire (par la production secondaire) est la fonction de l'habitat qui doit être quantifiée en eau douce, on recourt souvent à des approximations (voir Smokorowski *et al.* 2015 pour des exemples).

Données et méthodes

Parmi les exemples d'indicateurs courants de la fonction de l'habitat, citons le type et les caractéristiques du substrat, la densité des macrophytes riverains ou aquatiques ou des gros détritiques ligneux.

Si l'on poursuit avec l'exemple ayant trait à la production secondaire, les données requises pour ce paramètre comprennent la densité et la biomasse des producteurs secondaires (communauté entière) à un certain niveau de séparation taxonomique (Dolbeth *et al.* 2005). De grandes catégories taxonomiques (classe ou même phylum) peuvent suffire. Exemples de méthodes empiriques relativement simples mises au point pour estimer la production secondaire :

- i. Les modèles qui comparent le rapport production/biomasse (P/B) avec la masse corporelle à l'aide de principes métaboliques (p. ex. Schwinghamer *et al.* 1986).
- ii. Les modèles utilisant des équations de régression multiple pour comparer le rapport P/B avec les caractéristiques de la population (p. ex. durée de vie, biomasse moyenne, etc.) et les caractéristiques environnementales (p. ex. température, profondeur, habitat) [Tumbiolo et Downing 1994, Brey 2001].
- iii. La multiplication de la biomasse par le rapport P/B selon la littérature (Wong *et al.* 2011).

L'utilisation des rapports P/B tirés de la littérature est la méthode la plus simple pour calculer la production secondaire et peut également être utilisée pour estimer la productivité des pêches (voir Randall et Minns 2000 et la section ci-dessous sur la productivité). La rareté des rapports P/B régionaux appropriés pour les producteurs secondaires dans les écosystèmes marins au Canada soulève toutefois des réserves, il faut donc faire preuve de prudence si les valeurs d'autres régions sont utilisées. Cependant, les rapports P/B peuvent être facilement calculés à l'aide du modèle empirique de Brey (2001), car ce modèle génère des rapports P/B basés sur la température de l'eau, l'habitat et la taille du corps, puis les utilise pour estimer la production. En fait, plusieurs modèles empiriques calculent la production secondaire de cette façon, en déterminant les rapports P/B par les relations avec diverses mesures biologiques et physiques, puis en multipliant simplement les données de biomasse par ce rapport. L'avantage du modèle de Brey (2001) est que [le public peut utiliser une feuille de calcul pour le mettre en application](#). Il a été démontré qu'il produisait des estimations exactes et précises de la production secondaire par rapport aux méthodes plus classiques (Cusson et Bourget 2005; Dolbeth *et al.* 2005). De plus, il est largement utilisé (p. ex. Wong *et al.* 2011) et cité. Les données requises comprennent les données sur la biomasse et l'abondance des grands groupes taxonomiques (p. ex. polychètes, bivalves, gastéropodes) ainsi que les mesures environnementales de base (c.-à-d. température de l'eau, type d'habitat). Les extraits du modèle sont les rapports P/B et la production estimée.

Les étapes de calcul et les exigences en matière de données pour les gestionnaires et les promoteurs pourraient être réduites s'il existait une base de données sur les rapports P/B appropriés pour les producteurs secondaires dans divers habitats marins côtiers. L'accès à ces rapports signifierait que seules des données sur la biomasse pour les grands groupes

taxonomiques seraient nécessaires (par opposition aux données sur la biomasse et l'abondance pour l'utilisation du modèle de Brey). Les données sur la biomasse seraient alors simplement multipliées par le rapport P/B pour estimer la production secondaire. Dans le Canada atlantique, il existe déjà des données sur les herbiers de zostère et les sédiments meubles nus qui peuvent être utilisées pour commencer la création d'une telle base de données (données de M. Wong, MPO, Institut océanographique de Bedford). L'ajout de données pour d'autres régions et habitats importants pourrait représenter un besoin à combler dans le cadre du PPP.

Choix et hypothèses

Choix techniques : Dans les calculs de l'équivalence d'un service à un autre, on suppose que l'apport d'un habitat offrant une qualité et une quantité équivalentes assurera une productivité équivalente des poissons. Quand les mesures de compensation offrent le même service, on tient pour acquis que la fonction de soutien assurée par le service écosystémique n'aura aucun effet sur la dynamique de la communauté de poissons, mais pourra varier en fonction du contexte écosystémique. Les autres types de compensation en matière de services nécessiteront des données de base supplémentaires, des points de référence régionaux ou des modèles afin qu'il soit possible de quantifier la valeur de l'habitat perdu et de prévoir la valeur des gains attribuables aux mesures de compensation. Les choix techniques liés aux mesures de compensation fondées sur l'habitat (p. ex. structure/couverture/substrat) sont décrits ci-dessus dans la section sur le remplacement par un habitat de même type et dans Smokorowski *et al.* (2015). Pour un paramètre lié à un autre type de compensation, comme la production secondaire, les choix techniques importants sont les suivants :

- i. Collecte de données versus compilation de données : Les données recueillies directement sur le terrain devraient être plus précises que celles provenant des compilations de données, mais lorsqu'il n'est pas possible de recueillir suffisamment de données en raison de problèmes logistiques, des compilations ou des points de référence régionaux peuvent s'avérer utiles.
- ii. Intrants du modèle : Le degré de séparation taxonomique auquel la production secondaire est calculée et la disponibilité de mesures environnementales peuvent avoir une incidence sur le degré de précision des estimations de la production secondaire.
- iii. Choix du modèle : Le choix entre les rapports P/B provenant de bases de données et ceux tirés de modèles empiriques influera sur la précision des estimations. Bien que la multiplication de la biomasse par le rapport P/B soit plus facile à mettre en œuvre, le résultat peut être moins précis étant donné que le rapport utilisé ne provient pas nécessairement du site sur le terrain. Le choix des modèles devrait tenir compte des données utilisées pour leur élaboration. Par exemple, les modèles élaborés à partir de données sur les écosystèmes marins seraient les plus appropriés pour les données marines, alors que les modèles fondés sur des données en eau douce ne conviendraient pas pour une application marine.

Choix stratégiques : Un autre type de compensation pourrait modifier la dynamique de l'écosystème et favoriser d'autres espèces halieutiques par rapport à celles subissant les effets résiduels. Le choix des mesures de compensation pour les services liés à l'habitat devrait reposer sur les principes de la Politique de compensation.

Principales incertitudes

L'ampleur de l'incertitude varie en fonction du paramètre choisi. Dans le cas d'une compensation sous forme de remplacement d'un service par un autre avec pour paramètre la

superficie d'habitat comportant une fonction similaire, l'incertitude de la mesure sera minimale. Dans ce cas, l'incertitude découle principalement de l'efficacité de la compensation proposée, qui dépend du type de service qu'offre cet habitat. Pour les autres types de compensation, l'incertitude croît proportionnellement à la complexité du paramètre choisi, au manque de données régionales empiriques et à la difficulté de recueillir des données propres au site. De plus, elle est accrue si on ne peut utiliser de modèles pour prévoir la valeur future de l'habitat de compensation. Il est possible qu'on ne connaisse pas les relations entre certains paramètres et caractéristiques des espèces visées par les pêches commerciales, récréatives et autochtones, mais on pourra toujours les cerner par déduction à partir de la littérature scientifique, des connaissances d'experts, des courbes productivité-état et des modèles de séquence des effets. Une incertitude importante peut toutefois être associée à ces déductions.

QUALITÉ DE L'HABITAT OU SA CAPACITÉ POUR CERTAINES ESPÈCES

Cette catégorie comprend les modèles basés sur l'habitat qui font des inférences sur la base de l'utilisation biologique des caractéristiques physiques de l'habitat et établissent des évaluations quantitatives quant à la qualité d'un habitat pour certaines espèces. On sait que le poisson préfère un habitat qui a certaines caractéristiques (profondeur, vitesse, type de substrat, couverture végétale, etc.). Cependant, il est possible de modéliser certaines associations entre, d'une part, l'espèce et le stade du cycle biologique et, d'autre part, les composantes de l'habitat pour obtenir une valeur quantitative de l'habitat perdu en raison des effets résiduels, ainsi que de modéliser l'habitat qu'on espère gagner grâce aux mesures de compensation envisagées. Les modèles d'habitats lotiques, par exemple, intègrent un modèle hydraulique et un modèle biologique (critères de qualité de l'habitat) pour calculer la variation d'un indice d'habitat appelé superficie utilisable pondérée (SUP) en fonction du débit et de la morphologie du cours d'eau (p. ex. PHABSIM, Stalnaker *et al.* 1995; River2D, Katopodis 2003; MesoHABSIM, Parasiewicz 2001, Parasiewicz et Walker 2007). Pour évaluer le gain net ou la perte nette de productivité de l'habitat lacustre attribuable au projet et aux mesures de compensation, Minns (1995, 1997) a élaboré un modèle quantitatif scientifiquement défendable fondé sur l'idée selon laquelle l'évaluation de la qualité des types d'habitat peut être utilisée comme substitut de la productivité, et l'utilisation accrue des types d'habitat par différentes espèces à différents stades biologiques est importante pour soutenir la productivité des communautés de poissons. L'approche des méthodes défendables (connue sous le nom d'outil d'évaluation de l'altération de l'habitat (HAAT) et employée au sein du MPO, MacNeil *et al.* 2008) utilise un concept semblable aux modèles d'habitat lotiques pour attribuer des degrés de qualité aux parcelles d'habitat et calculer les superficies utilisables pondérées pour toutes les espèces de poissons présentes dans la zone en question (Minns 1997).

Application

Les modèles d'habitat quantitatifs peuvent servir pour les projets qui touchent à la fois la quantité de l'habitat (p. ex. évaluation d'un remblai sur la rive d'un lac à l'aide de l'outil HAAT) et sa qualité (p. ex. modification du débit en raison de la construction d'une centrale hydroélectrique, d'une dérivation ou de l'extraction d'eau). Dans la plupart des cas, la méthode de compensation utilisée consistera à améliorer l'habitat à un autre endroit ou à réaliser un autre type de compensation de l'habitat, puisque, par exemple, une réduction du débit qui modifie la SUP ne peut pas être réellement contrebalancée par un autre type de compensation. Les améliorations apportées pour neutraliser la diminution de la qualité de l'habitat peuvent comprendre l'aménagement de nouveaux substrats de frai, l'amélioration de la complexité de l'habitat pour le couvert, les refuges et la production alimentaire, ou bien la création de nouveaux chenaux (p. ex. Jones *et al.* 2003, Enders *et al.* 2007).

Les modèles quantitatifs fournissent une base plus défendable pour déterminer les exigences en matière de compensation, peuvent constituer une base objective pour les négociations entre le promoteur et les organismes de réglementation, et peuvent assurer une meilleure protection des écosystèmes en exigeant plus d'habitats de compensation que si le modèle n'était pas utilisé (p. ex. l'analyse des études de cas à l'aide de l'outil HAAT, MacNeil *et al.* 2008). Dans certains cas, cependant, les prévisions des modèles ne se réalisent pas toujours sur le plan biologique. Par exemple, la réduction de la vitesse (causée par l'extraction d'eau) dans un système très rapide et à forte pente se traduit souvent, dans les modélisations, par un habitat plus propice aux stades biologiques ou aux espèces préférant les habitats dans lesquels la vitesse de l'eau est faible, mais ces résultats ne sont pas toujours validés par une modification correspondante de l'abondance du poisson (p. ex. Bradford *et al.* 2011). La transférabilité des critères de qualité de l'habitat soulève également des questions, et des données propres au site peuvent être nécessaires, ce qui augmente les coûts et le temps requis pour effectuer de telles évaluations (Freeman *et al.* 1997, Williams *et al.* 1999).

