



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2019/057

Région de la capitale nationale

Examen de la surveillance fonctionnelle pour évaluer les activités d'atténuation, de restauration et de compensation au Canada

Douglas C. Braun¹, Karen E. Smokorowski², Michael J. Bradford¹, Luc Glover²

¹ Pêches et Océans Canada et École de gestion des ressources et de l'environnement
Université Simon Fraser
8888, promenade University
Burnaby (C.-B.) V5A1S6

² Laboratoire des Grands Lacs pour les sciences halieutiques et aquatiques, Pêches et Océans
Canada
1219, rue Queen Est
Sault Ste. Marie (ON) P6A 2E5

Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite ainsi 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 :

Braun, D.C., Smokorowski, K.E., Bradford, M.J., et Glover, L. 2019. Examen de la surveillance fonctionnelle pour évaluer les activités d'atténuation, de restauration et de compensation au Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech. 2019/057. vii + 81 p.

Also available in English :

Braun, D.C., Smokorowski, K.E., Bradford, M.J., and Glover, L. 2019. A review of functional monitoring methods to assess mitigation, restoration, and offsetting activities in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/057. vii + 75 p.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	V
LISTE DES FIGURES.....	VI
RÉSUMÉ	VII
INTRODUCTION	1
OBJET DU DOCUMENT	2
Surveillance fonctionnelle de l'atténuation des effets dans l'habitat.....	5
Surveillance fonctionnelle de la restauration de l'habitat.....	6
Surveillance fonctionnelle de la compensation de l'habitat	6
Objectifs	8
EFFORT DE SURVEILLANCE ET VALEUR DE L'INFORMATION.....	9
Effort minimal et rendement décroissant de la valeur de l'information	9
ANALYSE DOCUMENTAIRE.....	2
MÉTHODES D'ANALYSE	6
Termes de recherche	6
EXTRACTION DES DONNÉES ET RÉSUMÉ.....	9
PLANS DE SURVEILLANCE	9
PLANS BACI, BA, CI.....	14
CONDITIONS DE RÉFÉRENCE ET POINTS DE REPÈRE	16
Approche des conditions de référence	16
Approche de la plage normale.....	20
CONSIDÉRATIONS POUR TOUS LES PLANS DE SURVEILLANCE	23
Puissance statistique.....	23
Approche fondée sur le poids de la preuve.....	25
Pas de données de référence	26
Statistiques et décisions de gestion.....	26
ÉVALUATION RAPIDE	29
PARAMÈTRES DE MESURE DE LA FONCTION.....	30
INDICATEURS ET SUBSTITUTS	31
Indices et notes	31
ÉVALUATIONS VISUELLES QUALITATIVES FONDÉES SUR L'OPINION D'EXPERTS.....	32
ÉVALUATIONS D'IMAGES NUMÉRIQUES	33
SÉLECTION DES INDICATEURS	34
Sélection des indicateurs et séquences des effets	36
SURVEILLANCE NORMALISÉE	36
LIMITES DES PROGRAMMES EXISTANTS	38
RÉSUMÉ	39
RÉFÉRENCES CITÉES.....	40

GLOSSAIRE	47
ANNEXE A.....	51
ANNEXE B.....	72
ANNEXE C	73
ANNEXE D	74
ANNEXE E.....	78

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Comparaison des attributs des programmes de surveillance de la conformité, de surveillance fonctionnelle et de surveillance de l'efficacité en fonction du cadre du MPO (2012).	5
Tableau 2. Exemples montrant quand et comment la surveillance fonctionnelle pourrait être utilisée pour évaluer la réussite des mesures d'atténuation, de restauration et de compensation.	7
Tableau 3. Termes et opérateurs booléens utilisés pour effectuer des recherches dans les bases de données Web of Science et Scopus.	7
Tableau 4. Plans de surveillance couramment utilisés dans les évaluations de la modification de l'habitat (p. ex. effets et atténuation, restauration et compensation de l'habitat).	11
Tableau A 1. Métadonnées de la littérature examinée.....	51
Tableau A 2. Données extraites de la littérature examinée.	52
Tableau A 3. Liste de la littérature examinée pour le document de recherche.....	66
Tableau C 1. Adresses url des sites web et bases de données du gouvernement.	73
Tableau D 1. Exemples d'indicateurs et de paramètres qui pourraient être utilisés pour la surveillance fonctionnelle des cinq habitats décrits dans la Loi sur les pêches, adaptés de (Smokorowski et al. 2015 et références).	74
Tableau E 1. Liste de contrôle des indicateurs normalisés pour les activités menées dans l'eau et les critères d'effet des séquences des effets (MPO 2018b) qui pourraient être utilisés pour la surveillance fonctionnelle.	79

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Diagramme conceptuel de la surveillance de la conformité et de l'efficacité des mesures de gestion décrites dans les autorisations du Programme de protection des pêches (à titre indicatif seulement).	3
Figure 2. A) Relations entre l'effort et le coût d'acquisition de l'information (ligne bleu clair), et efficacité de l'utilisation de l'information (certitude des décisions de gestion) (ligne bleu foncé). 1	1
Figure 3. La première colonne (A, C, E, G, I) montre l'organisation spatiale des sites pour cinq plans de surveillance couramment utilisés dans un réseau de cours d'eau.....	4
Figure 4. Flux de travail de l'analyse documentaire, nombre de résultats de recherche et résultats de la présélection des ouvrages examinés par des pairs (Web of Science et Scopus) et des sites Web et bases de données gouvernementaux.	8
Figure 5. Résultats hypothétiques d'un plan BACI appliqué à un projet de restauration, où les carrés représentent les sites témoins, les cercles représentent les sites altérés, les symboles ouverts représentent avant la construction et les symboles fermés représentent après la construction.	14
Figure 6. Distribution hypothétique de 19 sites de référence (cercles noirs) et de trois sites d'essai (cercles bleus) dans un espace d'ordination multivarié.	18
Figure 7. Distribution hypothétique d'une valeur d'indicateur de l'habitat pour un ensemble de sites de référence.	21
Figure 8. Représentation graphique des multiplicateurs de la variance (variance relative) et du nombre d'années de collecte de données avant (lignes colorées) et après l'achèvement d'un projet (axe des x).	24
Figure 9. Changement moyen hypothétique et incertitude (intervalles de confiance (IC) de 95 %) d'une valeur d'indicateur pour trois sites d'essai.	28
Figure 10. Description des catégories de conditions pour l'incrustation du substrat, tirée de Barbour (1998).....	33
Figure 11. Tirée et traduit d'Adams et Greeley (2000), décrivant les réponses hiérarchiques des organismes à différents agents de stress.	35

RÉSUMÉ

Le Programme de protection des pêches (PPP) de Pêches et Océans Canada gère les effets de la dégradation de l'habitat ou de la perte de productivité du poisson au moyen de mesures de gestion qui comprennent l'atténuation, la restauration et la compensation. Pour déterminer l'efficacité de ces mesures de gestion, trois niveaux de surveillance normalisée ont été recommandés : 1) la surveillance de la conformité, 2) la surveillance fonctionnelle et 3) la surveillance de l'efficacité. Le présent rapport porte sur la surveillance fonctionnelle et passe en revue les approches et les méthodes d'évaluation fonctionnelle, ainsi que l'information nécessaire pour élaborer un programme de surveillance fonctionnelle normalisée. La *surveillance fonctionnelle* est définie comme étant une version scientifique et à échelle réduite de la surveillance de l'efficacité qui s'appuie sur des paramètres de substitution pour évaluer si les mesures de gestion fournissent les conditions attendues pour que les poissons puissent mener à bien leurs processus vitaux. La surveillance fonctionnelle suivra une approche quantitative qui utilise des indicateurs rapides et faciles à mesurer de la productivité du poisson. Elle s'appliquera aux projets dont on prévoit qu'ils auront des répercussions faibles ou bien comprises. Les objectifs d'un programme de surveillance fonctionnelle sont de déterminer si les mesures de gestion recommandées dans la lettre d'avis ou requises par l'autorisation aux termes de la *Loi sur les pêches* (p. ex. atténuation, restauration, compensation) donnent les résultats prévus (tableau 1). Le présent rapport constitue la première étape de la production d'avis scientifiques sur les approches, les méthodes et l'information nécessaires pour élaborer un programme de surveillance fonctionnelle normalisée.

Nous avons réalisé une analyse documentaire afin de recueillir de l'information sur la façon dont la surveillance fonctionnelle est effectuée, les endroits où elle l'est et ses composantes principales. Les considérations importantes pour la conception d'un programme de surveillance fonctionnelle sont indiquées et discutées dans les sections suivantes : 1) Plans de surveillance, 2) Évaluations rapides, 3) Paramètres pour mesurer la fonction et 4) Surveillance normalisée. Chaque section décrit les avantages et les défis des approches et méthodes communes, ainsi que les considérations relatives à la mise en œuvre.

La majorité des études que nous avons examinées employaient l'approche des conditions de référence, tandis que d'autres plans de surveillance, principalement le plan « avant/après, témoin/effet », étaient utilisés pour la surveillance à plus long terme de la productivité du poisson ou d'autres indicateurs biotiques, et non pour la fonction de l'habitat. Des évaluations rapides avaient été utilisées dans bon nombre des études examinées, mais les définitions de ce qui constitue une évaluation rapide variaient grandement. Il sera important de définir clairement le niveau d'effort à investir dans un programme de surveillance fonctionnelle pour guider l'élaboration d'un programme efficace. Nous avons constaté que les évaluations fonctionnelles utilisaient une gamme d'indicateurs et que le choix des indicateurs pour la surveillance fonctionnelle normalisée peut varier selon la région, le type de réseau hydrographique, l'espèce et le stade biologique. Il devrait y avoir une supervision nationale pour garantir que les résultats des projets de surveillance sont comparables à ceux des niveaux organisationnels (p. ex. région, type de réseau hydrographique, espèce et stade biologique). Nous présentons un exemple d'approche fondée sur une liste de contrôle pour attribuer des indicateurs à des protocoles de surveillance propres à un projet, qui s'appuie sur les modèles de séquences des effets du PPP. Cette approche permet d'utiliser de manière cohérente les indicateurs pour les projets pour lesquels on a relevé les mêmes séquences d'effets. Enfin, la discussion sur les programmes de surveillance fonctionnelle normalisée met en lumière la valeur de ces programmes, mais aussi les défis qu'ils posent et leurs limites.

INTRODUCTION

Le Programme de protection des pêches (PPP) de Pêches et Océans Canada gère les effets sur la productivité du poisson liés à la dégradation ou à la perte de l'habitat, aux modifications du passage du poisson et du débit et aux espèces aquatiques envahissantes (MPO 2018a). En ce qui concerne les projets pour lesquels des effets sont prévus sur la productivité des pêches, le PPP administre des lettres d'avis ou des autorisations aux termes de la *Loi sur les pêches*. Ces documents fournissent des directives sur les façons d'éviter ou d'atténuer les effets autant que possible et ils énoncent des exigences en matière de restauration et de compensation lorsque les effets sont inévitables et ne peuvent être atténués. Le PPP examine les résultats du projet par le biais de la surveillance afin d'atteindre deux objectifs en matière de surveillance de la gestion : 1) assurer la conformité aux avis, à la *Loi sur les pêches* et à la *Loi sur les espèces en péril* (c.-à-d. le promoteur a-t-il respecté le plan d'atténuation ou de compensation?); 2) évaluer l'efficacité des mesures de gestion (p. ex. atténuation, restauration et compensation) visant à réduire les effets des projets sur le poisson et son habitat (l'habitat a-t-il été protégé?) (Lewis et al. 2013). La surveillance des projets fournit au PPP de l'information en retour qui peut être utilisée pour gérer de façon adaptative à la fois au niveau des projets individuels et au niveau des programmes.

La réussite des programmes de surveillance repose sur des questions bien définies, une compréhension conceptuelle des processus écologiques pertinents et une conception d'étude robuste qui permet de tirer des conclusions sur les changements écosystémiques (Lindenmayer et Likens 2010), tout en demeurant adaptable aux nouvelles informations et questions (Lindenmayer et Likens 2009). Les stratégies de surveillance hiérarchiques offrent une gamme d'approches de surveillance allant des simples évaluations de routine sur la conformité à des estimations des changements de l'état environnemental, en passant par des évaluations plus complexes de l'efficacité biologique d'un projet et des fonctions de l'écosystème (Pearson et al. 2005). Il est important de noter que les programmes de surveillance ont plus de chances de réussir si leur but et leurs objectifs sont définis par des questions scientifiques réfléchies (Lindenmayer et Likens 2010).

Les cadres hiérarchiques de surveillance constituent une approche commune pour surveiller les effets (Hewitt et al. 2003) et l'efficacité des activités de compensation (p. ex. Koning et al. 1998, Schiff et al. 2011, MPO 2012). Une fois que les objectifs de la surveillance (p. ex. l'évaluation de l'état ou la détection des changements) et l'objectif du programme ont été établis, une gamme hiérarchique de stratégies, de plans, de variables, de méthodes, etc., est disponible pour déterminer une approche qui fournira un pouvoir de diagnostic efficace (Vos et al. 2000). Il n'est pas nécessaire de mettre en place une surveillance pendant dix ans pour les projets de petite envergure et aux effets bien compris (comme l'installation d'un ponceau dans un cours d'eau pendant la construction d'une route) pour déterminer leur efficacité. Un programme de surveillance semblable à la surveillance de routine de Pearson et ses collaborateurs (2005) peut suffire pour déterminer que le ponceau a été correctement installé et qu'il permet le passage du poisson. Inversement, la surveillance de routine ne serait pas suffisante dans le cas d'un projet dont les effets potentiellement importants ne sont pas bien compris (p. ex. dérivation d'un cours d'eau qui modifiera l'habitat d'une espèce en péril). Pearson et ses collaborateurs (2005) et Smokorowski et ses collaborateurs (2015) ont proposé une approche de surveillance de l'efficacité plus complexe qui a été acceptée à l'échelle nationale comme moyen de fournir des conseils au PPP. Toutefois, il demeure nécessaire d'élaborer des normes de surveillance défendables sur le plan scientifique pour évaluer la fonction biologique lorsqu'on prévoit des effets moins importants et bien compris.

OBJET DU DOCUMENT

Le Programme de protection des pêches a demandé un avis Secteur des sciences afin d'assurer une approche plus rigoureuse et systématique de la surveillance fonctionnelle lorsque le PPP effectue la surveillance des projets à faible incidence ou examine les résultats de la surveillance de tels projets.

Dans un examen récent, le MPO (2012) a défini trois niveaux hiérarchiques de surveillance qui ont été recommandés : 1) la surveillance de la conformité, 2) la surveillance fonctionnelle et 3) la surveillance de l'efficacité (figure 1). La surveillance de la conformité est décrite comme une activité de surveillance opérationnelle utilisée pour évaluer si le promoteur a suivi l'avis ou l'autorisation émis par le PPP (MPO 2012). Il s'agit d'une vérification des normes de construction qui reflète généralement des pratiques de gestion exemplaires (p. ex. le ponton a-t-il été construit conformément aux conditions énoncées dans l'autorisation aux termes de la *Loi sur les pêches*? La quantité d'habitats construite correspond-elle à celle indiquée dans l'autorisation?). Les approches de surveillance fonctionnelle et de surveillance de l'efficacité sont des activités scientifiques qui prennent des mesures supplémentaires pour évaluer les projets, en ce sens que leur objectif commun de surveillance de la gestion est de déterminer si les effets d'un projet sur le poisson et l'habitat du poisson ont été traités efficacement par l'atténuation, la restauration ou la compensation. Ces programmes de surveillance pourraient être utilisés dans le cadre d'une approche progressive où ils représentent différents points de départ pour atteindre le même objectif de gestion. L'ordre dans lequel les programmes de surveillance sont mis en œuvre peut dépendre du niveau d'incidence et de l'incertitude entourant les résultats des mesures de gestion. Par exemple, dans le cas des projets qui nécessitent une enquête plus rigoureuse (p. ex. les projets à incidence élevée ou aux résultats incertains), la surveillance de l'efficacité peut être menée au début du projet, avant de passer à la surveillance fonctionnelle; tandis que d'autres projets dont les effets sont plus faibles ou les résultats bien compris peuvent commencer par une surveillance fonctionnelle, mais se poursuivre par une surveillance de l'efficacité si les premiers résultats indiquent la nécessité d'une enquête plus poussée.