Données et méthodes

Le paramètre est un indice de la qualité de l'habitat qui, multiplié par la superficie, donne la superficie utilisable pondérée (SUP) par espèce et par stade biologique. Les parcelles d'habitat lacustre possèdent des caractéristiques de tranche d'eau, type de substrat et type de couvert, et le modèle génère des valeurs de qualité en fonction des besoins des espèces par stade biologique, niveau trophique et préférence thermique (Minns *et al.* 2001). Des scénarios sont produits pour les conditions qui précèdent et suivent l'aménagement d'un site proposé afin d'évaluer le gain net ou la perte nette d'un habitat de qualité, et un module permet d'ajouter les conditions postérieures à l'aménagement en tenant compte des mesures de compensation (Minns *et al.* 2001).

Les parcelles d'habitat lotique ont des caractéristiques de profondeur, vitesse, type de substrat et couverture, et les relations hauteur-débit et vitesse-débit sont requises pour le tronçon en question. Elles peuvent nécessiter un vaste programme de collecte de données sur le terrain. Des protocoles détaillés de collecte de données existent pour la méthode IFIM et le logiciel PHABSIM (Stalnaker *et al.* 1995; Bovee *et al.* 1998), pour le modèle River2D (Ghanem *et al.* 1996, Steffler et Blackburn 2002, Katopodis 2003), et pour le modèle MesoHABSIM (Parasiewicz 2001, Parasiewicz et Walker 2007). Une fois le modèle élaboré, il est possible d'évaluer la superficie utilisable pondérée par espèce et par stade biologique à différents débits ou configurations d'habitat et de calculer la perte nette ou le gain net. L'ampleur de la perte dictera au moins en partie l'exigence de compensation, et le type de compensation proposé dictera la méthode utilisée pour le calcul de l'équivalence.

Choix et hypothèses

Choix techniques : Les concepteurs de modèles prônent l'utilisation de leur modèle plutôt qu'un autre, et des critiques peuvent être trouvées dans la littérature pour tous ces modèles. Les critiques de la méthode IFIM et du modèle PHABSIM portent sur la grande quantité de données requises et les caractérisations unidimensionnelles irréalistes des conditions de l'habitat. Les superficies utilisables pondérées dépendent fortement des critères de qualité de l'habitat, qui sont censés être statiques. On suppose aussi souvent qu'ils sont transférables pour éviter la collecte de données pour un site en particulier. Cependant, l'importance de la précision des critères de qualité de l'habitat dépend des résultats du modèle et de leur influence sur les décisions de gestion. S'il y a peu de différence quant à la recommandation finale de la prescription du débit ou de la compensation nécessaire, quels que soient les critères de qualité de l'habitat utilisés (fondés sur une analyse de la sensibilité utilisant des limites de confiance

pour les critères), alors les critères sont moins critiques puisqu'en fin de compte ces modèles sont des outils pour faciliter la prise de décision (Williams *et al.* 1999). Les modèles bidimensionnels sont considérés comme plus réalistes du point de vue hydrologique, mais les mises en garde biologiques s'appliquent quand même. Selon les concepteurs de modèles fondés sur les habitats d'échelle moyenne, la plus grande superficie utilisée (10^3 à 10^5 m²) s'applique davantage aux décisions de gestion et est plus significative sur le plan biologique puisqu'elle correspond à peu près au concept d'« habitat fonctionnel », et que les observations des associations à une échelle moyenne sont moins influencées par les coïncidences qu'à une petite échelle (Parasiewicz 2007). Tous les modèles nécessitent des quantités importantes de données de terrain pour les valider, bien que le modèle le moins exigeant à cet égard soit MesoHABSIM, tant sur le plan du développement que de la validation (Parasiewicz 2007).

Choix stratégiques : Exception faite de l'outil HAAT, qui a été élaboré pour inclure toute la communauté de poissons à proximité de l'aménagement, les espèces et les stades biologiques inclus dans l'exercice de modélisation ne représentent pas toute la communauté de poissons. Au lieu de cela, on modélise les espèces halieutiques et les stades biologiques importants, et le choix des espèces à inclure est une décision de principe. Le choix du modèle à utiliser étant souvent fait par le promoteur, il est essentiel que les biologistes du PPP comprennent les limites des modèles et demandent conseil en cas d'incertitude sur la pertinence du modèle présenté, les paramètres d'entrée et les résultats.

Principales incertitudes

Les exercices de modélisation complexes comportent une grande part d'incertitude. Les relations entre le poisson et l'habitat et la transférabilité de ces relations sont incertaines (Freeman *et al.* 1997, Williams *et al.* 1999). Les trois principales sources d'incertitude quant aux relations poisson-habitat sont les suivantes : 1) l'état incomplet des connaissances sur ces relations; 2) les niveaux élevés de variation naturelle en ce qui a trait aux conditions biologiques et environnementales; et 3) les erreurs humaines en matière de déduction ou d'évaluation des relations (Rose 2000, Minns et Moore 2003). Il faut également tenir compte de l'incertitude découlant des erreurs d'échantillonnage et de mesure dans la modélisation hydraulique (Williams 1996), de la violation des hypothèses des modèles hydrauliques (Ghanem *et al.* 1996) et de la nature dynamique des préférences en matière d'habitat en raison de facteurs atténuants ou restrictifs comme la température, les régimes lumineux, la prédation, la compétition, etc. (Orth 1987; Heggenes *et al.* 1996). Malheureusement, des validations des modèles sont rarement effectuées.

ABONDANCE DU POISSON

Ce paramètre repose sur les mesures directes de l'abondance de l'espèce ou de la communauté de poissons touchée et permet de déterminer les exigences en matière de compensation. L'utilisation des mesures de l'abondance comme unité de mesure est l'exemple le plus souvent cité dans l'analyse de l'équivalence ressource-ressource (AER; Lipton *et al.* 2008; Clarke et Bradford 2014). L'AER convient bien au calcul de l'équivalence lorsque l'incidence sur la pêche est le résultat d'effets mortels ou sublétaux qui ne sont pas liés à l'habitat (Lipton *et al.* 2008). Comme l'indique l'expression « ressource-ressource », l'espèce ou la communauté touchée doit être semblable à celle visée par le projet de compensation. Les mesures de l'abondance, en particulier la biomasse, sont fortement corrélées avec la production de poissons (Randall *et al.* 2013) et sont souvent utilisées pour estimer celle-ci (Minns *et al.* 2011). Elles respectent donc bien l'esprit du PPP en ce qui concerne la protection de la durabilité et de la productivité continue des pêches commerciales, récréatives et autochtones.

Application

Les méthodes d'équivalence ressource-ressource nécessitent généralement des informations plus détaillées que les méthodes fondées purement sur l'habitat, car il est nécessaire de disposer de données quantitatives sur l'abondance des espèces tant pour les sites touchés que pour les sites ayant fait l'objet de mesures de compensation. L'information sur le site touché par le projet peut être recueillie pendant l'échantillonnage précédant le projet. En revanche, les données relatives aux mesures de compensation devront normalement être prévues. Par conséquent, l'AER nécessite suffisamment d'information sur l'espèce ou la communauté touchée et sur la zone pour permettre la formulation de prévisions raisonnables. Ces prévisions peuvent s'appuyer sur différentes méthodes, comme l'expérience, les opinions d'experts et valeurs de référence régionales en matière d'abondance. Une fois réalisées, les prévisions deviennent un élément important de la surveillance de l'efficacité (MPO 2012, Smokorowski *et al.* 2015).

Les mesures de l'abondance peuvent être bien adaptées aux projets qui ont une incidence sur une zone restreinte et pour lesquels l'effort d'échantillonnage est raisonnable (p. ex. tronçon de cours d'eau, petits lacs, échancrements dans de grands lacs ou zones côtières, etc.)

Le principal avantage des mesures directes de la ressource réside dans le fait qu'elles offrent des options supplémentaires au moment de l'élaboration des mesures de compensation. Comme ces mesures ne visent pas simplement à remplacer la fonction touchée de l'habitat, on peut recourir à des mesures de compensation qui agissent sur la qualité de l'habitat ou qui ciblent les habitats qui sont jugés insuffisants dans la zone où se trouve l'espèce ou la communauté visée par les mesures. Ajoutons à cela que les mesures directes de l'abondance sont souvent plus faciles à comprendre pour les parties intéressées.

La collecte de données biologiques sur l'abondance peut poser des défis techniques, mais ce domaine étant bien établi, on dispose maintenant de plusieurs bons documents de référence décrivant les méthodes d'échantillonnage et d'analyse statistique (p. ex. Bonar *et al.* 2009). Les mesures de l'abondance sont considérées comme des indicateurs primaires pour le PPP (MPO 2014a), car elles sont statistiquement robustes, et il est relativement facile d'interpréter les changements qualitatifs et quantitatifs. De plus, il existe de nombreux points de référence régionaux dans les bases de données publiques et privées pour la plupart des espèces de poissons d'eau douce d'Amérique du Nord, ce qui augmente la probabilité de disposer de renseignements pour la prévision des avantages compensatoires.

Méthode de calcul

Paramètres

Densité : La densité du poisson est une mesure absolue de l'abondance dans la zone au moment de l'échantillonnage. La zone peut être une unité d'habitat ou toute autre zone où l'échantillonnage nécessite un effort raisonnable (p. ex. tronçon de cours d'eau, petits lacs, échancrements, etc.). La densité est exprimée en nombre d'individus par unité de surface (p. ex. $n^{bre} m^{-2}$, $n^{bre} ha^{-1}$) et est l'une des mesures les plus courantes dans la littérature sur la manipulation de l'habitat (Quigley et Harper 2006, Minns *et al.* 2011, de Kerckhove 2015). Les estimations de la densité doivent toujours être replacées dans le contexte du cycle biologique et des comportements de migration et de déplacement, car la densité peut changer considérablement au cours du cycle biologique.

Biomasse : Il s'agit également d'une mesure absolue de l'abondance pour la zone échantillonnée. La biomasse se calcule le plus souvent en multipliant la densité des individus par leur poids moyen. Elle s'exprime en masse par unité de surface (p. ex. $g m^{-2}$, $kg ha^{-1}$). Il a

été démontré que la biomasse était fortement corrélée avec la production (Randall *et al.* 2013) et qu'elle était une mesure courante lorsqu'une réaction de la population à la manipulation de l'habitat était signalée au Canada (Clarke et Scruton 2002, Quigley et Harper 2006, Minns *et al.* 2011).

Prises par unité d'effort (CPUE) ou biomasse par unité d'effort (BPUE) : Mesures relatives de l'abondance; les prises par unité d'effort s'expriment uniquement sous forme numérique, tandis que la biomasse par unité d'effort tient compte de la masse des individus capturés. Ces mesures reposent sur la normalisation de l'effort d'échantillonnage pour permettre des comparaisons et comptent parmi les mesures les plus couramment mentionnées dans la littérature sur les pêches (Bonar *et al.* 2009). Les mesures le plus souvent signalées peuvent comprendre le nombre/masse d'individus capturés par seconde de pêche électrique ou par longueur ou zone de cours d'eau ou le nombre/masse d'individus par piège/filet pendant une nuit ou une heure. Comme ce sont des mesures relatives de l'abondance, il faut être prudent lorsqu'on les utilise dans des analyses de l'équivalence, surtout si l'habitat de compensation n'est pas le même que l'habitat touché. Si la capturabilité des poissons est différente dans les habitats de compensation, les comparaisons avec les habitats de référence peuvent être biaisées.