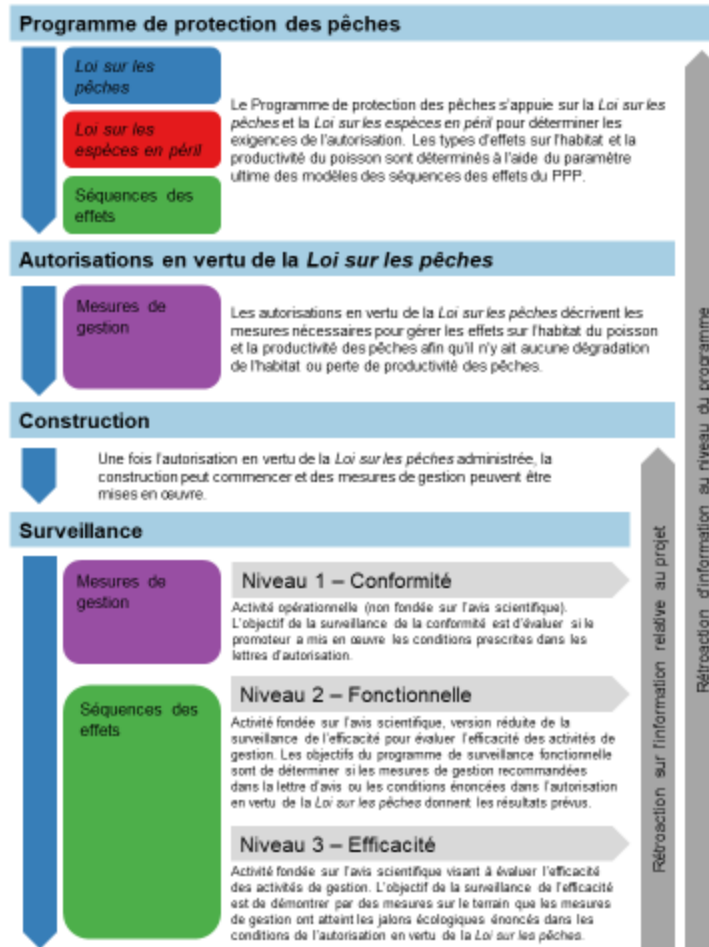


Figure 1. Diagramme conceptuel de la surveillance de la conformité et de l'efficacité des mesures de gestion décrites dans les autorisations du Programme de protection des pêches (à titre indicatif seulement). Les cases de couleur indiquent les nœuds d'information ou de réglementation qui sont utilisés pour étayer chaque étape du processus du PPP, de l'élaboration des autorisations en vertu de la Loi sur les pêches et des mesures de gestion pour atténuer les répercussions du projet jusqu'à la surveillance de la conformité et de l'efficacité de ces mesures. Le flux de travail se déplace du haut vers le bas de la figure. Les résultats de la surveillance peuvent fournir de la rétroaction au niveau des projets et des programmes dans un cadre de gestion adaptative (barres verticales gris foncé). La surveillance peut permettre de déterminer si le promoteur ou le Programme de protection des pêches doit mettre en œuvre d'autres mesures de gestion ou de surveillance (étape de la construction), et les mesures de gestion qui sont les plus efficaces.

En fonction des questions et des hypothèses auxquelles répondra la surveillance, l'ordre des décisions scientifiques dictera l'approche de surveillance requise. Ces décisions détermineront le plan de surveillance le plus approprié, les méthodes de collecte des données, ainsi que les analyses et l'interprétation des données. Ce sont des considérations nécessaires parce que les objectifs du programme seront différents entre la surveillance fonctionnelle et la surveillance de l'efficacité, particulièrement en ce qui a trait à la façon dont l'efficacité des mesures de gestion est évaluée (tableau 1). La *surveillance fonctionnelle* peut être une version scientifique et à échelle réduite de la surveillance de l'efficacité qui s'appuie sur des paramètres de substitution pour évaluer si les mesures de gestion fournissent les conditions attendues pour que les poissons puissent mener à bien leurs processus vitaux. Les objectifs d'un programme de surveillance fonctionnelle sont de déterminer si les mesures de gestion recommandées dans la lettre d'avis ou les conditions énoncées dans l'autorisation aux termes de la *Loi sur les pêches* (p. ex. atténuation, restauration ou compensation) donnent les résultats prévus (tableau 1). Plus précisément, dans le cas d'une autorisation aux termes de la *Loi sur les pêches*, le demandeur doit compenser les pertes d'habitat par la restauration ou l'aménagement, la création d'habitats, des manipulations biologiques ou chimiques ou des mesures complémentaires. Si elle n'est pas entièrement évaluée par la quantification de la productivité, la surveillance de ces conditions d'autorisation de manière à garantir que les objectifs d'atténuation, de restauration et de compensation ont été atteints, en ce qui concerne la fonction de l'habitat, sera une composante importante d'un programme de surveillance fonctionnelle. De plus, lorsque l'habitat physique est amélioré, restauré ou créé, la quantification de l'habitat fonctionnel avant et après la construction sera un critère de réussite important (Harper et Quigley 2005). La surveillance fonctionnelle pourrait faire appel à des techniques d'évaluation rapide (p. ex. moins d'une demi-journée pour deux personnes pour l'échantillonnage sur le terrain et moins d'une demi-journée pour deux personnes pour la gestion des données, l'analyse et la production de rapports; temps de déplacement non inclus), en utilisant des indicateurs de la productivité du poisson (p. ex. mesures de l'habitat physique et indicateurs biologiques) mesurés à court terme (p. ex. d'un à trois ans, la durée réelle dépendant de la réalisation des objectifs de gestion) et devrait fournir des mesures du changement dans la fonction de l'habitat (tableau 1). L'évaluation rapide peut aussi prendre la forme de visites multiples et brèves sur place pour installer et retirer des enregistreurs de données, par exemple. Les échéanciers de la surveillance fonctionnelle devraient être propres au projet et peuvent varier sur les plans de la durée et du moment de début; toutefois, dans la mesure du possible, la surveillance devrait avoir lieu avant le début de la construction. La surveillance fonctionnelle n'est pas conçue pour déterminer les pertes ou les gains de productivité du poisson attribuables aux mesures de gestion, ce qui est le principal objectif de la surveillance de l'efficacité.

La *surveillance de l'efficacité* est définie comme un programme de surveillance scientifiquement défendable qui évalue directement le paramètre (ou l'indicateur) clé d'intérêt et qui doit comprendre l'évaluation de la capacité de production (ou un paramètre de substitution) de la compensation de l'habitat (MPO 2012). L'objectif du programme de surveillance de l'efficacité est de démontrer que les mesures de gestion ont atteint les jalons écologiques énoncés dans les modalités de l'autorisation aux termes de la *Loi sur les pêches* (tableau 1); ces jalons seront fondés sur la productivité et, dans de nombreux cas, correspondront à « aucune perte nette » de la capacité de production de l'habitat du poisson (MPO 2012). Il s'agira d'un programme de surveillance fondé sur la recherche dans le cadre duquel un plan pluriannuel de type avant/après, témoin/effet (BACI) pourra être utilisé pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion (Pearson et al. 2005, Smokorowski et al. 2015). Les mesures sont souvent quantitatives et directement liées à la productivité du poisson (p. ex. recrues par géniteur, densité des poissons, croissance des poissons, fécondité). La surveillance de l'efficacité faisait l'objet d'un

rapport précédent du SCCS (MPO 2012), tandis que le présent rapport portera sur la surveillance fonctionnelle.

Tableau 1. Comparaison des attributs des programmes de surveillance de la conformité, de surveillance fonctionnelle et de surveillance de l'efficacité en fonction du cadre du MPO (2012).

Attribut	Surveillance de la conformité	Surveillance fonctionnelle	Surveillance de l'efficacité
Objectifs en matière de surveillance du programme	Déterminer si le promoteur a exécuté les travaux tels que décrits dans la lettre d'avis ou l'autorisation aux termes de la <i>Loi sur les pêches</i> .	Déterminer si les mesures de gestion donnent les résultats prévus (p. ex. si l'on a observé un changement net dans la quantité d'habitats et un changement dans la fonction de l'habitat).	Déterminer si les mesures de gestion ont atteint les jalons écologiques énoncés dans les modalités de l'autorisation aux termes de la <i>Loi sur les pêches</i> (p. ex. on a noté un changement dans la productivité du poisson).
Type de réaction	Aucune réaction	Indicateur lié à la productivité du poisson (p. ex. quantité de substrat approprié pour le frai)	Mesure directe de la productivité du poisson (p. ex. densité, abondance, biomasse, croissance, maturité)
Plan recommandé	Aucun plan, vérification des activités de construction	Propre au projet, fondée sur les questions que la surveillance suscitera	BACI, pluriannuelle
Application	Tous les projets	L'effet est faible ou bien compris (p. ex. traversées de route, ponceaux)	L'effet est important ou complexe, ou comporte une grande incertitude (p. ex. extraction de gravier)

Bien qu'il s'agisse dans les deux cas d'approches quantitatives, la surveillance fonctionnelle serait une version à échelle réduite de la surveillance de l'efficacité. Les composantes qui peuvent être réduites sont : 1) la complexité de l'indicateur, 2) l'effort par enquête, éventuellement en utilisant des techniques d'évaluation rapide, et 3) la réplication temporelle et spatiale, en réduisant le nombre de sites témoins, les années de surveillance et le nombre d'échantillons dans un site.

L'application de la surveillance fonctionnelle sera déterminée par les questions sur lesquelles porte la surveillance et, par conséquent, il peut y avoir des différences dans le plan recommandé et les indicateurs utilisés dans chaque application. Nous présentons des exemples hypothétiques et des détails de surveillance possibles pour mettre en évidence les différentes applications de la surveillance fonctionnelle ci-après et dans le tableau 2.

Surveillance fonctionnelle de l'atténuation des effets dans l'habitat

Exemple : La mise en place d'un ponceau pour atténuer la construction de routes à travers les cours d'eau et pour maintenir un corridor de migration vers l'amont et vers l'aval pour plusieurs espèces et divers stades biologiques des poissons (tableau 2). Au niveau des projets, les effets de la construction de routes sur la connectivité des cours d'eau sont relativement faibles et bien

documentés comparativement à la construction de barrages ou de déversoirs (Ogren et Huckins 2015), et se prêtent ainsi à la surveillance fonctionnelle. Les objectifs précis de la surveillance fonctionnelle pour ce projet seraient de déterminer si le ponceau qui a été construit respecte ou dépasse les spécifications du plan et s'il permet le passage vers l'amont et vers l'aval de toutes les espèces de poissons. Dans cet exemple, un plan de surveillance qui évalue la connectivité de l'habitat avant et après la construction permettrait d'établir des comparaisons utiles. Idéalement, il comprendrait des sites en amont et en aval qui seraient échantillonnés avant et après la construction. Le défi que pose la surveillance des ponceaux uniquement immédiatement après leur construction est qu'ils ont tendance à se dégrader avec le temps; par conséquent, une approche échelonnée de la surveillance (p. ex. la première année pour la conformité plus la fonction, puis cinq ans après la construction pour la fonction) pourrait être la méthode la plus efficace. Dans de nombreux cas, les données recueillies avant la construction ne sont pas disponibles. On pourrait alors comparer les valeurs des indicateurs mesurées après la construction à des points de repère propres aux espèces. Les indicateurs pourraient représenter les paramètres physiques de l'habitat qui sont liés aux besoins en passage de chaque espèce de poisson (p. ex. vitesse du courant, profondeur de l'eau et gradient). Il serait important de recueillir de l'information sur les changements de la présence des espèces, en la comparant soit avant et après la construction sur le site en amont, soit dans les tronçons en amont et en aval après la construction. L'effort d'échantillonnage pourrait être réduit en ciblant les espèces clés (p. ex. les espèces ayant une performance natatoire médiocre) ou en procédant à un échantillonnage pour déterminer la présence ou l'absence au moyen d'une statistique relative fondée sur les prises (p. ex. les CPUE relatives propres à une espèce).

Surveillance fonctionnelle de la restauration de l'habitat

Exemple : La transplantation de macrophytes (p. ex. herbiers) dans un estuaire qui a été touché par une sédimentation excessive causée par le dragage du chenal en vue de rétablir la fonction de l'habitat d'alevinage des salmonidés (tableau 2). La transplantation de macrophytes est une technique courante de restauration des habitats de macrophytes touchés, qui donne généralement des résultats bien connus (Neto et al. 2013). Les objectifs précis de la surveillance fonctionnelle pour ce projet seraient de déterminer si la superficie de l'habitat de macrophytes correspond à celle d'avant la construction ou la dépasse et si l'habitat convient comme habitat de croissance pour le poisson. On pourrait avoir recours à plusieurs plans de surveillance pour ce projet, y compris l'évaluation de l'habitat de macrophytes avant et après la construction, la comparaison du site restauré aux sites de référence voisins qui sont dans un état souhaitable (p. ex. vierge, le moins touché), si possible, ou la comparaison du site restauré avant et après et aux sites témoins voisins. Les indicateurs pourraient inclure la superficie de l'habitat restauré, le pourcentage de couverture des macrophytes et la densité des pousses de macrophytes.

Surveillance fonctionnelle de la compensation de l'habitat

Exemple : L'ajout d'un habitat de frai hors chenal pour les salmonidés afin de compenser la dérivation d'un chenal qui a entraîné la perte du même type d'habitat (tableau 2). La création d'habitats hors chenal a été utilisée à de nombreux endroits en Colombie-Britannique pour compenser la perte ou la dégradation d'habitats (Pearson et al. 2005). Les objectifs précis de la surveillance fonctionnelle pour ce projet seraient de déterminer si l'habitat nouvellement créé correspond ou dépasse les spécifications du plan et si l'habitat est propice au frai des salmonidés. Dans cet exemple, un plan de surveillance qui compare les caractéristiques de l'habitat du site touché avant la construction à l'habitat nouvellement créé et au site touché après la construction permettrait d'établir des comparaisons utiles. Des comparaisons favorables suggéreraient que le nouvel habitat soutiendra la productivité du poisson de l'habitat

perdu. L'habitat nouvellement construit pourrait également être comparé aux sites témoins voisins dans un état souhaitable (p. ex. vierge, le moins touché), si possible. Des points de repère propres à l'espèce pour les principaux paramètres de l'habitat de frai pourraient être utilisés pour déterminer si l'habitat est fonctionnel. Idéalement, les indicateurs représenteraient les paramètres physiques de l'habitat qui sont liés aux besoins de frai des salmonidés (p. ex. composition du substrat, abri, vitesse du courant, profondeur de l'eau, oxygène et température).

Tableau 2. Exemples montrant quand et comment la surveillance fonctionnelle pourrait être utilisée pour évaluer la réussite des mesures d'atténuation, de restauration et de compensation.

Mesure de gestion	Fonction de l'habitat	Objectifs en matière de surveillance du projet	Plan de surveillance	Indicateurs mesurés
Atténuation – installation d'un ponceau pour atténuer les effets de la construction d'une route sur le passage du poisson.	Passage pour plusieurs espèces de poissons aux stades juvéniles et adultes.	Conformité – Déterminer si les spécifications de l'ouvrage construit respectaient ou dépassaient celles du plan; Fonction – le ponceau permet-il le passage vers l'amont et vers l'aval?	Évaluations en amont et en aval avant et après la construction (p. ex. plan avant/après, témoin/effet) où l'évaluation après la construction est échelonnée (p. ex. après un et cinq ans); Pas de données sur « avant » – utiliser des points de repère propres aux espèces pour déterminer si l'habitat physique limitait les déplacements.	Présence de piètres nageurs en amont, caractéristiques physiques de l'habitat (p. ex. gradient, vitesse du courant (m/s), profondeur de l'eau (m)).
Restauration – plantation de macrophytes pour restaurer l'habitat touché par le dragage dans un estuaire.	Habitat d'alevinage pour les poissons.	Conformité – Déterminer si la superficie et la densité requises des macrophytes ont été rétablies; Fonction – La superficie de macrophytes restaurée fournit-elle un abri et de la nourriture aux poissons?	Évaluations avant et après la construction (p. ex. plan avant/après); Comparer les caractéristiques du site restauré à celles d'un autre site dans un état souhaitable (p. ex. plan selon l'approche des conditions de référence); Comparer les caractéristiques du site restauré à celles du site témoin, avant et après la construction (p. ex. plan avant/après, témoin/effet).	Superficie (m ²) de l'habitat restauré, densité des pousses de macrophytes (pousses/m ²), % de la superficie occupée par des macrophytes.
Compensation – création d'un habitat fluviatile hors chenal.	Habitat de frai des salmonidés.	Conformité – Déterminer si la superficie requise a été construite; Fonction – L'habitat fournit-il un abri et un substrat de frai	Évaluations avant et après la construction (p. ex. plan avant/après); Comparer les caractéristiques du site de compensation à celles d'un autre site dans un état souhaitable (p. ex. plan selon l'approche des conditions de référence);	Superficie (m ²) de l'habitat de compensation, composition du substrat, % de rives surplombantes, % de fosses, oxygène,

Mesure de gestion	Fonction de l'habitat	Objectifs en matière de surveillance du projet	Plan de surveillance	Indicateurs mesurés
		approprié pour le saumon adulte?	Utiliser des points de repère propres aux espèces pour déterminer si l'habitat physique est conforme aux exigences relatives au frai.	température, vitesse du courant (m/s), profondeur de l'eau (m).

Objectifs

Les objectifs du présent document sont de présenter un examen des plans de surveillance, des méthodes et des types d'information nécessaires pour élaborer un programme de surveillance fonctionnelle. Cet examen vise à atteindre les objectifs suivants :

1. Déterminer les plans et méthodes de surveillance recommandés pour les approches de surveillance fonctionnelle fondées sur des objectifs en matière de surveillance (p. ex. techniques d'évaluation rapide/sélection de substituts ou d'indicateurs) pour évaluer les mesures d'atténuation, de compensation et de restauration qui sont conçues pour réduire les effets sur le poisson et son habitat.
2. Définir les renseignements et analyses nécessaires pour soutenir une évaluation fonctionnelle scientifique des mesures d'atténuation, de compensation et de restauration.
3. Déterminer s'il est possible de recueillir des données de surveillance fonctionnelle à l'aide d'une approche de type « liste de contrôle » applicable de manière uniforme entre les types de projets et les étapes de construction (c.-à-d. pour chaque type de projet, une liste de contrôle des données précises à recueillir lors de la surveillance assurée par le promoteur, de la visite du site pendant la surveillance de la construction et de la surveillance après la construction, que les biologistes du PPP peuvent utiliser uniformément).
4. Si une telle approche de type « liste de contrôle » est envisageable pour différents types de projets et différentes étapes de construction, déterminer les domaines recommandés.

Pour atteindre ces objectifs, nous présentons une discussion générale sur les aspects importants à prendre en compte lors de la conception d'un programme de surveillance fonctionnelle, puis une série de recommandations. Nous décrivons d'abord le concept d'effort de surveillance et la valeur de l'information. L'introduction de ce concept fournit une base pour déterminer une quantité raisonnable d'effort (effort par enquête) à investir dans un programme de surveillance fonctionnelle. Il est important de la déterminer avant l'examen, car elle donne le contexte de nos recommandations en ce qui concerne l'effort. Bien que le niveau d'effort que nous supposons (présenté dans les sections ci-après) puisse changer d'ici la mise en œuvre de ce programme, une introduction à ces concepts aidera le PPP à déterminer les niveaux appropriés. Ensuite, nous avons effectué une analyse documentaire pour déterminer l'état des programmes de surveillance fonctionnelle utilisés dans le monde. Nous reprenons l'information tirée de cette analyse pour résumer et examiner les plans de surveillance, les évaluations rapides, les analyses et les méthodes utilisées pour mesurer la fonction de l'habitat. Enfin, nous discutons des considérations importantes pour élaborer un programme de surveillance fonctionnelle normalisée des habitats aquatiques au Canada, de type « liste de contrôle ».

EFFORT DE SURVEILLANCE ET VALEUR DE L'INFORMATION

Les chercheurs sont souvent confrontés à la décision difficile de l'ampleur des efforts à investir dans un programme de surveillance. Il s'agit là d'une considération primordiale de tout programme de surveillance et elle devrait être motivée par les objectifs de la surveillance. Le coût d'acquisition de l'information peut également venir éclairer l'effort une fois que les objectifs de la surveillance ont été atteints. Nous définissons l'effort comme le temps et l'argent consacrés à la conception, aux enquêtes, à l'analyse et à la production de rapports pour un programme de surveillance scientifique. Le niveau d'effort de surveillance est déterminé par le plan du programme, y compris le type de comparateur (p. ex. l'approche des conditions de référence ou le plan BACI), le nombre de sites, le nombre de visites de chaque site pendant et entre les années, le nombre d'indicateurs recueillis, le niveau de traitement des échantillons, le type d'analyses, le dépôt des données, ainsi que le type et la portée des rapports. Au-delà des coûts, dans le cas d'un programme bien conçu, l'effort influe aussi directement sur la fiabilité de l'information tirée de la surveillance grâce aux inférences déduites des données recueillies et sur la certitude des décisions de gestion fondées sur ces inférences.

La figure 1 illustre le compromis entre les coûts et les avantages de l'acquisition de l'information, qui définit la valeur de l'information pour un effort donné. Les coûts sont définis comme étant les coûts financiers de l'acquisition de l'information par la surveillance, et l'avantage est la certitude avec laquelle les décisions de gestion sont prises. Si les gestionnaires peuvent définir des points de référence pour les niveaux minimum et maximum de certitude requis pour prendre les décisions de gestion (effort motivé par les objectifs de la surveillance/gestion), il est alors possible d'utiliser ces points pour déterminer les niveaux minimum et maximum d'effort de surveillance pour atteindre les objectifs de la gestion. La valeur de l'information est définie comme la différence entre les coûts et les avantages pour un niveau donné d'effort de surveillance. La valeur de l'information peut servir à définir les points de référence pour l'effort de surveillance minimal, optimal et maximal lorsque les coûts sont pris en compte (effort déterminé par les coûts). La forme de ces relations variera d'un plan de surveillance à l'autre; ainsi, les points de référence peuvent être utilisés pour comparer la valeur de l'information provenant de différents scénarios de surveillance. Nous allons étoffer ces concepts ci-après.

Ce cadre peut être utilisé pour déterminer le niveau d'effort de surveillance requis pour atteindre une gamme d'objectifs : 1) l'effort de surveillance minimal nécessaire pour que l'avantage de la surveillance soit justifié par le coût; 2) l'effort de surveillance qui optimise le rapport coûts-avantages (c.-à-d. la quantité d'effort la plus efficace); 3) l'effort maximal qui peut être justifié par le coût; 4) l'effort minimal requis pour prendre une décision de gestion; 5) l'effort de surveillance maximal lorsque aucune autre information ne viendra modifier cette décision.

Effort minimal et rendement décroissant de la valeur de l'information

Il existe des limites inférieures et supérieures du niveau d'effort de surveillance requis pour prendre de bonnes décisions de gestion. Par exemple, un niveau minimum d'information est requis pour que l'information soit utile à l'atteinte des objectifs de la surveillance. On pourrait le considérer comme l'effort de surveillance minimal. La visite d'un site sur le terrain et la prise d'une mesure sont peu susceptibles de fournir des informations utiles. À l'autre extrémité du spectre, on trouve un effort maximum théorique à investir dans un programme de surveillance, après lequel on ne peut obtenir qu'une valeur supplémentaire minimale (c.-à-d. information). Dans le contexte de la prise de décisions, l'effort efficace minimal pourrait être considéré comme la quantité d'information requise pour influencer la décision d'un gestionnaire, tandis que l'effort efficace maximal serait la quantité d'information pour laquelle la collecte de données supplémentaires ne changerait pas la décision ou ne réduirait pas l'incertitude. Si un

programme rentable était un objectif, la valeur de l'information ($VI = \text{avantage} - \text{coût}$) pourrait également servir à déterminer l'effort de surveillance minimal, optimal et maximal. Par exemple, il y a un niveau minimal d'effort requis pour que la valeur de l'information recueillie justifie le coût (p. ex. $VI > 0$). L'effort optimal indique le niveau d'effort le plus rentable. À l'autre extrémité du spectre, on trouve l'effort maximum théorique à investir dans un programme de surveillance, après lequel aucune autre valeur (c.-à-d. information) ne peut être justifiée par rapport au coût d'acquisition (p. ex. $VI \leq 0$). L'effort rentable minimal et maximal ne devrait être envisagé que si ce niveau d'effort se situe dans la fourchette d'effort requis pour prendre de bonnes décisions de gestion. Pris ensemble, ces points donnent à penser qu'il existe une plage d'effort efficace pour prendre des décisions et, à l'intérieur de cette plage, un effort optimal qui est le plus rentable (figure 1A). Bien qu'il s'agisse de limites théoriques de l'effort en ce qui a trait à l'atteinte des objectifs de la surveillance, elles servent de guide pratique aux biologistes des programmes lorsqu'ils évaluent le niveau d'effort à investir dans la surveillance.

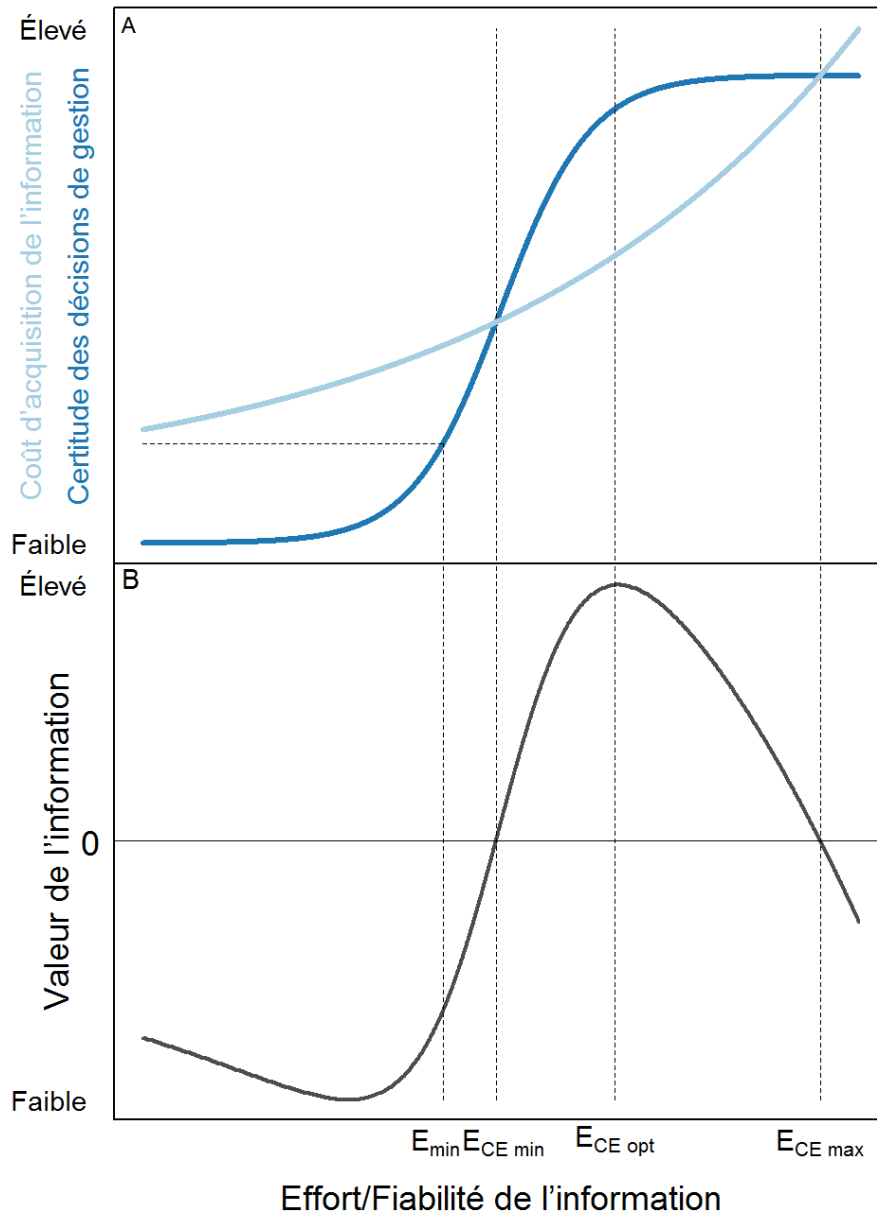


Figure 2. A) Relations entre l'effort et le coût d'acquisition de l'information (ligne bleu clair), et efficacité de l'utilisation de l'information (certitude des décisions de gestion) (ligne bleu foncé). B) Relation entre l'effort et la valeur de l'information. La différence entre le coût et l'efficacité est la valeur de l'information, $E_{CE\ min}$, $E_{CE\ opt}$, $E_{CE\ max}$, et représente respectivement l'effort de surveillance rentable minimal, optimal et maximal. E_{min} est l'effort minimal requis pour prendre une décision de gestion. Lorsque l'effort de surveillance est trop faible (Effort < E_{min} et $E_{CE\ min}$), l'information recueillie n'a aucune valeur. À mesure que l'effort augmente au-delà du point optimal, la valeur de l'information finit par diminuer (Effort > $E_{CE\ opt}$) au point où le gain d'efficacité n'est plus justifié par les coûts. Entre ces limites se trouve une plage d'effort de surveillance rentable. Il convient de replacer les représentations théoriques d'un tel compromis entre l'effort et l'information dans le contexte approprié de la façon dont on tirera les inférences au sujet des effets sur l'habitat ou dont on utilisera l'information pour prendre des décisions.

La figure 2 suppose que la quantité d'information recueillie et la valeur de cette information pour la prise de décisions de gestion sont proportionnelles. Pour que cette hypothèse soit valide, les objectifs de la surveillance doivent être clairement définis, assortis d'une collecte de données aux échelles appropriées et pertinentes pour les décisions de gestion qui seront finalement prises à partir des conclusions tirées des données. Il est indispensable que la collecte des données corresponde aux objectifs de la surveillance et de la gestion pour qu'un programme de surveillance soit fructueux et cet élément devrait être primordial pendant l'élaboration du programme.

ANALYSE DOCUMENTAIRE

Nous avons effectué une analyse documentaire de l'évaluation fonctionnelle des milieux aquatiques afin de recueillir de l'information qui peut servir à l'élaboration d'un programme de surveillance fonctionnelle au Canada. Nous nous sommes concentrés sur l'utilisation globale des approches de surveillance fonctionnelle, les méthodes d'évaluation appliquées et l'efficacité de ces programmes de surveillance. Les facteurs suivants ont été pris en compte dans notre analyse.

Plan de surveillance : Les évaluations fonctionnelles sont appliquées à l'aide d'une gamme de plans de surveillance (figure 3). La plupart des approches de surveillance existantes utilisent l'un des cinq modèles présentés sur la figure 3 :

1. Avant/après, témoin/effet (BACI) - La meilleure pratique pour déterminer la fonction ou l'efficacité d'une intervention (atténuation, restauration et compensation) est un plan BACI (Green 1979, Stewart-Oaten et al. 1986, Underwood 1991, 1994, Stewart-Oaten et Bence 2001). Au minimum, ce plan compare un site modifié à un site témoin avant et après la modification de l'habitat (p. ex. restauration ou effet) (figure 3A, B). Généralement, les données sont recueillies pour plusieurs sites témoins et plusieurs années avant et après la modification. Bien que ce plan d'étude soit considéré comme le plus scientifiquement défendable, l'effort associé à ce niveau de collecte de données peut s'avérer peu pratique pour de nombreux projets de surveillance fonctionnelle.
2. Témoin/effet (CI) – Le plan CI est similaire au plan BACI, mais n'utilise que des contrôles spatiaux pour les comparaisons avec un site modifié (figure 3C, D). Les données sont recueillies après la modification de l'habitat. L'application la plus rigoureuse de ce plan comprendrait plusieurs sites témoins. Les sites témoins peuvent être des tronçons ou des zones à l'intérieur d'un même réseau hydrographique (p. ex. cours d'eau, rives d'un estuaire), ou peuvent se trouver dans des réseaux hydrographiques voisins qui représentent des conditions semblables.
3. Avant – après (BA) – Le plan BA est similaire au plan BACI complet, mais utilise uniquement des contrôles temporels pour les comparaisons avec un site modifié (figure 3E, F) (Underwood 1991). Les données sont recueillies avant et après la modification de l'habitat. L'application la plus rigoureuse de ce plan comprendrait plusieurs années d'échantillonnage avant et après la modification de l'habitat.
4. Approche des conditions de référence (ACR) – L'approche ACR compare un site modifié à un ensemble de conditions définies par plusieurs sites de référence qui représentent un état souhaitable (p. ex. non perturbé, vierge ou intact) (figure 3G, H) (Stoddard et al. 2006). Les sites de référence sont fréquemment choisis parce qu'ils présentent des caractéristiques hydrogéomorphologiques semblables à celles du site modifié, qui sont souvent résilientes aux changements dus aux activités humaines. Cela réduit la possibilité qu'une variation naturelle soit à l'origine des différences observées (Barbour 1998, Perrin et al. 2007). Les

conditions de référence et les comparaisons entre les sites de référence et les sites modifiés sont effectuées au moyen d'analyses multivariées. Les données sont recueillies après la modification de l'habitat du site d'essai; les données du site de référence peuvent être recueillies avant ou après la modification de l'habitat du site modifié. L'application la plus rigoureuse de ce plan comprendrait plusieurs sites de référence. Souvent, le nombre de sites de référence est beaucoup plus élevé que le nombre de témoins présents dans un plan BACI, CI ou BA.