Autres considérations : Si l'analyse de l'équivalence est fondée sur le paramètre de l'abondance, on devra obtenir des mesures empiriques ou prévues de la superficie touchée et de celle que l'on propose en vue de la compensation. Il faudra aussi prévoir l'abondance après la réalisation du projet et l'application des mesures de compensation. Ces prévisions peuvent être réalisées à partir des valeurs de référence régionales en matière d'abondance ou d'un modèle habitat-poisson (p. ex. Hanson et Leggett 1982).

Les estimations empiriques de l'abondance du poisson sont une mesure courante dans les pêches et il existe donc plusieurs bonnes « méthodes normalisées » qui peuvent être utilisées lors de la conception d'un programme d'échantillonnage. Le choix de la méthode peut être influencé par les préférences régionales (p. ex. Sooley *et al.* 1998, Sandstrom *et al.* 2013) ou bien la communauté de poissons ou l'habitat à échantillonner (Bonar *et al.* 2009). Les incertitudes doivent être signalées avec les estimations moyennes ou médianes.

La prévision des paramètres d'abondance des poissons dans les habitats de compensation peut être optimisée de diverses façons. Des activités de restauration et de création d'habitats sont réalisées depuis assez longtemps en Amérique du Nord et grâce à l'expérience acquise dans le cadre de ces projets, en particulier pour certaines espèces et certains habitats, il devrait être possible de caractériser avec une certitude raisonnable les avantages associés aux manipulations « courantes » de l'habitat (p. ex. Roni *et al.* 2008). Dans les situations où l'on manque d'expérience, les prévisions peuvent s'appuyer sur des comités d'experts ou des valeurs de référence régionales. Puisque l'abondance est l'un des paramètres halieutiques le plus couramment signalés, les valeurs de référence régionales peuvent être relativement communes comparativement à d'autres substituts de la productivité. Ces sources de données ne sont pas mutuellement exclusives et, en utilisant plusieurs d'entre elles pour un projet, on devrait pouvoir réduire l'incertitude globale des prévisions. Comme pour toute prévision, un niveau de confiance doit être indiqué.

Il convient de noter que les prévisions d'abondance sont destinées à être utilisées pour des plans d'eau présentant des caractéristiques biologiques et physiques semblables à celles de l'ensemble de données prédictives. Si les mesures de compensation consistent à créer ou à modifier de manière importante un habitat, il y aura sans doute un décalage temporel entre le moment de sa création et celui où il parviendra à son état de stabilité définitif (p. ex. Scrimgeour *et al.* 2014). Dans les situations où l'on s'attend à des changements dans les communautés de

poissons, les mesures de l'abondance ne sont peut-être pas le meilleur choix, si bien que des modèles plus complexes peuvent être nécessaires (voir ci-dessous).

Choix et hypothèses

Choix stratégiques

Si l'on utilise des paramètres d'abondance dans une analyse d'équivalence ressource-ressource, on suppose que la ressource touchée est aussi celle qui fera l'objet de la compensation. Ce type d'analyse ne permet pas de tenir compte facilement des changements importants dans la fonction de l'écosystème ou la composition des espèces. Dans certains cas, il est toutefois possible de concevoir des mesures de compensation qui profiteront à une espèce plutôt qu'à une autre. Scruton (1996) a présenté un exemple d'une telle compensation pour un petit cours d'eau fréquenté par des salmonidés à Terre-Neuve-et-Labrador. Dans ce cas, la mesure de compensation a été conçue de manière à ce que la superficie de l'habitat calme et des rives surplombantes soit plus grande que dans l'habitat touché ou dans le cours d'eau environnant. Le but de cela a été de créer un habitat pour l'omble de fontaine de grande taille, qui est la principale espèce pêchée dans la région. Le choix des mesures de compensation est une décision stratégique, dans ce cas-ci fondée sur les objectifs de gestion des pêches. Dans l'exemple de Terre-Neuve-et-Labrador, il y avait une communauté peu diversifiée de salmonidés (saumon atlantique et omble de fontaine). Dans les situations où la communauté de poissons est plus complexe, ce type de manipulation peut comporter de grandes incertitudes, car la biodiversité et la complexité des espèces ou des habitats ont toutes deux une incidence sur la productivité des pêches, qui est parfois mal comprise (Randall *et al.* 2013).

Principales incertitudes

Tous les projets qui visent à manipuler des systèmes naturels comportent des incertitudes. On a tendance à formuler des hypothèses lorsqu'on travaille avec des systèmes naturels pour la simple raison que la nature est complexe. Minns *et al.* (2011) ont effectué une analyse détaillée des hypothèses et des limites associées à plusieurs indicateurs de productivité. La principale hypothèse formulée lors de l'utilisation des mesures de l'abondance est qu'il existe un lien entre l'abondance et la productivité. On en déduit alors que l'abondance peut être limitée par l'habitat ou liée à la qualité de l'habitat. Ces hypothèses sont rarement vérifiées, car il existe souvent des facteurs de confusion en ce qui a trait à la relation entre l'abondance et la productivité (comme l'expliquent Minns *et al.* 2011). Il est donc important de connaître les principaux mécanismes de production (croissance, recrutement, survie, etc.) de l'habitat lorsqu'on utilise l'abondance pour évaluer des mesures de compensation. Dans certains cas et pour certaines espèces, ces connaissances sont relativement bonnes. Par exemple, Scruton *et al.* (2005) ont montré qu'un cours d'eau de haute qualité avec des zones de frai et d'élevage pouvait générer une plus grande biomasse de salmonidés dans une empreinte plus petite que le tronçon de cours d'eau de qualité inférieure qui a été détruit. Quand ces mécanismes sont moins bien connus, on aurait avantage à ajouter d'autres paramètres au programme de surveillance afin de faciliter l'acquisition de connaissances. Un excellent exemple d'une telle approche est la surveillance qui a été effectuée pour une mesure de compensation visant l'ombre arctique (Jones *et al.* 2003, Scrimgeour *et al.* 2014).

PRODUCTION ICHTYENNE

Ce paramètre utilise des mesures directes ou des taux de production modélisés des populations des espèces touchées pour déterminer les exigences en matière de compensation. L'utilisation des paramètres de production comme unités de mesure est un autre exemple

d'analyse de l'équivalence ressource-ressource (Lipton *et al.* 2008; Clarke et Bradford 2014). Randall et Minns (2000) considèrent que la production ichtyenne est le meilleur indicateur du rendement quantitatif d'une population de poissons dans n'importe quel type d'habitat et une mesure de la capacité productive. La production de la population est le principal déterminant du rendement soutenu et est donc bien alignée avec l'intention du PPP en ce qui concerne la protection de la durabilité et de la productivité continue des pêches commerciales, récréatives et autochtones.

Application

L'AER exige généralement des informations détaillées, et c'est lorsqu'elle porte sur la production qu'elle demande le plus de données et est la plus complexe. Par conséquent, les calculs d'équivalence fondés sur la production ont tendance à être réservés aux situations où il y a un changement considérable dans l'écosystème ou lorsque les espèces ou les communautés de poissons qui bénéficient des mesures de compensation sont différentes de celles qui sont touchées par le projet.

Comme pour les autres approches fondées sur les ressources, il est nécessaire de disposer d'informations quantitatives sur la production de la population, tant pour les sites touchés que pour les sites de compensation. L'information sur le site touché peut être recueillie pendant l'échantillonnage préalable à la réalisation du projet, mais la quantité de données requise est élevée. Il faut recourir à la modélisation ou utiliser les données de référence pour établir des prévisions sur les habitats de compensation. Les modèles exigent une information détaillée sur les niveaux de population ou les indices vitaux en fonction du stade du cycle biologique et de l'habitat (reproduction, croissance, survie, etc.). Les prévisions peuvent s'appuyer sur différentes sources, comme l'expérience, les opinions d'experts et les valeurs de référence régionales pour les indices vitaux et la production, mais les évaluations détaillées de la productivité de nombreuses espèces demeurent relativement rares dans la littérature. Une fois réalisées, ces prévisions représentent un élément important de la surveillance de l'efficacité (Smokorowski *et al.* 2015).

Le principal avantage d'une évaluation fondée sur la production réside dans le fait qu'elle offre des options supplémentaires lors de l'élaboration des mesures de compensation. Bon nombre des options de modélisation permettent de tester les scénarios, ce qui peut ensuite orienter le choix des mesures de compensation. Dans ce cas, il n'est pas nécessaire que les mesures de compensation visent à remplacer la fonction de l'habitat qui a été touché. On peut plutôt cibler les types d'habitats qui limitent la productivité. Cette approche peut également être utile aux gestionnaires dans les cas où l'on s'attend à une transformation de l'écosystème ou à une modification de la communauté d'espèces.

Méthode de calcul

Paramètres

Production : Le taux de production ichtyenne s'entend de la totalité du nouveau matériel biologique dans une population pendant une unité de temps, indépendamment de la survie des poissons (Ricker 1975). La production d'une population de poissons dépend de la quantité et de la qualité de l'habitat requis pour chaque stade biologique. L'unité de temps utilisée pour mesurer la production est souvent une année, et l'unité de production elle-même s'exprime en nombre total de poissons ou de kilogrammes (produits) pour une espèce et une superficie données (nombre année⁻¹ ou kg année⁻¹) ou en unités de kg (ou nombre) par hectare par année (kg ha⁻¹ année⁻¹; Randall *et al.* 2013).

Paramètres de la structure de la population (p. ex. taille corporelle, rapport P/B, IPH [population]) :

La structure selon la taille, en particulier la longueur maximale, a été corrélée avec la production (Randall et Minns, 2000).

Le rapport P/B est essentiellement le taux de renouvellement de la population et constitue un déterminant important de la productivité.

L'indice de productivité de l'habitat (IPH) sert de mesure relative de la capacité de production d'un habitat. Il peut être calculé à la fois pour les populations et les communautés. Pour ce faire, on multiplie le rapport P/B par la biomasse saisonnière. L'indice de la communauté est calculé en additionnant les indices de toutes les espèces qui cohabitent (Randall et Minns 2000).

Paramètres individuels (p. ex. croissance, survie, reproduction) :

Les paramètres individuels, aussi appelés indices vitaux, sont les éléments constitutifs des estimations de la production. Comme il s'agit de taux, ils ont un aspect temporel (p. ex. la masse gagnée par unité de temps). Et s'ils sont propres à l'habitat, ils auront également un aspect spatial (par exemple, la masse gagnée par unité de temps par zone).

Modèles mécanistes :

Il existe plusieurs approches de modélisation qui peuvent être utilisées pour étudier les relations mécanistes entre l'habitat et la production. Deux des approches les plus courantes sont les modèles de type stock-recrutement et les modèles d'habitats structurés selon le stade biologique. La littérature contient plusieurs variantes de chaque approche de modélisation, mais les modèles de Ricker et de Beverton-Holt sont deux des modèles classiques de type stock-recrutement. Velez-Espino et Koops (2009a, b) présentent des exemples de modèles d'habitats structurés selon le stade biologique. Les autres approches de modélisation pouvant être utilisées comprennent celles reposant sur la régression linéaire multiple ou les réseaux de neurones, mais elles ne sont pas traitées plus en détail dans cette section.

L'analyse de l'équivalence fondée sur la production ichtyenne exige des mesures empiriques ou prévues de la superficie touchée et de celle que l'on propose en vue de la compensation (les données de référence) et des prévisions de la production ou de ses paramètres de substitution après la réalisation du projet et l'exécution des mesures de compensation. Les paramètres dont il est question ici sont des paramètres à l'échelle de la « population » et ne constituent pas une liste complète qui pourrait être utilisée dans une évaluation de la production, mais ce sont ceux que l'on trouve le plus souvent dans la littérature. Minns *et al.* (2011) et de Kerckhove (2015) présentent de façon plus détaillée d'autres paramètres qui peuvent être utiles dans le contexte de la production ichtyenne.