5. Approche de la plage normale (NRA) – L'approche NRA est semblable à l'approche des conditions de référence, mais utilise des procédures statistiques classiques pour comparer les sites d'essai aux plages normales des données (c.-à-d. les conditions de référence). L'état d'un site d'essai peut être fondé sur le fait que les valeurs du site se situent à l'extérieur de la plage normale ou sur des points de repère prédéfinis provenant de diverses sources (p. ex. modèles, expériences, distributions de données). L'approche de la plage normale est souple en ce sens qu'elle peut intégrer les aspects spatiaux et temporels d'autres plans de surveillance (p. ex. BA, CI, BACI ou ACR).

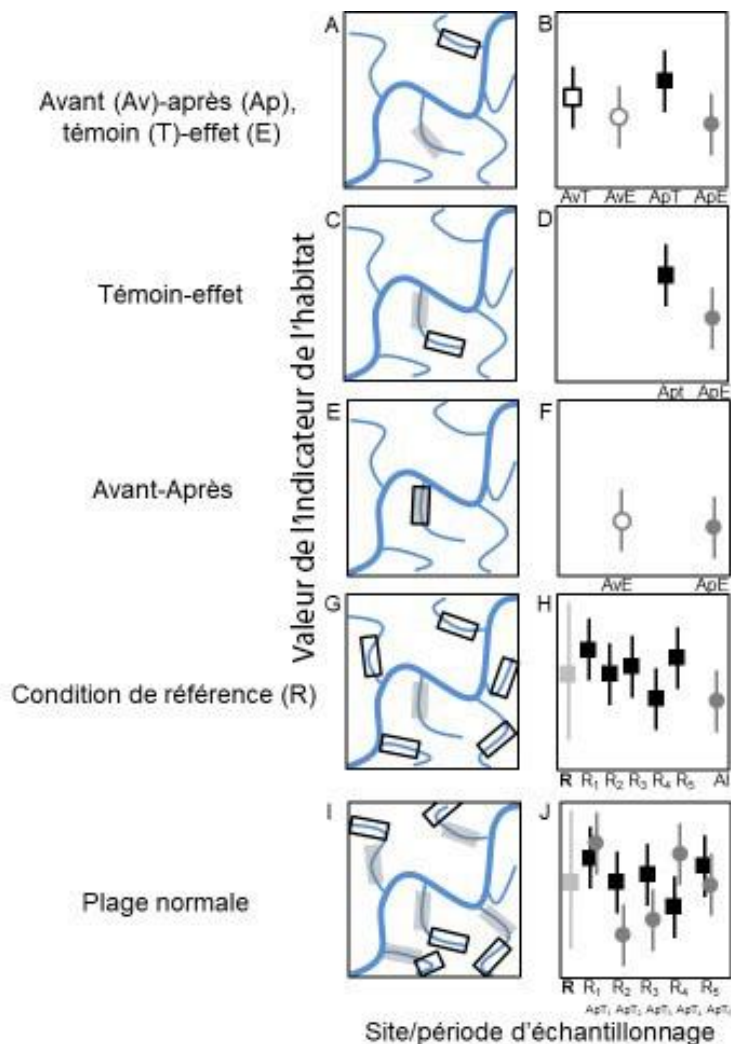


Figure 3. La première colonne (A, C, E, G, I) montre l'organisation spatiale des sites pour cinq plans de surveillance couramment utilisés dans un réseau de cours d'eau. Les zones grises transparentes représentent les sites altérés et les cases noires, les sites témoins (A, C, E) ou de référence (G, I). La deuxième colonne (B, D, F, H, J) présente des données hypothétiques et la façon dont les comparaisons sont établies entre les sites témoins et les sites modifiés, ou les périodes d'échantillonnage. Les points gris représentent les sites/échantillons modifiés et les points noirs sont les sites/échantillons témoins, les points ouverts représentent les échantillons prélevés avant la modification de l'habitat et les points fermés, les échantillons prélevés après cette modification. Les carrés gris clair indiquent la distribution des valeurs observées dans les sites de référence.

Le niveau de réplification spatiale et temporelle varie selon les différents plans de surveillance. Les pratiques exemplaires tiendraient compte a priori de la variabilité spatiale et temporelle des données recueillies et de l'ampleur potentielle de l'effet dans la conception de l'étude. Par exemple, on préfère les mesures qui sont stables dans le temps à d'autres qui varient selon les saisons, surtout lorsqu'il n'est pas possible de contrôler le moment de la collecte des données.

Évaluations rapides : La collecte rapide de données est un élément clé de la surveillance fonctionnelle. Les évaluations qui peuvent être effectuées rapidement permettront de surveiller un plus grand nombre de sites. Il existe plusieurs définitions des évaluations « rapides », ce qui complique l'utilisation du terme. Les définitions varient en ce qui concerne la durée et les composantes de l'évaluation (p. ex. planification, collecte des données, analyse en laboratoire, gestion des données, rapports). Bon nombre des protocoles d'évaluation rapide utilisent des indicateurs biotiques lorsque la collecte de données sur le terrain est la seule composante de l'évaluation qui est rapide.

Indicateurs : La surveillance fonctionnelle mesurera les indicateurs de l'habitat (mesures indirectes) de la productivité du poisson pour déterminer si l'habitat fonctionne correctement. Ces mesures sont exprimées par différents paramètres conçus pour refléter différentes fonctions de l'habitat. Les mesures pour la surveillance fonctionnelle doivent : 1) être sensibles aux changements environnementaux, 2) présenter une faible variabilité temporelle et spatiale naturelle et 3) être rapides à mesurer, à traiter en laboratoire ou à analyser (c.-à-d. rapides) (Rice 2003). Il n'existe pas de paramètre unique ou de série de paramètres adaptés à tous les scénarios de surveillance; par conséquent, il faudrait mettre à l'essai la variabilité du rendement des paramètres pendant l'élaboration ou les premières étapes du programme de surveillance pour s'assurer que les protocoles fourniront suffisamment de renseignements pour détecter un changement lorsque le changement a eu lieu, ou le fait qu'aucun changement ne s'est produit.

Surveillance normalisée : Partout dans le monde, des organismes utilisent des programmes de surveillance normalisée pour évaluer le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (annexe A). Par exemple, des protocoles normalisés de collecte et d'analyse des macro-invertébrés benthiques dans les cours d'eau et les lacs sont utilisés au Canada, aux États-Unis, en Australie et au Royaume-Uni. Il s'agit de programmes de grande envergure appliqués à l'échelle régionale, souvent conçus pour mesurer la santé des écosystèmes. L'USEPA a élaboré un protocole de bioévaluation rapide qui quantifie des paramètres tels que l'habitat physique (p. ex. substrat, perturbation de la végétation riveraine et abri pour les poissons), les macro-invertébrés et les assemblages de poissons (p. ex. paramètres de diversité), pour évaluer la santé des ruisseaux franchissables à gué aux États-Unis (Barbour 1998). Bien que nous n'ayons trouvé aucune évaluation globale du rendement des programmes de surveillance à grande échelle, il existe des évaluations régionales qui donnent un bon aperçu de leur rendement. Plusieurs autres pays ont adopté des protocoles normalisés, et l'élaboration de ces programmes de surveillance se poursuit, ce qui fait progresser le domaine de la surveillance aquatique normalisée (p. ex. Bailey et al. 2014). Parmi les avantages de la normalisation des programmes de surveillance, mentionnons les protocoles pour s'assurer que les paramètres sont mesurés correctement, la cohérence des indicateurs mesurés et de la saisie des données, la détermination des analyses appropriées avant la collecte des données et la communication claire des résultats. Ces programmes peuvent également procurer des avantages plus vastes à la science en ce qui concerne les activités d'atténuation, de restauration et de compensation grâce à une méta-analyse des résultats des programmes qui évalue l'efficacité des différentes mesures de gestion. La méta-analyse est une approche analytique puissante qui permet de déterminer les effets globaux d'une mesure de gestion donnée en évaluant les effets observés dans plusieurs projets individuels (Arnqvist et Wooster 1995).

L'analyse documentaire porte sur les approches de surveillance fonctionnelle des habitats dulcicoles et marins. L'examen est axé sur des concepts de surveillance de plus haut niveau (p. ex. le plan de la surveillance, les paramètres pour surveiller la fonction et les considérations relatives à la surveillance normalisée) qui sont transférables entre écosystèmes et entre types de réseaux hydrographiques. Des exemples d'indicateurs potentiels par type d'habitat sont donnés, mais l'analyse ne recommande pas d'indicateurs ou de paramètres précis à mesurer. Les indicateurs doivent probablement être propres à l'écosystème et au réseau hydrographique. Nous discutons des caractéristiques métriques et de ce qui pourrait constituer une meilleure classe de paramètres pour la surveillance fonctionnelle, et nous donnons quelques exemples. Les différences importantes entre les écosystèmes marins et dulcicoles (p. ex. les écosystèmes estuariens et marins côtiers par rapport aux cours d'eau, aux rivières et aux lacs) en ce qui concerne la surveillance fonctionnelle et les paramètres choisis seront soulignées, lorsqu'elles existent.

MÉTHODES D'ANALYSE

Nous avons effectué une analyse documentaire pour déterminer l'état des connaissances sur les évaluations fonctionnelles pour évaluer la fonction de l'habitat aquatique. Nous avons suivi les éléments et principes clés d'un examen systématique (Evidence Collaboration for Environmental 2018), mais nous avons limité les étapes de la documentation afin de réduire le temps requis pour réaliser l'analyse. Nous avons suivi les quatre étapes suivantes : 1) élaboration d'une liste de termes de recherche et d'opérateurs booléens, 2) recherche dans les bases de données bibliographiques à l'aide de la liste finale des termes de recherche, 3) critères d'inclusion pour déterminer si des études devraient être incluses en vue d'une évaluation plus approfondie et 4) extraction des données. Nous avons extrait les données d'études pour résumer les endroits où les évaluations fonctionnelles sont effectuées, les plans de surveillance utilisés, les types de données recueillies, s'ils utilisent un protocole normalisé, le niveau de réplication et s'il s'agissait d'évaluations rapides. Bien que nous n'ayons pas inclus les documents sur les examens, les méthodes ou les protocoles dans notre évaluation officielle, nous avons analysé et pris en compte les ouvrages pertinents dans ces catégories dans la rédaction du rapport.

Termes de recherche

La liste de base des termes de recherche a été élaborée en consultation avec le groupe directeur et après examen des protocoles systématiques sur des sujets semblables. La liste finale des termes de recherche a été dressée selon un processus itératif où l'inclusion et l'exclusion de termes et d'opérateurs booléens étaient mises à l'essai (tableau 3). Nous avons examiné les résultats de chaque série de termes de recherche en déterminant si les résultats de recherche comprenaient des documents clés identifiés a priori ou pendant les recherches, ainsi que le nombre de résultats générés. Si les changements apportés à la liste des termes de recherche entraînaient la perte de documents clés, la liste revenait à la version précédente. De même, si les résultats d'une série de termes de recherche étaient trop élevés (c.-à-d. >10 000), nous revenions à la liste précédente.

La liste finale des termes de recherche a été classée en quatre grandes catégories : 1) objectif de l'étude – sur quoi porte le document (p. ex. la détermination d'indicateurs ou l'examen de l'habitat du poisson ou des invertébrés); 2) habitat ou population – l'habitat doit être aquatique; 3) intervention – quel type d'intervention était concerné; 4) évaluation – comment l'activité d'atténuation ou l'habitat a été évalué.

Tableau 3. Termes et opérateurs booléens utilisés pour effectuer des recherches dans les bases de données Web of Science et Scopus.

Objectif de l'étude	(Fish* OR Invertebrate* OR Index OR Indices OR Indicator* OR Surrogate OR Proxy)
	AND
Habitat/population	(Habitat* OR Marine OR "Fresh water" OR Freshwater OR Aquatic * OR Stream* OR River* OR Wetland* OR Marsh* OR Lake* OR Estuary* OR Reef* Or "Near Shore" OR "In Shore" OR Coast*)
	AND
Intervention	(Mitigat* OR Offset* OR Restor* OR "No-Net-Loss" OR Stressor*)
	AND
Évaluation	(Checklist OR "Habitat assessment" OR "Rapid Assessment" OR "Visual Assessment" OR "Functional Monitoring" OR "Offset Monitoring" OR "Restoration Monitoring" OR "Effectiveness Monitoring" OR Effectiveness OR "Biological Function*" OR "Ecological Function*" OR "Before-After" OR BA OR "Before-After-Control-Impact" OR BACI OR "Before-After-Impact-Control-Paired" OR BACIP OR "After-Control-Impact" OR ACI OR "Reference Condition*")

Des termes de recherche ont été utilisés pour faire des recherches dans plusieurs bases de données documentaires. Notre recherche principale s'est concentrée sur Web of Science et Scopus (figure 4), car il s'agit des principales bases de données scientifiques d'ouvrages examinés par des pairs. Les recherches secondaires ont porté sur les sites des gouvernements fédéral et provinciaux. Nous avons effectué des recherches dans neuf bases de données fédérales et provinciales à l'aide de huit termes de recherche communs, car ces sites Web ne permettaient pas l'utilisation d'une grande chaîne de recherche complexe.

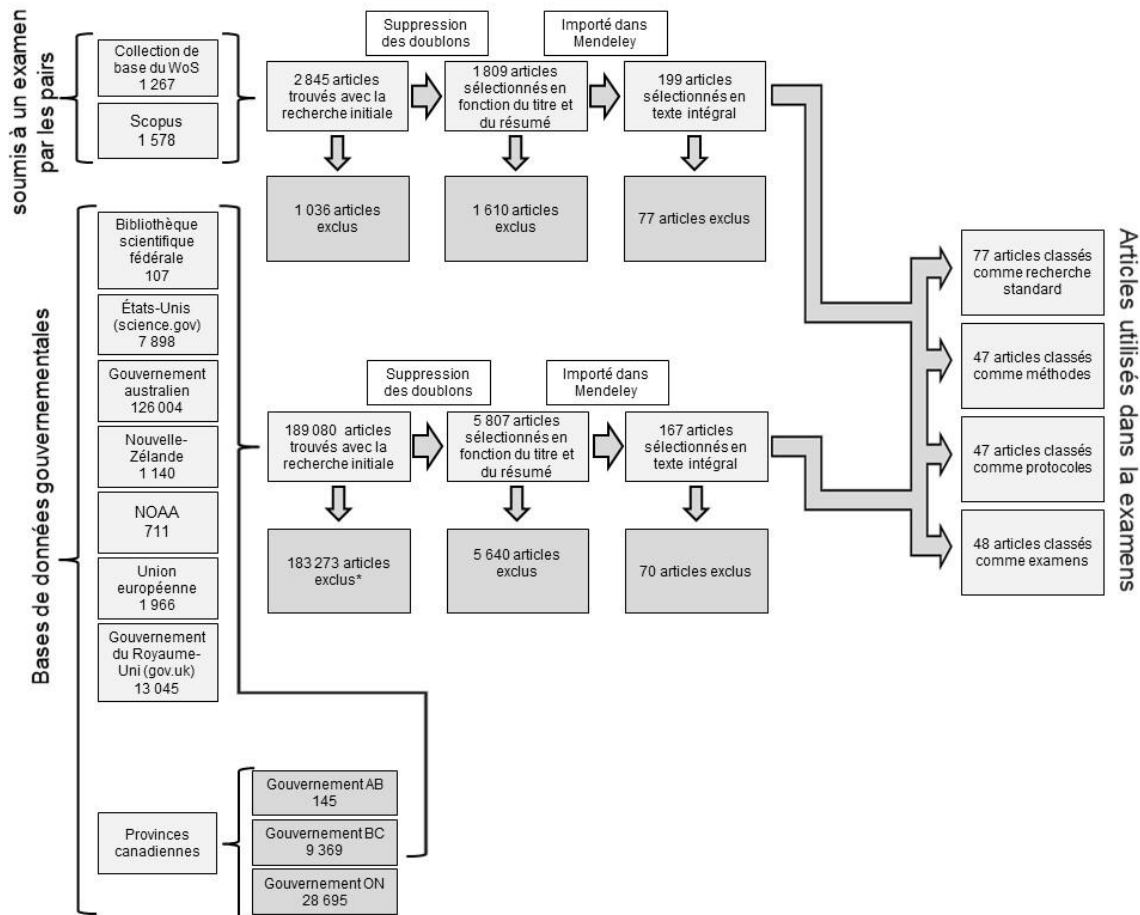


Figure 4. Flux de travail de l'analyse documentaire, nombre de résultats de recherche et résultats de la présélection des ouvrages examinés par des pairs (Web of Science et Scopus) et des sites Web et bases de données gouvernementaux. Tous les résultats des ouvrages examinés par des pairs ont été triés, mais en raison du grand nombre de résultats et de la faible pertinence de la plupart des articles trouvés sur les sites Web et les bases de données gouvernementaux, nous avons limité le nombre de résultats analysés en limitant le nombre de pages. Nous avons utilisé la liste réduite des termes de recherche parce que la plupart des sites Web n'autorisaient pas les chaînes de recherche complexes. La liste réduite des termes de recherche était la suivante : Aquatic Rapid Assessment Method (méthodes d'évaluation rapide des milieux aquatiques), Marine « Rapid Assessment » Monitoring (surveillance par « évaluation rapide » des milieux aquatiques), Rapid Bioassessment Protocol (protocole de bioévaluation rapide), Near Shore Monitoring (surveillance près des côtes), Marine « Habitat Assessment » (« évaluation de l'habitat » marin), Rapid Assessment Protocol (protocole d'évaluation rapide), Estuary Monitoring (surveillance des estuaires) et Rapid Lake Assessment (évaluation rapide des lacs). Les adresses électroniques de tous les sites Web et bases de données se trouvent à l'annexe C.

Chaque article a d'abord fait l'objet d'une présélection au niveau du titre et du résumé pour déterminer sa pertinence par rapport à notre sujet (figure 4). Les articles qui répondaient aux critères d'inclusion (annexe B) ont ensuite été téléchargés et importés dans le logiciel de gestion des références Mendeley en vue d'un examen au niveau du texte intégral. En bref, les

articles étaient inclus s'ils portaient sur l'habitat aquatique utilisé par les poissons pour le frai, l'élevage, la recherche de nourriture ou la migration. Ils devaient également avoir évalué un agent de stress lié à l'activité humaine ou une mesure de gestion liée à l'habitat (p. ex. atténuation, restauration ou compensation). En outre, ils devaient avoir utilisé des techniques d'évaluation rapide ou de surveillance à court terme. Ce critère a permis d'éviter tout chevauchement avec la surveillance de l'efficacité à long terme. Tous les documents qui répondaient aux critères susmentionnés ont été classés dans la catégorie « standard » et inclus dans la composante analytique de l'examen. Les études qui ne répondaient pas aux critères, mais qui fournissaient des renseignements utiles sur le sujet ont été classées comme des examens, des méthodes ou des protocoles. Les critères d'inclusion ont été appliqués au niveau du titre et du résumé, mais si l'information nécessaire pour évaluer le document à ce niveau n'était pas disponible, les articles étaient classés dans une catégorie destinée à un examen plus approfondi au niveau du texte intégral. Tous les articles qui ont été présélectionnés ou classés en vue d'une analyse plus approfondie au cours de l'examen du titre et du résumé ont ensuite été triés au niveau du texte intégral selon les mêmes critères. Les examinateurs ont exercé leur discrétion lorsqu'ils examinaient un document qui ne répondait peut-être pas à tous les critères d'inclusion, mais qui aurait apporté une contribution précieuse à l'analyse. Nous avons également inclus des documents qui avaient été repérés au cours de recherches ciblées ou d'explorations basées sur des références ou des documents qui nous avaient été envoyés par des collègues.

EXTRACTION DES DONNÉES ET RÉSUMÉ

Pour saisir où et comment les évaluations fonctionnelles ont été utilisées, nous avons extrait et résumé les données des documents standards. Cet exercice comprenait de nombreux domaines sur le lieu de la recherche, le type d'écosystème et d'habitat, le sujet de recherche, le plan de surveillance utilisé, le niveau de réplication et s'il s'agissait de méthodes d'évaluation rapide ou non. L'évaluation rapide a été définie comme une évaluation qui nécessite moins d'un jour pour effectuer la surveillance (p. ex. moins d'une demi-journée pour deux personnes pour l'échantillonnage sur le terrain et moins d'une demi-journée pour deux personnes pour la gestion des données, l'analyse et la production de rapports); le temps de déplacement n'est pas pris en compte dans cette définition. Les données pour les articles standards ont été recueillies dans une feuille de calcul Excel (annexe A) avec les métadonnées pour chaque domaine. Nous avons extrait et examiné le texte intégral de 219 articles et les avons classés dans l'une des quatre catégories : 1) recherche standard, 2) méthodes, 3) protocoles et 4) examens. Seuls les documents de recherche standards répondaient à nos critères d'inclusion et ont été inclus dans nos résultats sommaires. Nous présentons des résumés simples des données en mettant en évidence les éléments importants de l'ensemble de données et les méthodes ou approches couramment utilisées. Ces résultats sont décrits dans la discussion de chacun des principaux sujets. Outre les statistiques sommaires simples, l'analyse documentaire a fourni la plupart des points de discussion et des références présentés dans les sections suivantes.

PLANS DE SURVEILLANCE

Notre examen a révélé qu'il existe toute une gamme de plans de surveillance utilisés dans les études d'impact sur l'environnement et les évaluations de l'efficacité de la restauration ou de la compensation de l'habitat. Les approches peuvent être regroupées dans les cinq grandes catégories décrites précédemment : 1) Avant/après, témoin/effet, 2) Avant/après, 3) Témoin/effet, 4) Approche des conditions de référence et 5) Approche de la plage normale (figure 2 et tableau 4). Ces catégories représentaient 72 % des études analysées. Bien qu'il existe d'autres plans de surveillance qui pourraient être utilisés, comme l'analyse de la

tendance temporelle (Wiens Parker 1995) et les plages normales itératives (Arciszewski et al. 2017), ils nécessitent souvent de longues séries chronologiques de données et sont donc moins pertinents pour la surveillance fonctionnelle, qui sera axée sur des périodes plus courtes de collecte de données qui ne sont pas forcément continues (MPO 2012).

Tous les plans de surveillance ont des avantages et des limites (Munkittrick 2009). Dans cette section, nous résumons les plans de surveillance les plus courants que nous avons trouvés dans notre analyse. Le plan est présenté, ses avantages et ses défis sont soulignés et les types d'analyses sont discutés, ainsi que le niveau d'effort requis pour la mise en œuvre. En particulier, la majorité des exemples portent sur l'eau douce, en raison de l'absence de protocoles d'évaluation normalisée pour les milieux marins qui est ressortie de nos recherches documentaires.

Tableau 4. Plans de surveillance couramment utilisés dans les évaluations de la modification de l'habitat (p. ex. effets et atténuation, restauration et compensation de l'habitat).

Plan	Réplication temporelle	Portée spatiale	Avantages	Défis	Effort	Le plus applicable	Le moins applicable	Principales considérations
BACI	Souvent plusieurs années de données recueillies avant (contrôle temporel) et après la modification de l'habitat.	Souvent, plusieurs sites témoins sont évalués - recommander de trois à cinq sites.	Contrôles pour déceler les variations à la fois dans le site témoin et dans le site modifié.	Nécessite une réplication temporelle adéquate.	Plan nécessitant le plus d'effort au moment de l'évaluation; aucun coût supplémentaire une fois l'évaluation terminée.	Le plus applicable lorsque des répliques spatiales et temporelles appropriées sont disponibles.	Le moins applicable lorsque l'altération et la réaction sont étroitement liées ou lorsque la distribution temporelle de la réaction est uniforme.	Il est impératif d'échantillonner le site touché au préalable – une planification est nécessaire; Réplication temporelle et spatiale et sites témoins appropriés.
Avant/ Après	Souvent plusieurs années de données recueillies avant (contrôle temporel) et après la modification de l'habitat.	Pas de contrôles spatiaux.	Peut être utilisé pour évaluer un site où les sites témoins appropriés sont limités.	Nécessite des données avant la modification. Durée de la collecte des données avant et après la collecte des données. Impossible de contrôler la variation temporelle non attribuable à la modification.	Moins d'efforts qu'un plan BACI complet; Pas d'autres coûts une fois l'évaluation terminée.	S'applique surtout aux projets réalisés dans des milieux uniques (p. ex. très grands fleuves, grands deltas intérieurs) pour lesquels les sites témoins sont limités.	S'applique le moins aux projets dont les échéanciers sont stricts et pour lesquels la collecte des données antérieures n'est pas réalisable.	Il est impératif d'échantillonner le site touché au préalable – une planification est nécessaire.

Plan	Réplication temporelle	Portée spatiale	Avantages	Défis	Effort	Le plus applicable	Le moins applicable	Principales considérations
Témoin/ effet	Aucune donnée recueillie avant la modification de l'habitat, données recueillies seulement après la modification de l'habitat.	Souvent, plusieurs sites témoins sont évalués - recommander de trois à cinq sites.	Peut être utilisé pour évaluer un site sans données de référence.	Ne permet pas de contrôler la variation temporelle non attribuable à la modification.	Moins d'efforts qu'un plan BACI complet; Pas d'autres coûts une fois l'évaluation terminée.	S'applique surtout lorsqu'il y a un besoin immédiat de surveillance qui ne permet pas la collecte de données de référence et lorsqu'une forte réplication spatiale est possible.	Moins applicable lorsque les réseaux hydrographiques sont très variables ou lorsque les sites sont uniques.	Un contrôle approprié est nécessaire – peut être difficile pour des sites plus uniques.
Approche des conditions de référence	Souvent pas de réplication temporelle, mais réplication temporelle possible.	Plusieurs sites témoins requis, recommander 10 sites de référence par groupe de référence.	Peut être utilisé pour évaluer un site sans données de référence.	Ne reflète pas les conditions de référence du site touché; il peut être difficile de représenter adéquatement les conditions de référence.	Plan nécessitant le moins d'effort au moment de l'évaluation; les coûts supplémentaires de la surveillance des sites de référence peuvent être substantiels.	S'applique surtout à l'évaluation de la santé de l'écosystème sur une grande échelle spatiale.	Moins applicable pour évaluer les changements dans l'habitat local (p. ex. passage du poisson, disponibilité des structures et des abris).	Nombre et type appropriés de sites de référence; les coûts peuvent être réduits en utilisant l'information existante pour élaborer les points de repère des indicateurs.
Approche de la plage normale	Aucune donnée recueillie avant la modification de l'habitat, données recueillies seulement après la	Les données de plusieurs sites peuvent être utilisées.	Aucune donnée de référence requise.	Besoins élevés en données (p. ex. longues séries chronologiques) pour déterminer les plages	Effort important pour établir les plages normales ou les points de repère, à moins qu'il existe des modèles ou des données dans la	S'applique surtout lorsqu'il existe un lien étroit entre la réaction et la modification de l'habitat, et que les points de repère et les plages	S'applique le moins lorsqu'il y a peu d'information sur le réseau hydrographique et les relations avec la réaction.	Transfert d'information sur les plages normales ou les points de repère entre les projets/réseaux hydrographiques/e espèces.

Plan	Réplication temporelle	Portée spatiale	Avantages	Défis	Effort	Le plus applicable	Le moins applicable	Principales considérations
	modification de l'habitat.			normales ou les points de repère. Les plages normales peuvent être affectées par le changement des valeurs de référence.	documentation; effort moindre requis pour chaque projet.	normales peuvent être définis à l'aide de données de laboratoire ou de terrain, d'expériences ou de modèles.		
Analyse de la tendance temporelle	Aucune donnée recueillie avant la modification de l'habitat, données recueillies seulement après la modification de l'habitat, plusieurs années requises.	Les données de plusieurs sites peuvent être utilisées.	Aucune donnée de référence requise.	Longues séries chronologiques nécessaires, en supposant un équilibre dynamique.	Effort important pour établir des séries chronologiques.	S'applique surtout lorsqu'il y a un besoin immédiat de surveillance qui ne permet pas la collecte de données de référence.	S'applique le moins lorsque les réseaux hydrographiques sont très variables ou lorsque la collecte des données à long terme n'est pas possible.	Évalue la relation entre le paramètre et l'effet (en continu).

PLANS BACI, BA, CI

Une étude avant/après, témoin/effet bien conçue est considérée comme l'exemple idéal pour évaluer des effets environnementaux ou des altérations de l'habitat (Stewart-Oaten et al. 1986, Underwood 1991, 1994, Smokorowski et Randall 2017). Cependant, nous avons constaté que le plan de surveillance BACI s'applique habituellement aux projets de recherche à long terme qui seraient utilisés pour la surveillance de l'efficacité. Par exemple, 13 % seulement (10/77) des études examinées ont évalué un plan BACI. Les plans avant/après et témoin/effet n'étaient pas bien représentés non plus dans la documentation, avec seulement 5 % (4/77) et 9 % (7/77) des études que nous avons analysées, respectivement.

Les points forts du plan BACI sont qu'il permet de contrôler les variations spatiales (témoin/effet) et temporelles (avant/après), ainsi que leur interaction. Pour qu'un site soit considéré comme modifié, il doit y avoir un changement dans l'habitat entre avant et après la construction, et ce changement doit être différent de ce qui est observé dans le site témoin. C'est cette interaction qui fait la force du plan BACI (figure 5).

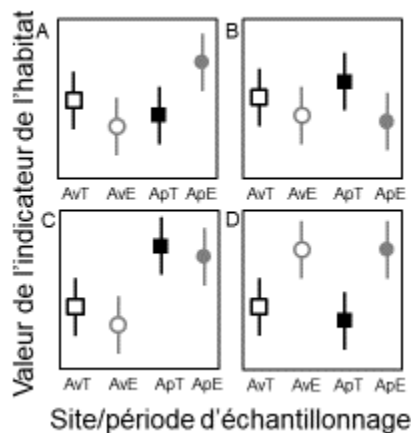


Figure 5. Résultats hypothétiques d'un plan BACI appliqué à un projet de restauration, où les carrés représentent les sites témoins, les cercles représentent les sites altérés, les symboles ouverts représentent avant la construction et les symboles fermés représentent après la construction. A) Montre une interaction significative entre l'espace et le temps, où une différence est observée dans un indicateur de l'habitat entre avant et après la construction dans le site modifié, mais aucune différence n'est observée entre avant et après la construction sur le site témoin. Ce résultat suggère que le changement dans l'habitat était lié à la restauration. On aurait abouti aux mêmes conclusions si le plan n'avait tenu compte que de la situation avant et après la construction ou du contrôle et de l'effet. B) Ne montre aucune différence significative entre l'espace et le temps. On aurait abouti aux mêmes conclusions si le plan n'avait tenu compte que de la situation avant et après la construction ou du contrôle et de l'effet (c.-à-d. du site restauré). C) Montre un effet significatif du temps, mais pas de l'espace. Cela signifie que des différences ont été observées dans les valeurs des indicateurs de l'habitat avant et après la construction sur les deux sites, ce qui suggère que le changement de l'habitat n'était pas lié à la restauration. On aurait abouti à la même conclusion si un plan de type « témoin/effet » avait été utilisé, mais à une conclusion différente (un effet de restauration) si en cas d'utilisation d'un plan de type « avant/après ». D) Montre un effet significatif de l'espace, mais pas du temps. Cela signifie que des différences ont été observées dans l'indicateur de l'habitat entre le site restauré et les sites témoins à la fois avant et après la construction, ce qui suggère qu'il n'y a eu aucun changement dans l'habitat et que des différences entre les sites existaient avant la construction. On aurait abouti à la même conclusion si un plan de type « avant l'effet » avait été utilisé, mais à une conclusion différente, qui aurait soutenu un effet de la restauration, en cas d'utilisation d'un plan de type « témoin/effet ».