Bien que le concept de productivité soit au cœur du PPP, le calcul réel du taux de production exige beaucoup de données, si bien qu'il n'a pas été beaucoup utilisé dans le passé pour les évaluations liées à l'habitat (Smokorowski *et al.* 1998; Minns *et al.* 2011). Le calcul de la production peut donc être réservé à des projets de plus grande envergure où des parties entières de l'écosystème seront perturbées (p. ex. la destruction d'un lac entier, la destruction ou blocage complet d'un affluent, etc.) ou à l'issue desquels l'écosystème sera transformé (Bradford *et al.* 2014). Lorsqu'une estimation empirique de la production ichtyenne est nécessaire, un certain nombre de méthodes peuvent être utilisées, notamment la méthode de croissance instantanée (Chapman 1978) ou la méthode de sommation des incréments (p. ex. Clarke et Scruton 1999) [voir Rigler et Downing 1984; Plante et Downing 1990; Mertz et Myers 1998 pour en savoir plus].

Les évaluations de la productivité peuvent combiner des paramètres individuels ou la structure de la population avec des paramètres d'abondance pour permettre une évaluation de la production ichthyenne dans une zone donnée (Minns *et al.* 2011). En général, une combinaison de paramètres sera plus fiable qu'un seul paramètre pour évaluer la productivité (MPO 2014a). Il y a d'autres avantages à utiliser plus d'un paramètre dans une évaluation de la productivité. Les paramètres individuels peuvent donner un aperçu des liens mécanistes entre l'habitat et la production, tout en étant sensibles aux changements environnementaux (Pearson *et al.* 2005). On peut ainsi obtenir un indicateur précoce de l'efficacité de la mesure de compensation et disposer d'options supplémentaires pour la gestion adaptative si l'on s'aperçoit qu'une mesure de compensation ne fonctionne pas comme prévu. Par exemple, si la mesure de compensation vise un habitat de frai, il serait logique d'inclure une certaine mesure de la reproduction. De même, si la mesure vise la restauration d'un habitat de croissance, les estimations de la croissance et de la survie peuvent être utiles pour la surveillance de l'efficacité (Smokorowski *et al.* 2015).

Les paramètres portant sur la structure de la population sont souvent corrélés avec la production ichthyenne (Minns *et al.* 2011, Randall *et al.* 2013) et sont donc utiles lorsqu'ils sont combinés à des mesures de l'abondance pour fournir une évaluation de la productivité d'une population donnée ou pour comparer des populations. Ces paramètres ont aussi l'avantage supplémentaire de découler de mesures de l'abondance et peuvent donc être obtenus facilement. L'information sur la structure selon la taille, en particulier la longueur maximale, s'est avérée utile comme indicateur de la productivité (Randall 2002, MPO 2014c, de Kerckhove 2015). Ce type de paramètre présente l'avantage supplémentaire d'être statistiquement robuste et facile à comprendre. De plus, il fait souvent l'objet de rapports, ce qui rend plus probable l'élaboration de points de référence régionaux (MPO 2014c).

Le rapport P/B est un indicateur de productivité (Randall *et al.* 2013, FAO 2009). Le calcul empirique de ce rapport nécessite tout autant de données que le calcul du taux de production, mais il peut aussi être obtenu à partir des relations allométriques (Randall et Minns 2000, Randall 2002). Dans ces situations, il peut servir de raccourci opérationnel pour calculer la production de la population (p. ex. Cote 2007). Avec une estimation du rapport P/B et de la biomasse saisonnière, on peut calculer l'indice de productivité de l'habitat (IPH) (Randall et Minns 2000, 2002). Ce dernier était à l'origine un indice de la capacité de production d'un habitat pour la communauté existante (Randall et Minns 2000, 2002). Il peut également être calculé en fonction de la population puisque l'indice communautaire est une sommation des indices de population. L'IPH est particulièrement utile dans les cas où l'on s'attend à ce que les impacts d'un projet modifient la communauté d'espèces.

Les modèles de type stock-recrutement sont plus souvent utilisés dans les pêches de prélèvement que dans les situations où on observe des effets sur l'environnement en raison des données requises pour établir les relations stock-recrutement (Minns *et al.* 2011, Randall *et al.* 2013). Comme ces modèles utilisent des estimations du recrutement, de la survie, du taux de croissance intrinsèque et de la capacité de charge, ils peuvent fournir aux gestionnaires de l'information sur les liens entre la production et l'habitat à l'échelle régionale ou locale (p. ex. Sharma et Hilborn 2001, Gibson 2006, Parken *et al.* 2006, Lobón-Cerviá 2007), particulièrement pour les stades juvéniles. Il est possible de trouver des estimations de la production « régionale » obtenues par modélisation pour de nombreuses espèces bien étudiées au Canada (p. ex. Bradford *et al.* 1997, 2000, Chaput *et al.* 1998, Parken *et al.* 2006) et elles devraient être utilisées dans les analyses d'équivalence.

Les modèles d'habitats structurés selon le stade du cycle biologique divisent le cycle vital en stades biologiques bien précis qui peuvent être fondés sur l'habitat. Ces modèles utilisent ensuite des indices vitaux propres à l'habitat et au stade de développement (c.-à-d.

reproduction, croissance, survie) pour établir une trajectoire pour la population modélisée. Bien que ce type de modèle n'ait pas été largement utilisé dans les projets ayant un impact environnemental au Canada, il a servi à élaborer les programmes de rétablissement des espèces en voie de disparition (p. ex. Vélez-Espino et Koops 2009a, b). Les exigences en matière de données demeurent élevées pour cette approche de modélisation, mais la capacité d'évaluer les scénarios en fonction des attributs liés au stade et à l'habitat peut être utile lors de la conception des mesures de compensation dans le cadre de l'analyse d'équivalence.

La prévision des paramètres de production ichtyenne dans les habitats de compensation repose sur des approches de modélisation la plupart du temps. Il peut déjà y avoir des modèles ou des points de référence régionaux pour quelques espèces bien étudiées au Canada (voir ci-dessus), mais il s'agira très probablement de l'exception plutôt que de la règle. Deux des approches de modélisation mécaniste les plus couramment utilisées sont brièvement décrites ci-dessus, bien qu'il en existe d'autres (voir Minns *et al.* 2011). Comme les paramètres de la production sont souvent basés sur ceux de l'abondance, ils partagent beaucoup des mêmes incertitudes et hypothèses. De plus, le processus de modélisation lui-même comporte des incertitudes, et il est important que cela soit bien décrit dans l'analyse d'équivalence. Les prévisions des paramètres relatifs à la production dans des habitats ayant fait l'objet de mesures de compensation seront plus solides quand les intrants de données (indices vitaux) portent sur des plans d'eau présentant des caractéristiques biologiques et physiques semblables à celles de l'ensemble de données prédictives.

Choix et hypothèses

Les évaluations de la production visent à traiter des effets à l'échelle de la population sur de plus grandes étendues que dans le cas des approches fondées sur l'habitat ou l'abondance, et elles peuvent mieux orienter les décisions de gestion dans les situations où l'on prévoit des changements importants dans la fonction de l'écosystème ou la composition des espèces (Bradford *et al.* 2014). Il est important de noter que ces types de mesures de compensation nécessitent toujours de faire des choix stratégiques au sujet des espèces à inclure dans les calculs des impacts et des mesures de compensation. Dans les situations où la communauté de poissons est plus complexe, ce type de manipulation peut comporter de grandes incertitudes, car la biodiversité et la complexité des espèces ou des habitats ont toutes deux une incidence sur la productivité des pêches, qui est parfois mal comprise (Randall *et al.* 2013). Il peut alors être nécessaire d'établir des paramètres de productivité pour la communauté.

Principales incertitudes

Minns *et al.* (2011) ont effectué une analyse détaillée des hypothèses et des limites associées à plusieurs indicateurs de productivité. Semblables aux mesures de l'abondance, l'hypothèse principale en ce qui concerne la production et l'habitat est qu'il existe un lien direct entre les taux de production ou les indices vitaux individuels et les conditions de l'habitat. Une autre hypothèse couramment formulée dans les évaluations de la production est liée à l'échantillonnage. Comme il est presque toujours impossible d'échantillonner complètement une population dans tous les habitats, on présume souvent que les lieux utilisés pour les relevés sont représentatifs de l'habitat et de la fonction de l'écosystème pour toute la population. En ce qui concerne la compensation directe, on suppose souvent que la reproduction ou le recrutement des juvéniles est un facteur limitant de la production de la population. C'est pourquoi de nombreux programmes de compensation ciblent les habitats de frai plutôt que d'adopter une démarche plus holistique en matière de disponibilité de l'habitat. Bon nombre de ces hypothèses sont rarement mises à l'épreuve. Voir l'analyse de Minns *et al.* (2011) pour plus de détails.

PARAMÈTRES HALIEUTIQUES

Ces paramètres utilisent le rendement potentiel des poissons pour la pêche ou d'autres paramètres halieutiques pour déterminer les exigences en matière de compensation. L'utilisation de l'avantage associé à la pêche comme unité de mesure est un exemple d'analyse de l'équivalence valeur-valeur (AEV; Lipton *et al.* 2008; Clarke et Bradford 2014). L'AEV définit les services d'un écosystème sur le plan de la valeur ou des avantages pour les humains, soit par des mesures directes (p. ex. le rendement de la pêche), soit par des mesures plus indirectes fondées sur l'utilité (p. ex. la valeur d'un écosystème sain pour la société, la valeur esthétique, etc.) L'utilisation de l'avantage associé à la pêche est conforme aux dispositions de protection des pêches, qui consistent à assurer la durabilité et la productivité continue des pêches commerciales, récréatives et autochtones.

Application

Les analyses d'équivalence valeur-valeur sont parmi les plus complexes de la série d'approches d'équivalence et devraient seulement être utilisées lorsqu'il est impossible de recourir à des unités de mesure plus directes. Leur utilisation risque d'être limitée aux grands projets qui entraînent la perte ou la conversion d'un écosystème et qui, en raison de leurs répercussions potentielles sur les pêches actuelles, nécessiteront d'importantes mesures de compensation. Les paramètres halieutiques conviennent aux propositions d'autres types de compensation lorsque les pertes associées au projet et les avantages de la compensation sont suffisamment différents pour que la présentation des résultats sous l'optique de l'effet sur les pêches soit plus pertinente ou appropriée que des paramètres biologiques comme le nombre de poissons ou leur biomasse. Dans certains cas, on accordera la préférence au rendement de la pêche au détriment des paramètres purement biologiques; en voici quelques exemples :

- Les espèces visées par les mesures de compensation sont significativement différentes (par leur composition, leur taille, leur âge ou autre) des espèces touchées, de sorte que la comparaison directe de leurs caractéristiques biologiques est moins pertinente.
- La préférence accordée à certaines pêches pourrait orienter les mesures de compensation et être quantifiée au moyen de statistiques. Par exemple, les mesures de compensation qui favorisent la pêche autochtone peuvent être mieux quantifiées au moyen du rendement ou de la participation.
- Des écloséries ou d'autres moyens de propagation artificielle visant à augmenter les possibilités de pêche sont proposés.
- Il existe des différences notables entre les objectifs régionaux de gestion des pêches pour les espèces touchées par le projet et ceux concernant les espèces visées par la compensation.
- On dispose de valeurs de référence régionales pour les mesures de la pêche (effort, objectifs en matière de prise ou d'effort, autres mesures de la qualité de la pêche, etc.), et il est possible de les utiliser pour faciliter les calculs d'équivalence de la compensation.