Le plan BACI nécessite beaucoup d'études. Par exemple, nous avons constaté qu'en moyenne, le ratio du nombre de sites témoins par rapport aux sites touchés était de 1,5 pour les plans BACI et CI, contre 0,6 pour les études utilisant l'approche des conditions de référence. Bien que le niveau de rigueur associé à un plan BACI soit approprié pour évaluer des projets dont on s'attend à ce qu'ils aient un effet important (Smokorowski *et al.* 2015), ce n'est peut-être pas l'approche la plus rentable pour les projets à plus petite échelle dont l'effet devrait être faible ou lorsque cet effet est bien compris (p. ex. l'installation de ponceaux ou les petits projets de restauration). On a estimé que les coûts de laboratoire pour le dénombrement des macro-invertébrés benthiques et les mesures connexes de l'habitat dans un petit cours d'eau touché en Colombie-Britannique, en utilisant l'approche des conditions de référence (voir ci-dessous), seraient de 625 dollars, tandis que les échantillons supplémentaires requis pour un plan BACI coûteraient plus de 4 000 dollars (Perrin *et al.* 2007). Toutefois, cette comparaison ne tient pas compte des coûts supplémentaires liés à l'élaboration et au maintien des sites de référence utilisés pour établir la condition de référence pour l'approche ACR.

Les plans « avant/après » et « témoin/effet » sont des variantes du BACI et sont souvent considérés comme inférieurs parce qu'ils ne tiennent pas compte de la variabilité temporelle (avant/après) et spatiale (témoin/effet) qui pourrait conduire à observer un changement quand il n'est pas présent (erreur de type I) ou à ne pas observer un changement quand il est présent (faible puissance) (figure 5). Cependant, cela suppose qu'un BACI est bien conçu, avec des réseaux hydrographiques témoins qui présentent une dynamique corrélée avec le site modifié; ces hypothèses ne sont souvent pas respectées. Lorsque les témoins ne sont pas corrélés avec le site modifié, un plan « avant/après » peut être plus puissant, car la dynamique non corrélée peut entraîner une variabilité inexpliquée (Bradford *et al.* 2005). Ces plans d'étude peuvent être plus appropriés pour la surveillance fonctionnelle parce qu'ils sont plus simples à réaliser sur le plan logistique et qu'ils peuvent être la seule option si les témoins appropriés n'existent pas (avant/après) ou si les données d'avant la construction ne sont pas disponibles (témoin/effet).

Les analyses pour estimer les effets sur l'habitat à l'aide des plans BACI, BA et CI sont relativement simples. L'approche principale consiste à effectuer une analyse de la variance (ANOVA) bilatérale, qui comprend les principaux effets du temps (avant et après l'effet) et de l'espace (site touché et site témoin), ainsi qu'une interaction entre le temps et l'espace. L'effet principal du temps indique une différence entre avant et après (figure 5B), et l'effet principal de l'espace indique une différence entre le site témoin et le site modifié (figure 5C). Cependant, le paramètre clé est l'interaction entre le site et l'année, qui indique que le site modifié a changé avec le temps, mais pas le site témoin (figure 5A). Pour les plans BA ou CI, les paramètres clés sont simplement les effets principaux du temps ou de l'espace, respectivement. L'importance des estimations des paramètres est souvent déterminée à l'aide de valeurs de signification (c.-à-d. alpha) de $< 0,05$; cependant, bien que cette valeur soit omniprésente dans les vérifications d'hypothèse classiques, elle est arbitraire et ne convient peut-être pas à tous les programmes de surveillance (Mudge *et al.* 2012, Bradford *et al.* 2017). Dans le cas des plans non équilibrés, d'autres approches (p. ex. le maximum de vraisemblance restreinte) peuvent être utilisées pour tenir compte des différences dans le nombre d'années avant et après l'effet (Robinson 1987).

Une autre approche consiste à calculer la différence entre les valeurs du site témoin et celles du site modifié, puis à effectuer un test à deux facteurs (entre avant et après). Un paramètre important indiquera que les sites témoin et modifié ont changé différemment d'avant à après l'effet. Smokorowski et Randall ont (2017) comparé les résultats de leurs données à l'aide de l'ANOVA bilatérale, et la différence entre le témoin et l'effet à l'aide du test-t. Les tests-t ont révélé des différences dans les communautés d'invertébrés avant et après les changements de débit, mais l'ANOVA bilatérale n'en a indiqué aucune. Quelle que soit l'approche statistique, il est important de noter que la vérification d'hypothèse classique n'est peut-être pas la façon la

plus appropriée pour évaluer statistiquement les changements dans la fonction de l'habitat (Munkittrick 2009, Mudge et al. 2012) (voir la section Considérations pour tous les plans de surveillance).

CONDITIONS DE RÉFÉRENCE ET POINTS DE REPÈRE

Les conditions de référence et les points de repère fournissent des valeurs qui représentent une condition attendue (souvent à partir de sites où il n'y a pas de perturbation humaine importante ou qui sont peu perturbés) pouvant servir à évaluer l'état écologique d'un site modifié (Stoddard et al. 2006). Ces valeurs sont souvent dérivées d'une distribution des valeurs mesurées sur des sites de référence, mais elles peuvent aussi être dérivées d'expériences ou de modèles. Les approches générales qui appliquent le concept de conditions de référence et de points de repère sont l'approche des conditions de référence (ACR) et l'approche de la plage normale (NRA). Les données biologiques et physiques peuvent être utilisées avec l'une ou l'autre approche; cependant, l'approche des conditions de référence est généralement utilisée avec les données des assemblages biologiques, en particulier les macro-invertébrés benthiques, alors que l'approche de la plage normale est appliquée avec des indicateurs biologiques et physiques plus simples. La principale différence entre les deux approches réside dans le cadre analytique utilisé pour déterminer la condition de référence ou les points de repère. Bien qu'il existe d'autres approches qui utilisent le concept des conditions de référence (Hawkins et al. 2010), nous présentons les plus courantes.

Approche des conditions de référence

L'approche des conditions de référence est l'un des plans de surveillance les plus utilisés pour la surveillance de l'environnement et était le plus courant dans les études que nous avons analysées, puisque 48 % (33/77) d'entre elles l'employaient. Ce plan de surveillance est appliqué à l'échelle nationale dans de nombreux pays et groupes de pays, dont le Canada, les États-Unis, l'Australie, la Nouvelle-Zélande et l'Union européenne (annexe A), et peut être utilisé avec des données sur l'habitat physique et les assemblages biologiques. Il compare les sites où l'habitat a été modifié (p. ex. changement positif – restauration; changement négatif – effets de l'industrie) aux conditions de référence. Les conditions de référence peuvent être établies en mesurant les sites de référence à l'état vierge, ou le moins touché.

Les sites de référence sont généralement l'objet d'une surveillance dans une région et représentent un large éventail d'états du site à partir desquels on détermine des catégories liées à la dégradation ou à la fonction (figure 6). Une réplification spatiale élevée des sites de référence est le fondement d'une approche efficace des conditions de référence. Une autre approche utilise la surveillance continue à long terme des aires protégées comme sites de référence. Le National Estuarine Research Reserve System, un réseau de 28 aires protégées représentant une gamme de régions biogéographiques dans l'ensemble des États-Unis, en est un exemple (Imperial et Hennessey 1996). Cette approche régionale pourrait être utile pour évaluer de plus grands réseaux hydrographiques lorsqu'il existe peu de sites de référence appropriés.

Les comparaisons entre les sites d'essai (modifiés) et les sites de référence exigent que les sites modifiés correspondent aux conditions de référence prévues par les sites de référence ayant des caractéristiques hydrogéomorphologiques similaires (Barbour 1998, Perrin et al. 2007). Ces caractéristiques sont choisies parce qu'elles ne sont pas influencées par les activités humaines (p. ex. gradient, taille du bassin versant, ordre des cours d'eau). Ce processus d'organisation des sites de référence en groupes de référence fournit une gamme naturelle de conditions et permet de déterminer les comparaisons appropriées entre les sites de référence et les sites modifiés, éliminant ainsi la nécessité de trouver le site témoin parfait.

Toutefois, des groupes de référence distincts sont nécessaires pour que les erreurs de classification liées à l'affectation des sites modifiés aux groupes de référence ne réduisent pas la puissance de l'essai entre l'état du site modifié et celui du site de référence.

L'approche ACR offre une certaine souplesse opérationnelle en ce sens que les sites de référence peuvent être ajoutés et maintenus indépendamment des sites modifiés lorsque le moment de la surveillance est déterminé par les autorisations aux termes de la *Loi sur les pêches*. S'il existe un ensemble régional de sites de référence, le MPO ou le promoteur n'a besoin de mesurer que le site modifié. Cela permettrait aux organismes de réagir facilement et rapidement aux besoins de surveillance associés aux autorisations parce qu'il n'y aurait pas de planification des sites de référence pendant le processus d'autorisation.

Les analyses de l'approche ACR comportent deux composantes analytiques principales lorsqu'elles sont appliquées aux données des assemblages biologiques (périphyton, macro-invertébrés et poissons). En bref, une analyse de classification est utilisée pour regrouper les sites de référence en fonction de leur biote. Il existe des compromis importants pour déterminer l'organisation des sites de référence en groupes. L'organisation des sites de référence en de nombreux groupes de référence plus petits ayant des attributs écologiques plus restreints augmentera la sensibilité aux perturbations (diminution des erreurs de type I), mais peut augmenter les erreurs de classification (affectation d'un site d'essai au groupe de référence approprié), tandis que la classification dans moins de groupes de référence plus grands ayant des attributs écologiques plus larges pourrait réduire la sensibilité aux perturbations (augmentation des erreurs de type I), mais abaissera le taux d'erreur de classification (Perrin et al. 2007). Une analyse discriminante est ensuite utilisée pour construire un modèle à partir des données de référence, qui assigne le site modifié à un groupe de référence en fonction des variables environnementales du site touché. Une fois qu'un site modifié est assigné à un groupe, on compare le biote du site touché à celui de la communauté de référence (figure 6). Cette approche analytique (ou une variante) est utilisée dans les RIVPACS (River Invertebrate Prediction and Classification System) du Royaume-Uni, les AUSRIVAS (Application of the Australian river bioassessment system) d'Australie et les BEAST (évaluation des sédiments benthiques) du Canada. Les méthodes diffèrent généralement selon qu'elles utilisent des mesures taxonomiques basées sur la présence (RIVPACS, AUSRIVAS) ou sur l'abondance (BEAST). L'incertitude dans l'attribution des sites aux catégories de niveaux de dégradation peut être représentée par des ellipses de probabilité dans l'espace d'ordination (Perrin et al. 2007). Les ellipses entourant les valeurs des coordonnées du site de référence représentent approximativement leur distribution. Par exemple, si les coordonnées d'ordination d'un site modifié se situent à l'intérieur de l'ellipse de 90 %, où 90 % des coordonnées du site de référence se trouvent dans cette région, il serait classé comme n'étant pas soumis à des stress. Si les coordonnées d'un site d'essai se trouvent à l'extérieur de cette région, où il n'existe que très peu de coordonnées pour les sites de référence, il serait classé comme étant dégradé.

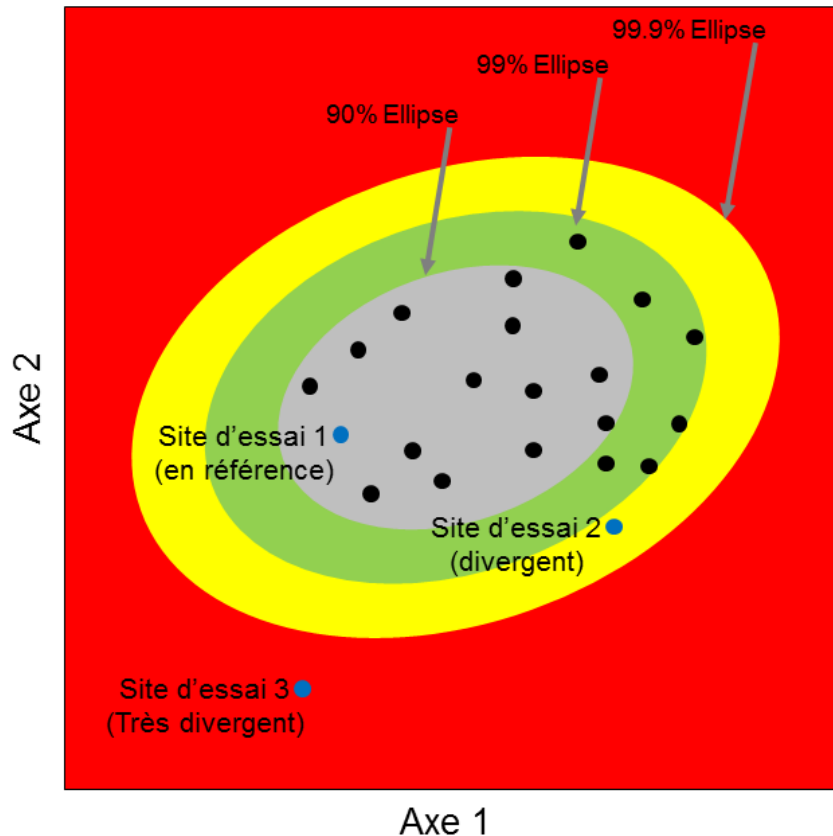


Figure 6. Distribution hypothétique de 19 sites de référence (cercles noirs) et de trois sites d'essai (cercles bleus) dans un espace d'ordination multivarié. Les sites qui se trouvent à proximité du centroïde (centre des axes 1 et 2) sont les plus similaires à tous les autres sites. Les ellipses colorées sont générées à partir des données du site de référence et représentent les 90e, 99e et 99,9e centiles des distributions, chacune correspondant à différents niveaux de similarité au centroïde. Par exemple, le site d'essai 1 se trouve dans la zone grise du graphique, ce qui indique qu'il est dans une région de l'espace d'ordination qui comprend 90 % des sites de référence. Cela signifie qu'il est dans la distribution de référence et qu'il est considéré comme étant « dans une condition de référence ». Le site d'essai 2 se trouve dans la région jaune, ce qui indique qu'il se trouve dans une région qui comprend 99,9 % des sites de référence et qu'il est considéré comme « divergent » de la condition de référence. Enfin, le site d'essai 3 se trouve dans la région rouge, où se trouveraient moins de 0,01 % des sites de référence, et il est « très divergent » de la condition de référence.

Dans un rare test de la performance des approches statistiques pour l'approche ACR, et couramment utilisé dans les programmes nationaux, Bailey et ses collaborateurs (2014) ont constaté que les méthodes classiques entraînaient une plus grande incertitude (moins d'erreurs de type I et de type II) pour déterminer si un site modifié était dans une condition de référence comparativement à plusieurs approches plus récentes (par exemple, apprentissage machine, approches bayésiennes). Ils ont mis à l'essai ces approches statistiques à l'aide de trois grands ensembles de données régionaux sur les assemblages de macro-invertébrés provenant de rivières franchissables à gué en Australie et au Yukon, et de sites lotiques littoraux dans les Grands Lacs. Les méthodes actuelles utilisées par le programme du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) (Évaluation benthique des sédiments) ont été appliquées à l'ensemble de données du Territoire du Yukon et ont donné des taux élevés d'erreurs de type I (déterminer qu'un site est dans une condition de référence quand il ne l'est pas) et une faible

puissance pour détecter la gravité de la dégradation. Plus précisément, 30 % des sites indiqués comme étant dans une condition de référence ne l'étaient pas, et seulement 35 %, 40 % et 45 % des sites légèrement, modérément et gravement dégradés, respectivement, ont été correctement classés comme tels. Les méthodes d'apprentissage machine mises au point par Feio et ses collaborateurs (2014) ont réduit le taux d'erreurs de type I de 15 % et ont augmenté la puissance d'attribution de la dégradation, ce qui a permis de déterminer correctement que 25 %, 68 % et 78 % des sites avaient été dégradés légèrement, modérément et gravement, respectivement. Bon nombre des améliorations analytiques portent sur la mise en correspondance des sites de référence avec les sites modifiés. Bailey et ses collaborateurs (2014) recommandent que les programmes de bioévaluation à grande échelle, tels que RCBA, AUSRIVS et RIVPACS, adoptent des méthodes analytiques plus récentes. En outre, l'évaluation de trois ensembles de données différents a démontré la variabilité de la performance de toutes les méthodes et souligne qu'il faut faire preuve de prudence lorsqu'on applique ces méthodes à des échelles nationales et régionales.

Bien que l'approche des conditions de référence soit la plus couramment utilisée pour les programmes de surveillance normalisée à grande échelle, nous avons relevé plusieurs défis fréquemment reconnus concernant l'utilisation de l'approche ACR pour évaluer la fonction des habitats aquatiques :

1. Déterminer des sites de référence appropriés. Brinson et Rheinhardt (1996) ont reconnu qu'il s'agissait là d'un défi majeur. Il est difficile de choisir des sites de référence appropriés pour évaluer de grands plans d'eau comme les fleuves, les lacs ou les estuaires, car il y a peu de comparateurs adéquats dans une région. Par exemple, il n'y a que 11 rivières en Amérique du Nord qui répondent à la définition d'un fleuve (Angradi et al. 2009), et elles sont toutes situées dans des régions différentes. D'autres méthodes de sélection des sites de référence peuvent s'avérer nécessaires, comme l'échantillonnage longitudinal des sites les moins perturbés dans le bassin hydrographique de la rivière. La structure en réseau des rivières conduira à des valeurs intrinsèquement corrélées entre les sites, et une analyse spatiale pourrait être nécessaire pour remédier au manque d'indépendance entre les sites. Une autre solution serait d'utiliser des points de repère élaborés à partir de sources de données existantes. Il sera également difficile d'appliquer l'approche ACR pour évaluer les écorégions fortement touchées parce qu'il y aura peu de sites vierges ou ayant subi des perturbations minimales. Par exemple, l'écorégion du lac Érié-lac Ontario est la plus diversifiée au Canada, mais 78 % du territoire a été aménagé (Crins et al. 2009). Pour régler ce problème, d'autres ont modifié la définition d'un site de référence pour en faire le « meilleur site disponible » ou le « site le moins perturbé ». Cela a d'importantes répercussions sur la façon dont les sites touchés sont évalués. Le choix des sites de référence peut poser des défis semblables pour évaluer les zones marines côtières associées à des zones très touchées (p. ex. Vancouver, Halifax).
2. Coût de l'élaboration et de la mise à jour des sites de référence. Pour que l'approche ACR soit efficace, il est important de disposer d'un ensemble de sites de référence pouvant être comparés aux sites modifiés. Le coût de la surveillance des sites de référence peut être considérable. Ces coûts varieront en fonction de la spécificité régionale de la zone. Il est important d'évaluer les compromis entre l'allocation de fonds pour la surveillance de nouveaux sites de référence, la répétition de sites de référence et les sites touchés. L'augmentation du nombre de sites de référence pourrait entraîner une réduction de la fréquence de leur réévaluation ou du nombre de sites touchés pris en compte aux fins de l'évaluation. Il faut trouver un équilibre pour optimiser ces compromis sur la taille de l'échantillon.

-
3. Puissance statistique inférieure à celle d'un plan BACI. Généralement, une évaluation de la fonction d'un site touché à l'aide de l'approche ACR entraînera plus d'incertitude qu'une approche BACI ou BA bien conçue. La méthode ACR permet de trouver un compromis entre la spécificité spatiale et l'incertitude statistique. Dans la plupart des cas, l'élaboration d'une vaste base de données sur les sites de référence permettra de faire des comparaisons avec de nombreux sites touchés. En revanche, une seule étude BACI ne sera pertinente que pour un seul site touché, mais l'incertitude statistique pour détecter les changements sera beaucoup plus faible que dans l'approche ACR.

Approche de la plage normale

L'approche de la plage normale applique le concept des conditions de référence en ce sens que les valeurs mesurées sur les sites d'essai sont comparées à une certaine distribution prévue des valeurs dérivées de l'information existante sur les besoins en habitat. L'approche de la plage normale permet de vérifier si les valeurs du site d'essai se situent en dehors de la plage « normale » des valeurs. Il s'agit d'un cadre analytique souple qui ne nécessite pas de plan d'étude particulier. L'application de l'approche de la plage normale implique généralement une comparaison des sites d'essai (modifiés) et des sites de référence à l'échelle du site et à l'échelle régionale, mais elle peut aussi s'appliquer aux données recueillies à l'aide d'autres plans d'étude, y compris les plans « avant/après » et BACI, ainsi que l'approche ACR (Kilgour *et al.* 2017).

L'approche NRA utilise l'information sur les exigences en matière d'habitat ou d'autres mesures du rendement de l'habitat ou du poisson, par exemple les caractéristiques biologiques du poisson comme indicateurs des changements de l'habitat (Arciszewski *et al.* 2017); des valeurs optimales qui peuvent avoir été établies à partir d'études en laboratoire (p. ex. oxygène dissous, température); des valeurs qui peuvent exister dans la documentation, comme les données sur les préférences en matière d'habitat; ou des données propres au site recueillies pour la question à l'étude. Les modèles élaborés à partir d'études sur le terrain qui décrivent les relations entre l'habitat et les mesures de la productivité du poisson (Sharma et Hilborn 2001) peuvent également servir à déterminer des points de repère ou des valeurs seuils pour les indicateurs de l'habitat. Cette approche serait particulièrement utile pour les espèces bien étudiées. La Politique concernant le saumon sauvage du Canada (MPO 2005) a adopté cette approche pour établir des points de repère à partir des sources de données existantes pour les indicateurs de l'état de l'habitat du saumon du Pacifique (Stalberg *et al.* 2009).

Un cadre de référence régional a également été élaboré pour évaluer la productivité du poisson (Randall *et al.* 2017). Le but de ce cadre est de déterminer le seuil inférieur ou le point de repère pour la productivité du poisson associée aux habitats de compensation. Le MPO (2014) fournit également un cadre qui établit un lien entre la productivité du poisson et l'état de l'habitat et peut servir à établir des points repères pour les valeurs des indicateurs qui définissent les limites supérieure et inférieure influant sur la productivité. L'application de ce cadre à la prise de décisions propres au site exigerait de quantifier la productivité et l'état du site en question, ainsi que des valeurs seuils qui décrivent le moment où les changements de l'habitat ou l'état des espèces entraînent des changements pertinents dans la productivité du poisson; par exemple, quand les changements d'un agent de stress n'ont plus d'incidence sur la productivité d'un habitat ou d'une population ou, inversement, quand ils compromettent la capacité de l'habitat ou de l'espèce à contribuer à la productivité d'une pêche (MPO 2014). Si ces valeurs seuils pouvaient être déterminées pour des mesures de gestion et des facteurs de stress particuliers, et avec suffisamment d'information sur l'état et la productivité de l'écosystème en question, le cadre pourrait constituer une approche rentable de la surveillance fonctionnelle.

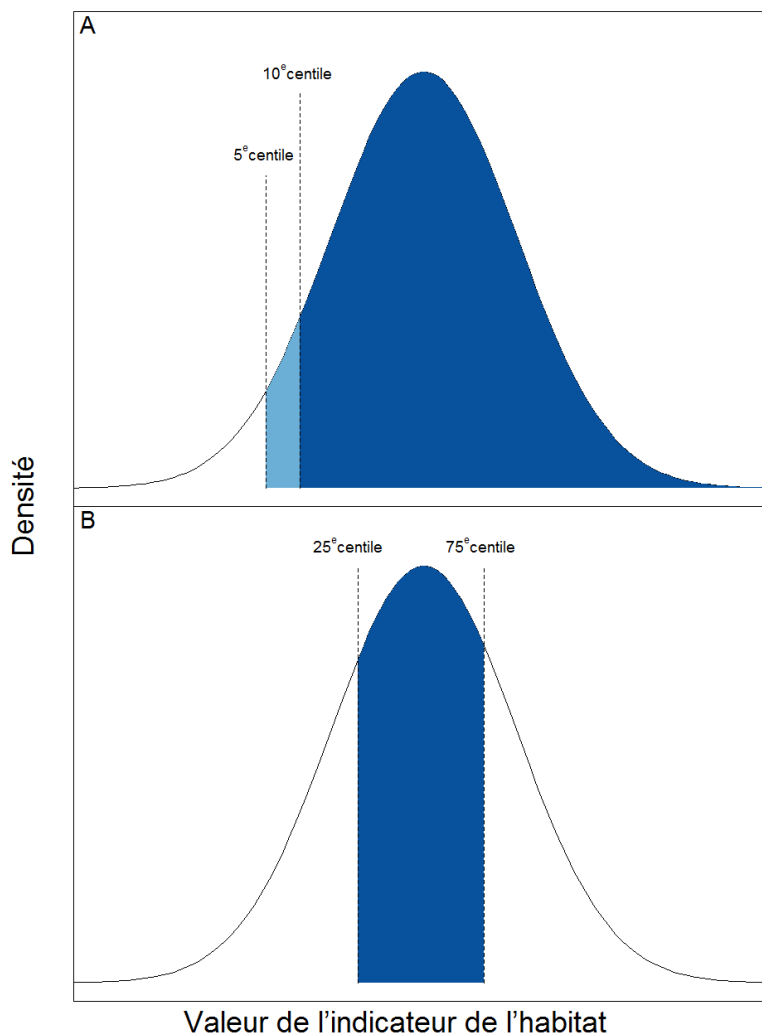


Figure 7. Distribution hypothétique d'une valeur d'indicateur de l'habitat pour un ensemble de sites de référence. Si la valeur d'un indicateur de l'habitat pour un site modifié se situait dans les zones ombragées, l'indicateur de l'habitat serait réputé se trouver dans la plage normale. Les différents niveaux d'ombrage indiquent la certitude avec laquelle une valeur est classée comme étant dans la plage normale et représentent le taux d'erreur de type I; l'ombrage bleu clair représente du 5e au 10e centile de la distribution, et il est moins certain que les valeurs qui se situent dans cette région de la distribution soient dans la plage normale (c'est-à-dire pas de perturbation). L'ombrage bleu foncé représente du 10e au 100e centile de la distribution, et il est plus certain que les valeurs qui se situent dans cette région de la distribution soient dans une condition de référence. Nous illustrons comment cela serait utilisé avec l'indicateur de l'habitat « % de couverture ». En général, la quantité de couvert dans un cours d'eau a une relation positive avec la productivité du poisson; par conséquent, si les valeurs pour un site modifié se situaient à l'extrémité inférieure de la distribution (p. ex. 2 % de la superficie évaluée était constituée d'un couvert), alors que 95 % des valeurs pour les sites de référence sont > à 10 %, on supposerait, d'après cet indicateur, que le ruisseau ne se situe pas dans la plage normale et est probablement dégradé. B) L'ombrage indique les valeurs entre les points de repère bas (25e centile - gauche) et haut (75e centile - droite) utilisés par Anlauf et ses collaborateurs (2009). Cet exemple convient mieux aux indicateurs pour lesquels il existe une valeur optimale, comme la taille du substrat de frai pour les salmonidés, où un substrat trop petit étouffe les œufs en incubation et un substrat trop grand rend difficile l'excavation des nids par le saumon en frai.

Pour les évaluations de l'habitat physique, les sites modifiés et les sites de référence font l'objet d'une enquête et les indicateurs sont mesurés ou notés. On compare les notes du site modifié et du site de référence pour déterminer dans quelle mesure un site modifié se rapproche de la plage normale (Barbour 1998) (figure 7). La distribution des valeurs des indicateurs de l'habitat des sites de référence sert à déterminer les points de repère qui définissent les limites des différentes catégories de dégradation ou de fonction (Anlauf et al. 2009) (figure 7B). Par exemple, Anlauf et ses collaborateurs (2009) comparent les valeurs de 16 paramètres physiques de l'habitat dans les cours d'eau à saumon coho de l'Oregon entre les sites modifiés et les sites de référence. Ils utilisent les 25^e et 75^e centiles (représentant respectivement les valeurs basse et élevée) de la distribution des sites de référence pour déterminer les points de repère bas (< 25^e %), moyen (> 25 % et < 75 %) et élevé (> 75 %). Ces points de repère permettent de déterminer où se situent les valeurs des sites modifiés par rapport à celles des sites de référence, et donc le niveau de dégradation ou de fonction. Les taux d'erreur peuvent être modifiés en sélectionnant des règles de décision différentes, de sorte que les centiles inférieur et supérieur (p. ex. le 5^e et le 95^e) abaissent généralement les taux d'erreur de type I, mais augmenteront les taux d'erreur de type II. La façon dont les différentes règles de décision influent sur les taux d'erreur dépendra de la position des valeurs du site modifié par rapport à la plage normale (c.-à-d. la distribution des conditions de référence).

Kilgour et ses collaborateurs (2017) présentent les améliorations apportées aux méthodes classiques pour déterminer si un site modifié se situe en dehors de la plage normale. Il s'agit notamment des variantes fondées sur l'ANOVA et des intervalles de tolérance. Les intervalles de tolérance peuvent être estimés pour les limites supérieure et inférieure d'une distribution de référence (p. ex. le 5^e centile de la distribution) et offrent l'avantage supplémentaire d'inclure l'incertitude entourant les centiles de la distribution.

Les notes des indicateurs de l'habitat fondés sur une évaluation qualitative ou une opinion d'expert peuvent également servir à évaluer l'habitat, lorsque la somme des notes représente la note globale pour la dégradation ou la fonction (voir Indices et notes dans la section Paramètres de mesure de la fonction). On compare la note d'un site modifié à celles des sites de référence afin de déterminer son niveau de dégradation (Barbour 1998). Cette démarche est semblable à l'élaboration de valeurs repères pour différentes catégories de dégradations et, d'après notre examen, a reçu beaucoup moins d'attention que les méthodes statistiques appliquées à l'approche des conditions de référence, qui utilise des données des assemblages biologiques.

En ce qui concerne les approches qui appliquent le concept des conditions de référence, la majeure partie des efforts de surveillance consiste à élaborer et à maintenir des sites de référence ou à établir des plages normales ou des points de repère, et beaucoup moins d'efforts sont consacrés à l'évaluation des sites touchés associés à chaque autorisation (Barbour 1998). Il faut un grand nombre de sites de référence dans une région pour déterminer avec précision la position du site touché par rapport à la condition de référence. Cette asymétrie de l'effort et de la surveillance continue sera un facteur majeur dans l'élaboration d'un programme de surveillance qui utilise des points de repère ou des conditions de référence comme comparateurs pour les sites modifiés; cependant, il est possible de réduire les coûts en utilisant l'information existante pour élaborer les points de repère ou les conditions de référence. Plutôt que de considérer chaque projet comme une évaluation indépendante, les organismes de comparaison ont besoin d'une gestion et d'un financement continus pour que la surveillance soit efficace. Toutefois, on peut réduire les coûts du programme en choisissant des paramètres qui sont rapides à mesurer, ce qui permet d'échantillonner de nombreux sites en peu de temps.

CONSIDÉRATIONS POUR TOUS LES PLANS DE SURVEILLANCE

Puissance statistique

Il peut être difficile de déterminer le niveau approprié de réplification, qu'il s'agisse du nombre de sites, d'années ou d'échantillons dans un site, et il varie selon les projets et les indicateurs. Les analyses de puissance peuvent être utilisées pour renseigner sur la façon dont la réplification influencera l'efficacité statistique (c.-à-d. la capacité de détecter un effet, s'il en existe).

L'efficacité statistique est influencée par la variation spatiale et temporelle de l'indicateur (p. ex. variance), la force de la relation entre l'indicateur et la réaction (p. ex. ampleur de l'effet) et la réplification (p. ex. nombre de sites, d'années, de parcelles). Les analyses de puissance peuvent être effectuées selon des méthodes standards pour des analyses statistiques simples, ou de simulations pour des approches de modélisation plus complexes (Johnson et al. 2015).