Le principal avantage des paramètres halieutiques réside dans le fait qu'ils représentent mieux les objectifs du PPP par rapport à maintenir la productivité des pêches commerciales, récréatives et autochtones, et qu'ils sont plus pertinents pour les organismes de gestion des pêches et les parties intéressées. Ils sont aussi très polyvalents, puisqu'ils peuvent être adaptés à des situations où les effets et les mesures de compensation associés à un projet sont très différents.

Les défis techniques comprennent l'exactitude et la précision des outils disponibles pour estimer les paramètres halieutiques, en particulier dans les cas où il n'y a pas de données propres à un site ou à une région. Les paramètres halieutiques sont le résultat d'interactions entre l'habitat, les espèces aquatiques et le comportement humain, chacune de ces composantes contribuant à la variation des réponses ainsi qu'à l'incertitude des estimations. Par conséquent, ces paramètres peuvent présenter la plus grande incertitude par rapport aux autres paramètres d'équivalence.

Méthode de calcul

Paramètres

Rendement : Le paramètre le plus simple et le plus couramment utilisé pour mesurer le rendement des pêches est la masse récoltée par année, généralement en fonction d'une unité de superficie (p. ex. kg ha⁻¹ année⁻¹). Le rendement de la pêche aux salmonidés est souvent exprimé en nombre d'individus, compte tenu de leur taille relativement uniforme.

Qualité : Dans le cas des pêches récréatives, on utilise plusieurs paramètres pour décrire la qualité de la pêche à la ligne, notamment le taux de prise (p. ex. prises pêcheur⁻¹ jour⁻¹). La taille du poisson est aussi un indicateur important de la satisfaction du pêcheur. Enfin, la composition des espèces peut influencer sur la qualité de la pêche à la ligne et la participation du pêcheur.

Effort : Dans les pêches récréatives et autochtones, les taux de participation ou l'effort peuvent être utilisés pour évaluer les mesures de compensation, car ils sont souvent une mesure de la qualité de la pêche à la ligne dans les pêches à accès libre. En général, l'effort est estimé selon le temps consacré par les participants par unité spatiale (p. ex. jours-pêcheur ha⁻¹) et est établi selon le relevé des prises.

Données et méthodes

L'analyse de l'équivalence fondée sur les paramètres de la pêche exige des mesures empiriques ou prévues de la superficie touchée et de celle que l'on propose en vue de la compensation, s'il y a lieu (elles font souvent partie des données de référence des études d'impact sur l'environnement), ainsi que des prévisions des mêmes paramètres après la réalisation du projet et l'exécution des mesures de compensation.

Des estimations empiriques des paramètres halieutiques peuvent être obtenues à partir des programmes d'échantillonnage standard des casiers ou des prises qui estiment l'effort, les prises et la composition des prises (espèces, taille, etc.; Jones et Pollock 2013).

Habituellement, un programme pluriannuel est nécessaire pour s'assurer que les estimations sont robustes face aux conditions météorologiques ou à d'autres variables qui peuvent influencer les caractéristiques d'utilisation. Une évaluation du rendement par rapport à une norme telle que le rendement maximal soutenu peut aider à déterminer l'état de la pêche actuelle (voir la figure 2 de Lester *et al.* 2003).

On dispose d'une gamme de méthodes et de modèles pour estimer les paramètres halieutiques utilisés dans la composante de prévision des calculs de l'équivalence. De nombreux modèles empiriques qui prévoient le rendement à l'aide des caractéristiques de l'écosystème (taille du lac, profondeur, chimie de l'eau, etc.) ont été élaborés et fournissent des estimations de premier ordre (analyse par Leach *et al.* 1987) à partir de covariables relativement faciles à obtenir. Pour ces modèles, les statistiques de rendement sont agrégées et ne tiennent pas compte de la composition des espèces. Les modèles d'une seule espèce existe, par exemple, Baccante *et al.* (1996) ont constaté que les estimations du rendement du doré jaune étaient liées de façon linéaire à la taille du lac.

Les modèles empiriques sont destinés à être utilisés pour des plans d'eau semblables à ceux de l'ensemble de données prédictives. Si les mesures de compensation consistent à créer ou à modifier de manière importante un habitat, il y aura sans doute un décalage temporel entre le moment de sa création et celui où il parviendra à son état de stabilité définitif. Les prévisions des modèles empiriques sont fondées sur l'hypothèse que l'état final de l'habitat de compensation sera semblable à celui d'un plan d'eau naturel, ce qui n'est pas nécessairement vrai au départ.

Les prévisions des changements dans les paramètres de la qualité ou de l'effort de pêche nécessitent l'utilisation d'analyses ou de modèles régionaux qui font appel à de l'information sur les caractéristiques des populations exploitées et la dynamique ou les caractéristiques de la pêche (p. ex. Shuter *et al.* 1998; Parkinson *et al.* 2004). Par exemple, Post *et al.* (2008) décrivent un modèle simple qui prédit l'effort de pêche dans les petits lacs à partir de la densité de poissons, de l'éloignement du lac par rapport à un grand centre urbain et de la présence d'un pavillon de pêche. À défaut de modèles prédictifs, une analyse des statistiques de la pêche à l'échelle régionale peut convenir pour prévoir les changements relatifs à l'effort ou à la qualité de la pêche découlant des mesures de compensation. Les données sur l'effort moyen pour les lacs d'une région, par exemple, peuvent être suffisantes pour estimer la hausse potentielle de l'activité de pêche après l'empoisonnement d'un lac stérile.

Les modèles prédictifs conçus pour le rendement des rivières sont malheureusement peu nombreux, de sorte que l'application de ce paramètre aux habitats lotiques est restreinte, à moins qu'on élabore des outils pour des cas particuliers.

Choix et hypothèses

Choix techniques : Des prévisions précises et exactes des paramètres halieutiques dans les zones d'impact et de compensation dépendent de la disponibilité de modèles et de données propres au site et à la région, qui tiennent compte à la fois des caractéristiques biologiques des espèces d'intérêt et de la dynamique des utilisateurs dans la région. Sans ces renseignements, les modèles de régression empirique, qui offrent beaucoup moins de précision, peuvent être la seule option.

Choix stratégiques : L'utilisation des paramètres halieutiques pour les calculs d'équivalence sera plus probable aux cas où il y a une grande différence entre les espèces touchées par le projet et celles qui bénéficient de la compensation, ou dans les cas où l'activité de compensation peut générer des avantages disproportionnés du point de vue de la pêche, plutôt que sur le plan strictement biologique. En conséquence, certains des choix les plus importants pour la mise en œuvre de l'équivalence fondée sur la pêche sont les valeurs relatives des espèces, des pêches et des caractéristiques halieutiques, lesquelles seront nécessaires pour évaluer les impacts du projet et les contrebalancer. En théorie, on peut établir des pondérations explicites pour les espèces et les pêches à l'aide d'approches fondées sur l'utilité qu'on trouve dans la littérature économique. En pratique, un système de classement qui établit les espèces prioritaires peut suffire pour permettre aux promoteurs et aux organismes de réglementation de s'entendre sur l'approche à adopter pour caractériser les impacts du projet et les avantages compensatoires. Quoi qu'il en soit, une participation importante des gestionnaires régionaux des pêches, des groupes autochtones et des intervenants peut être nécessaire pour établir un système de pondération ou de classement.

L'utilisation de statistiques sur la pêche par site pour estimer l'état de référence part de l'hypothèse que les ressources halieutiques existantes sont bien utilisées et que les statistiques obtenues constitueront une mesure raisonnable du « service » procuré par la ressource. De nombreuses raisons expliquent pourquoi une population de poissons est sous-utilisée : accès,

valeur esthétique, autres poissons plus prisés, etc. Des critères peuvent être nécessaires pour déterminer si les mesures empiriques des pêches peuvent servir à établir l'état de référence dans les cas où l'utilisation humaine est minimale ou restreinte. Dans des cas de ce genre, on trouvera peut-être plus approprié, pour calculer la compensation, de faire une estimation du rendement potentiel ou de se tourner vers un modèle prédictif reposant sur des données biologiques.

Principales incertitudes

Les relations prédictives empiriques entre les caractéristiques des lacs et le rendement halieutique sont très incertaines malgré les valeurs élevées de R^2 pour de nombreuses régressions bilogarithmiques publiées. Par exemple, l'erreur pour le modèle d'Oglesby (1977) qui prédit le rendement de la productivité des lacs est d'au moins ± 100 %. De même, Baccante *et al.* (1996) ont constaté que l'écart interquartile du rendement en fonction de la superficie pour le doré jaune variait de 0,5 à 2,95 kg ha⁻¹, un écart de 600 %, ce qui illustre les limites associées à ces modèles simples.

AUTRES PARAMÈTRES FONDÉS SUR LA VALEUR

L'aspect financier est le principal paramètre de cette catégorie. Il fait partie des analyses d'équivalence valeur-valeur (AEV; Lipton *et al.* 2008; Clarke et Bradford 2014). Les économistes décrivent la valeur économique totale (VET) d'une ressource naturelle comme la somme des valeurs d'« usage » et de « non-usage ». Les valeurs d'usage comprennent l'utilisation directe par les humains (récolte, pêche à la ligne ou autres formes de loisirs) et les services indirects fournis par l'environnement naturel (p. ex. recyclage des nutriments). Les valeurs de non-usage représentent l'avantage découlant du maintien ou de la présence de l'environnement naturel et comprennent les valeurs d'existence, c'est-à-dire l'importance que revêt l'écosystème pour les personnes, ainsi que les valeurs altruistes et de legs pour des autres personnes ou des générations futures (Ozdemiroglu 2008; Shaw et Wlodarz 2013). Bien que la VET soit souvent exprimée en termes financiers, les calculs peuvent aussi être effectués en unités relatives d'« usage », une mesure sans unité de l'avantage (ou de sa perte) associé aux composantes de l'environnement naturel (voir Lazo *et al.* 2005 pour un exemple).

Les calculs d'équivalence fondés sur la valeur peuvent mener à des conclusions très différentes de celles fondées sur l'équivalence de l'habitat ou de la ressource, notamment s'il y a une différence importante quant à la valeur d'usage ou de service associée aux composantes perdues de l'écosystème ou à celles obtenues par compensation. Par exemple, Martin-Ortega *et al.* (2011) ont constaté qu'une aire protégée qui avait été créée pour contrebalancer l'impact d'un déversement de déchets toxiques était peu utilisée par les visiteurs par rapport à la zone touchée, ce qui a entraîné un déséquilibre entre la valeur totale de la compensation et la perte de valeur due au déversement.

Il existe des méthodes d'estimation des valeurs d'usage et de non-usage, mais elles exigent des efforts considérables et l'expertise d'économistes. Elles sont donc habituellement réservées aux situations complexes et de grande envergure (p. ex. la marée noire de l'Exxon Valdez, Carson *et al.* 2003).

Des alternatives à une analyse économique complète fondée sur les coûts ont été proposées. On parle alors d'évaluation ou de détermination des coûts de remplacement ou du projet compensatoire (Ozdemiroglu 2008; Strange *et al.* 2004). Ces approches sont axées sur l'offre plutôt que sur la demande, car elles sont fondées sur le coût de remplacement de la fonction écologique perdue, plutôt que sur la valeur totale de cette fonction.

Les premières tentatives de calcul des coûts de remplacement pour les pertes de poissons étaient fondées sur les coûts de production et d'ensemencement des poissons d'écloserie (Southwick et Loftus 2003), mais on a constaté que la production en écloserie n'était pas une stratégie appropriée pour contrebalancer la perte de poissons sauvages. L'établissement des coûts reposant sur la production en écloserie a été remplacé par la détermination des coûts associés à l'accroissement de la production naturelle. Strange *et al.* (2004) proposent une méthodologie pour déterminer le coût de remplacement de l'habitat. Cette approche attribue une valeur financière aux impacts en fonction des coûts associés aux mesures de compensation nécessaires pour remplacer les services écosystémiques perdus (productivité des poissons dans leur exemple). L'ampleur de la mesure de compensation requise est déterminée par les méthodes d'équivalence des habitats ou des ressources décrites dans les autres sections du présent document, en fonction de l'étendue du dommage sérieux résiduel. Le coût de mise en œuvre de la mesure de compensation en question devient alors le coût de remplacement. Ce montant établit la limite pour les activités de compensation sans préciser la nature de ces activités.

Application

En raison de leur complexité, les calculs d'équivalence fondés sur la valeur économique totale, tels que définis ci-dessus, ne sont pas traités plus en détail dans le présent rapport.

Les méthodes reposant sur le coût de remplacement sont plus susceptibles d'être utilisées lorsque d'autres types de compensation peuvent s'avérer particulièrement utiles pour atteindre les objectifs stratégiques. Exemples d'applications potentielles :

- Pour les projets qui ont des répercussions sur des habitats communs ou de faible valeur, les activités de compensation pourraient être réorientées vers des espèces ou des habitats présentant un intérêt ou une préoccupation particulière. Cet échange est appelé « trading-up » (montée en gamme) dans la littérature sur la biodiversité (Quétier et Laval 2011) et l'ampleur des mesures requises pourrait être établie par le coût de remplacement.
- Pour certains projets, le remplacement de l'habitat ou du service perdu par des méthodes de compensation standard peut s'avérer irréalisable d'un point de vue logistique ou présenter un degré élevé d'incertitude. Dans ces cas, il peut être plus judicieux d'envisager d'autres mesures de compensation. Le coût peut être un paramètre approprié pour les proportionner plus facilement.
- La compensation pour un projet pourrait comporter des contributions du promoteur à des activités de restauration ou de mise en valeur à grande échelle menées dans la région par les autorités de protection de la nature ou d'autres organismes. Dans ces cas, les coûts de remplacement donnent lieu à une contribution financière au lieu de mesures de compensation réalisées par le promoteur. Cette approche pourrait être utilisée pour proportionner les contributions aux réserves d'habitats d'un autre type ou les retraits de crédits.

Le principal avantage des calculs d'équivalence fondés sur le coût de remplacement est la souplesse des activités de compensation qui pourraient être mises en œuvre une fois l'évaluation financière réalisée. Cela devrait permettre de maximiser l'avantage de la compensation en réduisant au minimum la nécessité de recourir à des mesures de compensation dont la valeur serait incertaine ou dont la durée de vie est limitée.

Méthode de calcul

Paramètres

Coût de remplacement : Le coût de remplacement est calculé comme le coût de la création d'un habitat ou d'autres attributs qui remplacent les services ou les ressources touchés par le projet.

Données et méthodes

Une méthode d'équivalence fondée sur l'habitat ou les ressources doit d'abord être utilisée afin de déterminer les mesures de compensation nécessaires pour remplacer la fonction ou le service perdu, et estimer les coûts de ces mesures. Cet exercice pourrait être réalisé pour les différents sites et être fondé sur les mesures de compensation proposées et les coûts locaux. Par ailleurs, il peut être possible de définir des exigences hypothétiques de compensation en fonction de la nature de l'impact ainsi que des normes locales ou régionales de compensation et des coûts de mise en œuvre. Les coûts devraient comprendre des estimations pour les études de base et de faisabilité, et devraient tenir compte de l'incertitude et des délais (Strange *et al.* 2004). De nombreux ouvrages de compensation nécessitent une surveillance et un entretien périodiques, et ces coûts devraient aussi être inclus dans le total.

Choix et hypothèses

Choix techniques : Les principaux choix techniques pour la mise en œuvre de la méthode du coût de remplacement sont l'approche utilisée pour calculer l'impact total du projet et l'avantage de la compensation, que ce soit sur le plan de la superficie et de la qualité de l'habitat ou de la perte de production d'une ou plusieurs espèces de poissons. Dans le cadre des analyses des habitats équivalents ou des analyses de l'équivalence ressource-ressource, le degré de compensation nécessaire pour contrebalancer la perte est alors calculé. Puisque les équivalences fondées sur l'habitat sont probablement les plus simples à estimer dans bien des cas, il devrait s'agir de l'approche par défaut pour le calcul des coûts de remplacement.

Choix stratégiques : Les circonstances dans lesquelles il convient d'utiliser les méthodes du coût de remplacement dans la hiérarchie des préférences devraient être établies pour s'assurer que leur utilisation permettra d'atteindre les objectifs stratégiques. Dans certains cas, la valeur (dans le plein sens du terme, comme cela est décrit ci-dessus) des habitats touchés sur la base des critères biologiques peut largement dépasser les coûts de remplacement génériques. Il peut alors être plus approprié d'exiger des compensations visant des habitats de même type pour pallier ces pertes. Cette situation pourrait survenir si des habitats particulièrement importants ou rares pour des populations clés sont susceptibles d'être touchés et si les répercussions sur ces populations sont plus préoccupantes que les activités de compensation fondées sur les coûts et réalisées dans un autre site.

Principales incertitudes

L'efficacité de la méthode du coût de remplacement de l'habitat pour la définition des exigences de compensation n'a pas été évaluée. Il est difficile de prévoir si cette approche procurera des avantages globaux plus importants pour la productivité des pêches que les mesures de compensation qui sont définies en fonction des avantages écologiques ou halieutiques.

PARAMÈTRES D'INCERTITUDE ET D'ÉQUIVALENCE

Le tableau 2 résume les niveaux relatifs d'incertitude associés aux paramètres d'équivalence, ainsi que le degré et l'importance de l'hypothèse d'un lien entre chaque paramètre et la productivité des pêches. Les incertitudes sont des premières approximations visant à estimer les écarts interquartiles (qui représentent 50 % de l'incertitude) autour de la médiane ou de la moyenne. Les plages d'incertitude, soit faible ($\pm 10\%$), modérée (± 10 à 50%) et élevée ($> \pm 50\%$), correspondent approximativement aux niveaux où l'incertitude peut être ignorée (faible), pourrait être gérée en augmentant le niveau requis de compensation (moyenne), ou nécessite des exigences de compensation plus élevées ou d'autres approches de gestion du risque (élevée). Les entrées du tableau sont fondées sur une évaluation qualitative des descriptions des paramètres dans les sections précédentes et peuvent sans doute être améliorées par une analyse plus rigoureuse.

En général, les méthodes d'équivalence qui sont fondées sur l'habitat et qui sont les plus simples comportent la plus faible incertitude quant au calcul de l'exigence de compensation, mais elles ne permettent pas de prédire les effets sur la productivité des pêches. L'incertitude quant à savoir si la compensation prescrite équilibrera les pertes de productivité dépend beaucoup du contexte. Dans les cas simples où la fonction de l'habitat est claire et bien comprise (p. ex. ombre, abri), il est très probable qu'une compensation puisse atteindre l'objectif de remplacement de la fonction perdue. Les indices de l'habitat et les approximations sont fondés sur la relation supposée entre l'indice et la production halieutique. Cependant, il existe souvent une grande incertitude au sujet de cette relation, ce qui se traduit par une incertitude quant à savoir si les gains de productivité des pêches dans la zone de compensation se concrétiseront (Minns et Moore 2003).

Les paramètres liés aux poissons et à la pêche permettent de formuler des prévisions directes à propos des populations de poissons et de leur potentiel d'utilisation, et le calcul des compensations est basé sur l'équilibre entre les pertes et les gains de poissons ou bien sur les avantages pour la pêche. Pour ces paramètres, l'incertitude qui entre dans les calculs d'équivalence est plus grande, mais ils dépendent moins des relations supposées entre le paramètre d'équivalence et la productivité des pêches. Ils permettent de formuler des prévisions sur la productivité des pêches, qui peuvent servir de base pour la surveillance de l'efficacité.

Tableau 2. Résumé qualitatif de l'incertitude associée aux intrants des calculs de l'équivalence et de celle qui entoure la prévision de la compensation de la productivité des pêches par les activités de compensation, pour chacun des paramètres d'équivalence figurant au tableau 1. Incertitude (exprimée sous la forme de la plage interquartile en pourcentage de la médiane) : faible = $\pm 10\%$, modérée = ± 10 à 50% , élevée = $> \pm 50\%$

Type de paramètre	Incertitude dans le calcul de l'équivalence	Incertitude quant au lien entre le paramètre et la productivité des pêches
Habitat (comparable)	Faible; établie selon les mesures de la zone pendant la conception du projet.	Relation supposée, mais incertitude souvent faible, car les pertes et les gains sont similaires et se situent dans la même zone.
Fonction de l'habitat ou de l'écosystème	Modérée. Mesures physiques de l'habitat et indicateur de la production secondaire ou autre.	Relation supposée; l'incertitude pourrait être modérée ou élevée en cas d'altérations dans un habitat différent.
Qualité de l'habitat ou sa capacité pour certaines espèces	Modérée, dépend de la qualité du programme d'échantillonnage sur le terrain et des particularités de la relation espèce-habitat.	Relation entre l'indice de l'habitat et de la productivité de la pêche connue ou supposée. L'incertitude pourrait être grande. Elle est élevée pour les espèces non ciblées.
Abondance des poissons	Modérée, si elle repose sur des relevés intensifs sur le site. Les modèles prédictifs de l'abondance ou de la biomasse présentent une incertitude modérée à élevée.	La prévision directe de la biomasse ou des pertes ou des gains, qui sont des paramètres de substitution se rapprochant de la production. Incertitude modérée à élevée selon les méthodes et les modèles.
Production ichthyenne	Élevée si les estimations de la production sont basées sur des rapports P/B inférés ou sur des corrélations de la productivité. Modérée si la productivité est estimée directement.	Estimations et prévisions directes de la productivité des pêches. Incertitude élevée pour les modèles prédictifs (p. ex. rapport P/B), modérée pour les estimations directes.
Avantage pour le rendement et la pêche	Modérée. Nécessite un échantillonnage direct ou des modèles de pêche. Peut être élevé si des modèles prédictifs empiriques sont utilisés.	Prédiction directe des paramètres liés à la pêche.
Évaluation financière ou autre	Faible à modérée. Mise à l'échelle des autres types de compensation en utilisant le coût de remplacement de l'habitat perdu.	La relation entre les sommes dépensées et la productivité des pêches est incertaine parce que les mesures de compensation ne sont pas définies en fonction des pertes.

SURVEILLANCE

Comme l'indique la Politique de compensation (MPO 2013a), les promoteurs sont responsables de la mise en œuvre des plans de compensation ainsi que de la surveillance et de la production de rapports sur leur efficacité. En décembre 2011, le MPO a tenu un processus de consultation scientifique (MPO 2012) dans le but de concevoir une approche de surveillance normalisée

visant à déterminer l'efficacité de la compensation de l'habitat en ce qui concerne l'atteinte de l'objectif de conservation de l'habitat du poisson de la Politique de gestion de l'habitat du poisson (MPO 1986). L'une des conclusions de l'atelier était qu'il fallait élaborer un programme complet pour mieux encadrer les praticiens et les promoteurs lorsqu'une surveillance de l'efficacité de l'habitat de compensation est requise en vertu d'une autorisation. Les nouvelles dispositions de la *Loi sur les pêches* relatives à la protection des pêches exigent que l'objectif de ce programme de surveillance soit revu. À cette fin et sur la base des conseils du MPO (2012), un rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques du MPO a été produit pour définir les composantes (et les paramètres connexes) d'un programme normalisé de surveillance et de production de rapports portant sur l'efficacité qui, s'il est exécuté correctement, pourrait mener à une amélioration à long terme des plans de compensation et de surveillance dans l'intérêt ultime de la productivité des pêches au Canada (Smokorowski *et al.* 2015).

DISCUSSION

Dans le présent rapport, nous avons pris le cadre de calcul des exigences de compensation qui est décrit dans les programmes internationaux d'évaluation des dommages et de compensation de la biodiversité et l'avons adapté aux besoins du Programme de protection des pêches, en plus de présenter une série de mesures d'échange ou d'équivalence qui pourraient être utilisées pour les calculs d'équivalence.

Le cadre d'équivalence est un outil permettant de proportionner l'ampleur des mesures de compensation dans le contexte du principe n° 2 de la politique de compensation, mais ce n'est qu'un des facteurs dont il faut tenir compte au moment d'élaborer un plan de compensation. Le maintien de la productivité continue des ressources halieutiques exige une configuration appropriée des habitats et des conditions environnementales à tous les stades biologiques, laquelle permettra d'obtenir des indices vitaux suffisants pour assurer une utilisation durable (MPO 2013b; 2014; Bradford *et al.* 2014). Le choix, l'emplacement et la configuration des mesures de compensation doivent tenir compte des connaissances du cycle biologique des espèces et du rôle de soutien qu'apporte l'écosystème à cette productivité. L'analyse d'équivalence n'est pas conçue pour tenir compte de ces facteurs. Le succès des mesures dépend de l'évaluation de leurs avantages pour la productivité des pêches dans le contexte des espèces et des écosystèmes. Cette évaluation est relativement simple en ce qui concerne le remplacement d'un habitat par un habitat de même type, mais elle devient plus complexe et importante pour les autres types de compensation.

Les méthodes et les paramètres d'équivalence portent généralement sur un secteur donné et ne tiennent pas compte du rôle des fonctions spécialisées ou des processus biologiques qui pourraient avoir des effets disproportionnés sur la productivité. Par exemple, les habitats pour les larves ou les juvéniles peuvent n'être occupés que pendant quelques mois de l'année, et compter très peu de poissons à d'autres moments. Une campagne d'échantillonnage inopportune pourrait entraîner une sous-estimation considérable de l'importance de la zone pour la productivité et donc des besoins en matière de compensation. De même, l'importance des aires de croissance pour la production de poissons adultes peut être sous-estimée par des paramètres comme la biomasse ou la production, et il peut être plus approprié d'utiliser des approches fondées sur les équivalents adultes (MPO 2015) pour prédire avec exactitude dans quelle mesure les impacts sur l'habitat porteront atteinte à la production halieutique.

Dans le même ordre d'idées, des mesures de compensation qui sont potentiellement inefficaces peuvent être justifiées dans l'analyse d'équivalence par l'utilisation de rapports de compensation plus élevés; toutefois, ces résultats devraient être examinés de façon critique. Il

est peu probable que de grandes quantités d'habitats médiocres soient un substitut viable à un habitat important. Ce risque peut être réduit au minimum en évitant autant que possible une baisse en gamme (*trading down*).

Les mesures d'équivalence ne comportent pas de mesures de la diversité des espèces, car l'objectif du programme de compensation est le maintien de la productivité halieutique. Cependant, la biodiversité et la productivité sont souvent liées (Randall *et al.* 2013), et la mise en place de mesures pour maintenir la biodiversité devrait être une considération importante dans la conception des mesures de compensation.

En résumé, les méthodes d'équivalence sont un outil utile pour proportionner les exigences de compensation, mais leur mise en œuvre doit tenir compte plus globalement du contexte écologique des espèces touchées et des activités qui sont proposées. Une surveillance et une évaluation en continu du programme sont nécessaires afin de peaufiner les calculs d'équivalence.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Allen, P.D., Chapman, D.J., and Lane, D. 2005. Scaling environmental restoration to offset injury using habitat equivalency analysis. Chapter 8 *in* Economics and ecological risk assessment: application to watershed management. *Edited by* R. F. Bruins and M. T. Herberling. Baton Rouge, LA, CRC Press.
- Baccante, D.A., and Colby, P.J. 1996. Harvest, density and reproductive characteristics of North American walleye populations. *Annals Zoologica Fennici* 33:601-615.
- Bonar, S. A., Hubert, W.A., and Willis, D.W. (editors). 2009. Standard methods for sampling North American freshwater fishes. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Bovee, K.D., Lamb, B.L., Bartholow, J.M., Stalnaker, C.B., Taylor, J., and Henriksen, J. 1998. [Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology. Information and Technology Report 1998-0004](#). Fort Collins, CO: U.S. Geological Survey. 130 p. (Accessed September 2015).
- Bradford, M.J., Higgins, P.S., Korman, J., and Sneep, J. 2011. Test of an environmental flow release in a British Columbia river: does more water mean more fish? *Freshwater Biology*. 56: 2119-2134.
- Bradford, M.J., Randall, R.G., Smokorowski, K.E., Keatley, B.E., and Clarke, K.D. 2014. A framework for assessing fisheries productivity for the Fisheries Protection Program. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/067.
- Bradford, M.J., Myers, R.A., and Irvine, J.R., 2000. Reference points for Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) harvest rates and escapement goals based on freshwater production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 677–686.
- Bradford, M.J., Taylor, G.C., and Allan, J.A. 1997. Empirical review of Coho salmon abundance and the prediction of smolt abundance at the regional level. *Transactions of the American Fisheries Society* 126: 49-64.
- Brey, T. 2001. [Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook](#). Version 01.2 [online]. (Accessed September 2015)
- Bull, J.W., Suttle, K.B., Gordon, A., Singh, N.J., and Milner-Gulland, E.J. 2013 Biodiversity offsets in theory and practice. *Oryx*. 47: 369-380.

-
- Carson, R.T., Mitchell, R.C., Hanemann, M., Kopp, R.J., Presser, S., and Ruud, P.A. 2003. Contingent valuation and lost passive use: damages from the Exxon Valdez oil spill. *Environmental and Resource Economics* 25: 257-286.
- Chapman, D.W. 1978. Production in fish populations. *In Ecology of freshwater fish production. Edited by S.D. Gerking.* Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp 5-25.
- Chaput, G., Allard, J., Caron, F., Dempson, J.B., Mullins, C.C., and O'Connell, M.F. 1998. River-specific target spawning requirements for Atlantic salmon (*Salmo salar*) based on a generalized smolt production model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 246-261.
- Clarke, K.D. and Bradford, M.J. 2014. A Review of Equivalency in Offsetting Policies. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/019.
- Clarke, K.D. and Scruton, D.A. 2002. Evaluating efforts to increase salmonid productive capacity through habitat enhancement in the low diversity/production systems of Newfoundland, Canada, *In Proceedings of the 13th International Salmonid Habitat Enhancement Workshop, Westport, Ireland, September 16-19, 2002.* Irish Freshwater Ecology and Management Series. Central Fisheries Board, Dublin Ireland. pp 160-182.
- Clarke, K.D., and Scruton, D.A. 1999. Brook trout production dynamics in the streams of a low fertility Newfoundland watershed. *Transactions of the American Fisheries Society*: 128: 1222-1229.
- Cote, D. 2007. Measurements of salmonid population performance in relation to habitat in eastern Newfoundland streams. *Journal of Fish Biology* 70: 1134–1147.
- Cusson, M., and Bourget, E. 2005. Global patterns of macroinvertebrate production in marine benthic habitats. *Marine Ecology Progress Series*. 297: 1-14.
- de Kerckhove, D. T. 2015. Promising indicators of fisheries productivity for the fisheries protection program assessment framework. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/108.
- DFO. 1986. [Policy for the Management of Fish Habitat](#). Fisheries and Oceans Canada. Cat. No. Fs 23-98/1986E. (Accessed September 2015)
- DFO. 2002. [Practitioners Guide to Habitat Compensation for DFO Habitat Management Staff](#). Fisheries and Oceans Canada. (Accessed September 2015).
- DFO. 2012. Assessing the effectiveness of fish habitat compensation activities in Canada: monitoring design and metrics. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2012/060.
- DFO. 2013a. [Fisheries Productivity Investment Policy: A Proponent's Guide to Offsetting](#). Catalogue Number: Fs23-596/2013E-PDF. (Accessed September 2015).
- DFO. 2013b. Science advice to support development of a Fisheries Protection Policy for Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2012/063.
- DFO. 2014a. A science-based framework for assessing changes in productivity, within the context of the amended *Fisheries Act*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2013/071.
- DFO. 2014b. Science advice on offsetting techniques for managing the productivity of freshwater fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2013/074.
- DFO. 2014c. Science advice for managing risk and uncertainty in operational decisions of the Fisheries Protection Program. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2014/015.

-
- DFO 2015. Science guidance for Fisheries Protection Policy: Advice on equivalent adult calculation. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2015/011.
- Dolbeth, M., Cusson, M., Sousa, R., and Pardal, M. A. 2012. Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 69: 1230-1253.
- Dolbeth, M., Lillebø, A.I., Cardoso, P.G., Ferreira, S.M., and Pardal, M.A. 2005. Annual production of estuarine fauna in different environmental conditions: an evaluation of the estimation methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 326: 115-127.
- Enders, E.C., Smokorowski, K.E., Pennell, C.J., Clarke, K.D., Sellars, B. and Scruton, D.A. 2007. Habitat use and fish activity of landlocked Atlantic salmon and brook charr in a newly developed habitat compensation facility. *Hydrobiologia*. 582: 133–142.
- FAO. 2009. International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas. Directives internationales sur la gestion de la pêche profonde en haute mer. Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar. Rome/Roma, FAO. 2009. 73 p.
- Ghanem, A.H., Steffler, P.M., Hicks F.E., and Katopodis, C. 1996. Two dimensional finite element flow modeling of physical fish habitat. *Regulated Rivers: Research and Management*. 12: 185-200.
- Fitzsimons, J.D. 2014. Assessment of measures to assess compensation and mitigation as related to the creation, rehabilitation, or restoration of spawning habitat for fluvial or lacustrine spawning salmonines. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/110.
- Freeman, M.C., Bowen, Z.H., and Crance, J.H. 1997. Transferability of habitat suitability criteria for fishes in warmwater streams. *North American Journal of Fisheries Management* 17: 20-31.
- French McCay, D., Gibson, M., and Cobb, J.S. 2003a. Scaling restoration of American lobsters: combined demographic and discounting model for an exploited species. *Marine Ecology Progress Series*. 264: 177-196.
- French McCay, D., Peterson, C.H., DeAlteris, J.T., and Catena, J. 2003b. Restoration that targets function as opposed to structure: replacing lost bivalve production and filtration. *Marine Ecology Progress Series*. 264: 197-212.
- Gibson, A.J.F. 2006. Population Regulation in Eastern Canadian Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations. DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/016.
- Gutiérrez, J.L., Jones, C.G., Strayer, D.L., and Iribarne, O.O. 2003. Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos*. 101: 79-90.
- Habib, T.J., Farr, D.R., Schneider, R.R., and Boutin S. 2013. Economic and ecological outcomes of flexible biodiversity offset systems. *Conservation Biology* 27: 1313-1323.
- Hanson, J.M., and Leggett, W.C. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39:257-263.
- Heggenes, J., Saltveit, S.J., and Lिंगaas, O. 1996. Predicting fish habitat use responses to changes in water flow: modelling critical minimum flows for Atlantic salmon, *Salmo salar*, and brown trout, *S. trutta*. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 331–344.
- Jones, C.M., and Pollock, K.H. 2013. Recreational angler survey methods: estimation of effort, harvest and released catch. Chapter 19 *in* Fisheries Techniques, 3rd Edition. *Edited by* A.V. Zale, D.L. Parrish, and T.M. Sutton. American Fisheries Society, Bethesda MD.

-
- Jones, N.E., Tonn, W.M., Scrimgeour, G.J., and Katopodis, C. 2003. Productive capacity of an artificial stream in the Canadian Arctic: assessing the effectiveness of fish habitat compensation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60: 849–863.
- Katopodis, C. 2003. Case studies of instream flow modelling for fish habitat in Canadian prairie rivers. *Canadian Water Resources Journal*. 28: 199-216.
- Lazo, J.K., Allen, P.D., Bishop, R.C., Beltman, D., and Rowe, R.D. 2005. Determining economic trade-offs among ecological services: planning for ecological restoration in the lower Fox River and Green Bay. Chapter 14 *in* Economics and ecological risk assessment: application to watershed management. *Edited by* R. F. Bruins and M. T. Herberling. Baton Rouge, LA, CRC Press.
- Leach, J.H., Dickie, L.M., Shuter, B.J., Borgmann, U., Hyman, J., and Lysack, W. 1987. A review of methods for prediction of potential fish production with application to the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(Suppl. 2): 471-485.
- Lester, N.P., Marshall, T.R., Armstrong, K., Dunlop, W.I., and Ritchie, B. 2003. A broad-scale approach to management of Ontario's recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management* 23:1312-1328.
- Levrel, H., Pioch, S., and Spieler, R. 2012. Compensatory mitigation in marine ecosystems: which indicators for assessing the “no net loss” goal of marine ecosystem services and ecological functions? *Marine Policy* 36:1202-1210.
- Lipton, J., LeJeune, K., Calawaert, J-B. and Ozdemiroglu, E. 2008. [Toolkit for performing resource equivalency analysis to assess and scale environmental damage in the European Union](#). REMEDE Report 022787 xviii + 169 p. (September 2015).
- Lobón-Cerviá, J. 2007. Numerical changes in stream-resident brown trout (*Salmo trutta*): uncovering the roles of density-dependent and density-independent factors across space and time. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 1429-1447.
- 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.
- MacNeil, J.E., Murphy, S., Ming, D., and Minns, C. K. 2008. Analysis of infilling projects affecting fish habitat in the Great Lakes (1997-2001). *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2840.
- McArthur, L.C., and Boland, J.W. 2006. The economic contribution of seagrass to secondary production in South Australia. *Ecological Modelling*. 196: 163-172.
- McKenney, B.A. and Kiesecker, J.M. 2010. Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental Management* 45: 165-176.
- Mertz, G., and Myers, R.A. 1998. A simplified formulation for fish production. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 478-484.
- Minns, C.K. 1995. Calculating net change of productivity of fish habitats. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2282: vi+37p.
- Minns, C.K. 1997. Quantifying “no net loss” of productivity of fish habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54: 2463-2473.

-
- Minns, C.K. 2006. Compensation ratios needed to offset timing effects of losses and gains and achieve no net loss of productive capacity of fish habitat. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1172-1182.
- Minns, C.K., and Moore, J.E. 2003. Assessment of net change of productive capacity of fish habitats: the role of uncertainty and complexity in decision making. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:100-116.
- Minns, C.K., Moore, J.E., Stoneman, M., and Cudmore-Vokey, B. 2001. Defensible methods of assessing fish habitat: lacustrine habitats in the great lakes basin – conceptual basis and approach using a habitat suitability matrix (HSM) method. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2559.
- Minns, C.K., Randall, R.G., Smokorowski K.E., Clarke, K.D., Vélez-Espino, A., Gregory R.S., Courtenay, S., and LeBlanc, P. 2011. Direct and indirect estimates of the productive capacity of fish habitat under Canada's Policy for the Management of Fish Habitat: Where have we been, where are we now, and where are we going? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 2204-2227.
- Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y., and Ferrier, S. 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology* 17: 470-478.
- NOAA. 2006. Habitat equivalency analysis: An overview. National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington, D.C.
- Oglesby, R.T. 1977. Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production, and morphoedaphic factors. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34:2271-2279.
- Orth, D.J. 1987. Ecological considerations in the development and application of instream flow-habitat models. *Regulated Rivers: Research & Management* 1:171-181
- Ozdemiroglu, E. 2008. [Economic valuation techniques](#). Annex 6 of REMEDE toolkit. (September 2015)
- Parasiewicz, P. 2001. MesoHABSIM: A concept for application of instream flow models in river restoration planning. *Fisheries* 26(9): 6-13.
- Parasiewicz, P. 2007. The MesoHABSIM model revisited. *River Research and Applications* 23: 893–903.
- Parasiewicz P., and Walker, J.D. 2007. Comparison of MesoHABSIM with two microhabitat models (PHABSIM and HARPHA). *River Research and Applications*. 23: 904-923.
- Parken, C.K., McNicol, R.E., and Irvine, J.R. 2006. Habitat-based methods to estimate escapement goals for data limited Chinook salmon stocks in British Columbia, 2004. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/083.
- Pearson, M.P., Quigley, J.T., Harper, D.J., and Galbraith, R.V. 2005. Monitoring and assessment of fish habitat compensation and stewardship projects: Study design, methodology an example case studies. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2729.
- Pilgrim, J.D., and Ekstrom, J.M.M. 2014. Technical conditions for positive outcomes from biodiversity offsets. An input paper for the IUCN Technical Study Group on Biodiversity Offsets. Gland, Switzerland: IUCN. 46pp.
-

-
- Plante, C., and Downing J.A. 1990. Empirical evidence for differences among methods for calculating secondary production. *Journal of the North American Benthological Society* 9: 9-16.
- Post, J.R., Persson, L., Parkinson E.A., and van Kooten, T. 2008. Angler numerical response across landscapes and the collapse of freshwater fisheries. *Ecological Applications* 18:1038-1049.
- Parkinson, E.A., Post, J.R., and Cox, S.P. 2004. Linking the dynamics of harvest effort to recruitment dynamics in a multistock, spatially structured fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:1658-1670.
- Quétier, F. and Lavorel, S. 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation* 144: 2991-2999.
- Quigley, J.T., and Harper, D.J. 2006. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in achieving no net loss. *Environmental Management* 37: 351-366.
- Randall, R.G. 2002. Using allometry with fish size to estimate production to biomass (P:B) ratios of salmonid populations. *Ecology of Freshwater Fish* 11: 196-202
- Randall, R.G. and Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1657-1667.
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2002. Comparison of a Habitat Productivity Index and an Index of Biotic Integrity for measuring the productive capacity of fish habitat in nearshore areas of the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research* 28: 240-255.
- Randall, R.G., Bradford, M.J., Clarke, K.D., and Rice, J.C. 2013. A science-based interpretation of ongoing productivity of commercial, recreational or Aboriginal fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/112 iv + 26 p.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Board Can.* No. 191.
- Rigler, F.H., and Downing, J.A. 1984. The calculation of secondary production. *In A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Edited by Downing J.A. and F.H. Rigler.* IBP handbook 17, Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Roni, P., Hanson, K., and Beechie, T. 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North American Journal of Fisheries Management* 28: 856-890.
- Rose, K.A. 2000. Why are quantitative relationships between environmental quality and fish populations so elusive? *Ecological Applications*. 10: 367–385.
- Sandstrom, S., Rawson, M., and Lester, N. 2013. Manual of instructions for broad-scale fish community monitoring: using North American (NA1) and Ontario small mesh (ON2) gillnets. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough Ont. Version 2013.2 35 p + appendices.
- Schwinghamer, P., Hargrave, B., Peer, D., and Hawkins, C.M. 1986. Partitioning of production and respiration among size groups of organisms in an intertidal benthic community. *Marine Ecology Progress Series*. 31: 131-142.
- Scrimgeour, G.J., Tonn, W.M., and Jones, N.E. 2014. Quantifying effective restoration: reassessing the productive capacity of a constructed stream 14 years after construction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 71: 589-601.

-
- Scruton, D.A. 1996. Evaluation of the construction of artificial fluvial salmonid habitat in a habitat compensation project, Newfoundland, Canada. *Regulated Rivers: Research and Management* 12:171-183.
- Scruton, D.A., Clarke, K.D., Roberge, M.M., Kelly, J.F., and Dawe, M.B. 2005. A case study of habitat compensation to ameliorate impacts of hydroelectric development: effectiveness of re-watering and habitat enhancement of an intermittent flood overflow channel. *Journal of Fish Biology* 67 (Supplement B): 244-260.
- Sharma, R., and Hilborn, R. 2001. Empirical relationships between watershed characteristics and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolt abundance in 14 western Washington streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1453-1463.
- Shaw, W.D. and Wlodarz, M. 2013. Ecosystems, ecological restoration and economics: does habitat or resource equivalency analysis mean other economic valuation methods are not needed? *Ambio* 42:628-643.
- Shuter, B.J., Jones, M.L., Korver, R.M. and Lester, N.P. 1998. A general, life history based model for regional management of fish stocks: the inland lake trout (*Salvelinus namaycush*) fisheries of Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:2161-2177.
- Smokorowski, K.E., Withers, K.J., and Kelso, J.R.M. 1998. Does habitat creation contribute to management goals? An evaluation of literature documenting freshwater habitat rehabilitation or enhancement projects. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2249.
- Smokorowski, K.E., Bradford, M.J., Clarke, K.D., Clement, M., Gregory, R., and Randall, R.G. 2015. Assessing the effectiveness of habitat compensation activities in Canada: monitoring design and metrics. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 3132.
- Sooley, D.R., Luiker, E.A., and Barnes, M.A. 1998. Standard methods guide for freshwater fish and fish habitat surveys in Newfoundland and Labrador: Rivers & Streams. Fisheries and Oceans, St. John's, NL. iii + 50 p.
- Southwick, R.I., and Loftus, A.J. 2003. Investigation and monetary values of fish and freshwater mussel kills. *American Fisheries Society Special Publication* 30.
- Stalnaker, C., Lamb, B.L., Henriksen, J., Bovee, K., and Bartholow, J. 1995. The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM. US Department of the Interior, National Biological Service, Washington D.C. Biological Report 29.
- Steffler, P., and Blackburn, J. 2002. [River 2D. Two-Dimensional Depth Averaged Model of River Hydrodynamics and Fish Habitat. Introduction to Depth Averaged Modeling and User's Manual](#). University of Alberta. 120 p. (Accessed September 2015).
- Strange, E.M., Allen, P.D., Beltman, D., Lipton, J., and Mills, D. 2004. The habitat-based replacement cost method for assessing monetary damages for fish resource injuries. *Fisheries* 29(9):17-24.
- Sturdivant, S.K., Díaz, R.J., Llansó, R., and Dauer, D.M. 2014. Relationship between hypoxia and macrobenthic production in Chesapeake Bay. *Estuaries and Coasts*. 37:1219-1232.
- Tumbiolo, M.L., and Downing, J.A. 1994. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Marine Ecology-Progress Series*. 114: 165-165.

-
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009a. Recovery potential assessment for lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in Canadian designatable units. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1065-1090.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009b. A quantitative approach to assessing allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redhorse (*Moxostoma duquesnei*). *Aquatic Conservation* 19: 676-688.
- Votteler, T.H. and Muir, T.A. 2002. [Wetland Management and Research: Wetland Protection Legislation](#). National Water Summary on Wetland Resources United States Geological Survey Water Supply Paper 2425. (Accessed September 2015).
- Williams J.G. 1996. Lost in space: minimum confidence intervals for idealized PHABSIM studies. *Transaction of the American Fisheries Society* 125: 458-465.
- Williams, J.G., Speed, T.P. and Forrest, W.F. 1999. Comment: transferability of habitat suitability criteria. *North American Journal of Fisheries Management*. 19: 623-625.
- Wong, M.C., Peterson, C.H., and Piehler, M.F. 2011. Evaluating estuarine habitats using secondary production as a proxy for food web support. *Marine Ecology Progress Series*. 440: 11-25.