Toutefois, pour de telles analyses, un certain nombre d'hypothèses sur la variabilité spatiale et temporelle des indicateurs et des amplitudes de l'effet propres à l'étude et aux indicateurs sont nécessaires. Les hypothèses peuvent être affinées à l'aide d'études pilotes ou de valeurs tirées des ouvrages présentant des études comparables. Les analyses de puissance devraient être utilisées aux étapes de la conception et de la planification d'un programme de surveillance. Les principes généraux qui peuvent guider l'examen des différents éléments de la reproduction (p. ex. sites, années, parcelles, équilibre du plan) sont décrits ci-après.

En général, un plus grand nombre d'années de données augmentera l'efficacité statistique. Au fur et à mesure que de nouvelles années de données sont recueillies, les moyennes estimées pour un indicateur se rapprochent des moyennes réelles, ce qui réduit la probabilité d'un résultat trompeur. Toutefois, l'ajout d'années de données dans un plan déséquilibré sera moins avantageux que si l'on ajoute des années à un plan équilibré. Un plan équilibré comportant un nombre égal d'années avant et après fournira plus d'efficacité statistique qu'un plan déséquilibré avec le même nombre total d'années. Par exemple, O'Neal et ses collaborateurs (2016) comparent l'efficacité de différents types de restauration pour les salmonidés. Dans leur étude, ils ont examiné les effets des activités de restauration des cours d'eau sur les indicateurs d'eau douce en calculant la variance des effets moyens (c.-à-d. effet – témoin) pour différentes combinaisons du nombre d'années avant et après restauration. Les plans équilibrés ont toujours fourni le multiplicateur de la variance le plus bas pour un nombre donné d'années. Ils montrent également que le fait d'augmenter le nombre d'années de données recueillies avant la restauration de un à deux ans a eu pour effet de réduire davantage la variance de leur effet moyen que si l'on augmente le nombre d'années de données recueillies après la restauration de 1 à 10 (figure 8); cela suggère qu'il faudrait recueillir au moins deux ans de données avant le projet et les faire correspondre à la collecte de deux années de données après le projet. Il peut être difficile d'acquérir des données avant un projet, mais le compromis entre le nombre d'années avant et après et l'équilibre du plan justifie fortement d'investir dans des données sur la période précédant le projet lorsque cela est possible. Comme il n'est pas possible d'ajouter des années à la collecte de données sur la période précédant le projet après la modification, cette approche exige que le plan soit déterminé à l'avance et préconise une planification préalable.

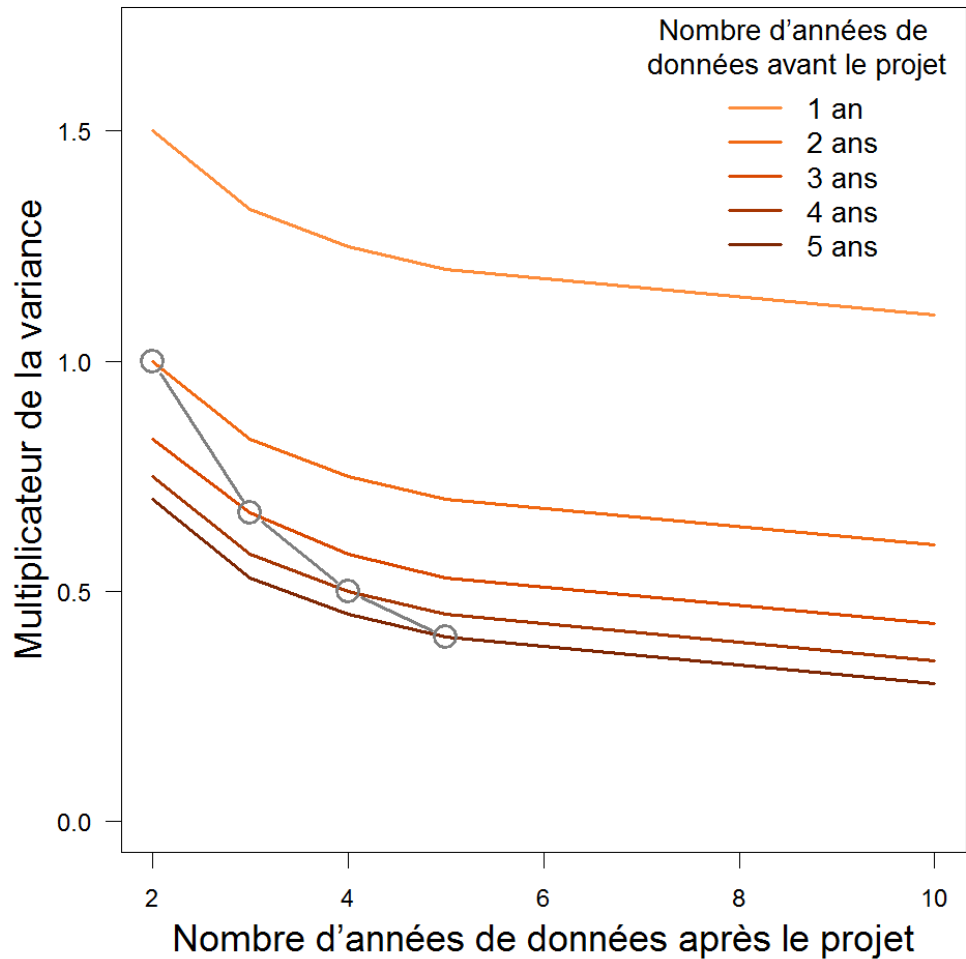


Figure 8. Représentation graphique des multiplicateurs de la variance (variance relative) et du nombre d'années de collecte de données avant (lignes colorées) et après l'achèvement d'un projet (axe des x). Le multiplicateur de la variance représente la variance de la mesure de la différence moyenne (effet – contrôle). Les lignes et les points gris indiquent un plan équilibré où il y a un nombre égal d'années de données recueillies avant et après le projet. Les données sont tirées de O'Neal et al. (2016).

Il est également important de tenir compte de la fréquence des événements d'échantillonnage et des intervalles qui les séparent. En reprenant une étude de neuf ans visant à déterminer les effets des débits de pointe sur les macro-invertébrés benthiques et les communautés de poissons, Smokorowski et Randall (2017) ont manipulé la réplication temporelle d'un plan BACI et se sont demandé si leurs résultats pourraient changer, et comment. Ils ont constaté que l'échantillonnage intermittent (p. ex. 1, 3 et 6 ans après l'effet) produisait des résultats incertains par rapport à la surveillance continue (p. ex. 1, 2, 3, 4, 5 et 6 ans après l'effet).

En général, un plus grand nombre de sites et d'échantillons à l'intérieur des sites augmentera l'efficacité statistique. Beneditti-Cecchi (2001) a utilisé une approche de simulation pour examiner comment la réplication à plusieurs échelles (c.-à-d. le nombre de sites, d'événements d'échantillonnage et de parcelles) a influencé l'efficacité statistique et les erreurs de type I en utilisant un plan « au-delà de BACI » (Beyond-BACI) comprenant jusqu'à quatre sites, huit événements d'échantillonnage (par exemple, quatre ans avant et quatre ans après l'effet) et dix parcelles répliquées dans un site. L'efficacité statistique était insensible à la façon dont le nombre de sites et d'événements d'échantillonnage étaient répartis. Par exemple, elle variait

peu si deux sites étaient échantillonnés quatre fois ou si quatre sites étaient échantillonnés deux fois. Cela donne à penser que les variations d'une année à l'autre et d'un site à l'autre étaient semblables. Cependant, l'efficacité statistique variait considérablement lorsque l'on augmentait le nombre de parcelles échantillonnées à l'intérieur d'un site. Parmi toutes les combinaisons de plan du nombre de sites et d'échantillonnages, la plus forte augmentation d'efficacité statistique s'est produite lorsque le nombre de réplicats est passé d'un à deux, et les augmentations de l'efficacité étaient souvent marginales après l'échantillonnage de cinq parcelles; on peut en déduire qu'un nombre de deux à cinq parcelles répliquées est le niveau le plus rentable de réplification à l'intérieur d'un site, dans ce cas. Par conséquent, le nombre minimal d'échantillons ou de réplicats doit être de deux, mais, dans la mesure du possible, il faudrait confirmer le nombre d'échantillons répliqués à l'aide d'une analyse de puissance.

Les indicateurs à faible variabilité spatiale et temporelle nécessiteront moins d'échantillons pour produire la même efficacité statistique qu'un indicateur à forte variabilité. Les indicateurs peuvent varier sur de nombreuses échelles, et le moment et l'emplacement où la variabilité existe constituent un contexte important pour savoir quand elle peut être utile. Par exemple, des indicateurs comme la température de l'eau présentent souvent de fortes variations diurnes et saisonnières. Cette variation peut être réduite en mesurant la température de l'eau au même moment de l'année et de la journée. Les indicateurs biologiques (p. ex. abondance et diversité des poissons et des invertébrés) affichent souvent de grandes variations, quel que soit le moment où ils sont échantillonnés, comparativement aux indicateurs de l'habitat, plus statiques (p. ex. morphologie du chenal, couvert). La distribution de la variabilité entre les échelles spatiales et temporelles peut être estimée à l'aide de modèles à effets mixtes et peut fournir de précieux renseignements pour la coordination des efforts d'échantillonnage (Li et al. 2001, Nakagawa et al. 2017).

Le pouvoir de détecter un effet, s'il existe, est directement lié à l'ampleur de cet effet. La surveillance fonctionnelle peut être appropriée dans les situations où l'on prévoit que les effets du projet seront faibles, faciles à atténuer ou bien compris (MPO 2012); pour certains projets, l'ampleur de l'effet sera donc faible. Le faible effort d'échantillonnage d'un programme de surveillance fonctionnelle, conjugué à la réduction de l'ampleur des effets, compliquera la détection des changements dans la fonction de l'habitat s'ils existent (Peterman 1990, Rubin et al. 2017). Cependant, la sélection de paramètres simples à faible variabilité naturelle (p. ex. le substrat) peut améliorer la capacité de détecter les changements, encore plus qu'un programme intensif de surveillance de l'efficacité, qui utilise des paramètres à forte variabilité naturelle (p. ex. abondance des poissons). Il sera important de faire correspondre le plan statistique aux paramètres choisis pour que la surveillance soit efficace.

Approche fondée sur le poids de la preuve

Une approche fondée sur le poids de la preuve est un moyen utile d'évaluer les dégradations de l'environnement ou les effets environnementaux lorsque les données sont limitées et qu'il peut y avoir plusieurs sources de données à évaluer. Ces approches peuvent être puissantes dans la mesure où elles fournissent un moyen informel, mais cohérent, de combiner toutes les données ou tous les indicateurs disponibles, y compris les données circonstancielles (p. ex. mise en place de mesures d'atténuation, quantité de données) et quantitatives (p. ex. changements dans l'abondance, incertitude des effets) dans l'évaluation des effets. Par exemple, Connors et ses collaborateurs (2014) ont élaboré une approche fondée sur le poids de la preuve par le biais d'un examen par les pairs afin d'évaluer la probabilité de l'effet des projets hydroélectriques au fil de l'eau sur les populations de salmonidés. Cette structure s'est avérée particulièrement utile pour ces évaluations, car le nombre d'années de données de surveillance et la conception des projets au fil de l'eau variaient selon les sites. Ces deux facteurs sont

importants pour évaluer les effets sur les populations de saumon, car un plus grand nombre d'années fournira une plus grande efficacité statistique et on pense que certaines conceptions de projet auront des effets plus importants sur le saumon que d'autres. Étant donné que la surveillance fonctionnelle aura probablement une faible efficacité et sera appliquée à des effets bien compris, cette approche peut s'avérer utile. Elle pourrait réduire la probabilité que de faux positifs déclenchent des mesures de gestion, puisqu'il faudra prendre en considération à la fois les résultats de la surveillance et plusieurs autres critères liés aux changements dans la fonction de l'habitat à la suite des mesures de gestion actuelles.

Pas de données de référence

La collecte de données de référence nécessite d'y consacrer suffisamment de temps et d'efforts avant l'activité d'aménagement. Quatre-vingt-deux pour cent des études (63/77) que nous avons examinées n'avaient pas recueilli de données de référence. Dans tous les cas où des habitats compensatoires sont utilisés comme compensation, il n'y aura pas de données de référence pour l'habitat nouvellement créé. Toutefois, dans de nombreux cas, les compensations sont des habitats du même type (le nouvel habitat est censé assurer la même fonction que l'habitat touché) (Harper et Quigley 2005), ce qui permet d'établir des comparaisons entre les données sur les nouveaux habitats de compensation et les données préalables des anciens habitats touchés. Lorsqu'il est possible de recueillir des données avant et après une activité d'aménagement, les données sur l'habitat seraient suffisantes pour une comparaison avant/après dans de nombreux cas, mais pas nécessairement pour les indicateurs sur les poissons et autres indicateurs biotiques, qui sont souvent très variables dans le temps et l'espace. Il peut être déraisonnable pour certains projets d'attendre que les données avant la construction soient recueillies (p. ex. la stabilisation des berges pour lutter contre les inondations). Bien que certains plans de surveillance puissent être utilisés pour répondre à un besoin de surveillance immédiat (comme les plans témoin/effet, l'analyse de la tendance temporelle et l'approche de la plage normale), ils sont souvent moins souhaitables pour la raison évidente que les sites de comparaison sont, dans la plupart des cas, faussés par les variations spatiales et temporelles non prises en compte.

Statistiques et décisions de gestion

Il peut être difficile d'établir un lien entre les statistiques et les objectifs de gestion pour étayer les décisions. Bien que certains des exemples présentés dans les sections précédentes utilisent des tests classiques de l'hypothèse nulle et s'appuient sur la signification arbitraire (valeur- $p < 0,05$) des paramètres pour déterminer s'il y a eu un effet, cette approche n'est peut-être pas la plus appropriée pour l'inférence statistique et ne communique pas adéquatement l'incertitude de certaines estimations des paramètres. La vérification de l'hypothèse nulle vise à déterminer la probabilité que l'hypothèse contraire (il y a eu un changement dans la fonction de l'habitat) soit vraie si l'hypothèse nulle était vraie (aucun changement dans la fonction de l'habitat). Elle ne vérifie pas directement si l'hypothèse contraire est vraie (Bradford et al. 2017).

Bon nombre des études que nous avons examinées n'évoquaient qu'à peine ou pas du tout la question de savoir si une mesure de gestion était jugée efficace pour atteindre les objectifs de gestion. En revanche, O'Neal et ses collaborateurs (2016) ont évalué 65 projets de restauration, essentiellement la restauration de cours d'eau pour améliorer l'habitat du saumon dans le nord-ouest du Pacifique, et ont présenté les critères des décisions de gestion pour déterminer la réussite des projets. Leurs critères de réussite étaient bien définis et transparents. Ils comprenaient le test statistique (p. ex. le test-t), les comparateurs utilisés (p. ex. la moyenne avant le projet par rapport à la moyenne après le projet), la valeur de signification requise (valeur- $p < 0,10$) et l'ampleur de l'effet requise (p. ex. une augmentation de 20 % par rapport à

la situation de départ). Des moyens simples de communiquer les effets d'un test sur un site ou le rendement d'une mesure de gestion sont précieux et aident à relier la science à la gestion. Il est plus facile de communiquer l'incertitude et de tirer pleinement parti des données (Bradford et al. 2005) lorsque l'ampleur des effets est assortie des mesures de l'incertitude (p. ex. les limites de confiance) qu'avec la simple déclaration des valeurs-p.

Il est également utile pour les gestionnaires de déterminer les niveaux acceptables d'incertitude lorsqu'ils prennent des décisions. Bradford et ses collaborateurs (2017) suggèrent d'utiliser une approche qui définit les niveaux acceptables d'incertitude en définissant une « plage d'indifférence » lorsqu'on évalue un changement d'une ampleur donnée. Cette tolérance à l'incertitude, ou plages d'intolérance, peut être utilisée pour déclencher ou nuancer des décisions (Bradford et al. 2017). Par exemple, un taux de tolérance de $\pm 20\%$ de variation d'un indicateur, mesuré comme la différence entre les valeurs avant et après la construction, fournit à un gestionnaire les limites du niveau de variation acceptable. Cela signifie que pour une estimation moyenne d'un changement de moins de 20% , un gestionnaire conclurait que l'habitat est demeuré le même et aucune autre surveillance ne serait effectuée, alors que si un changement de plus de 20% était observé, une surveillance supplémentaire serait nécessaire. Cet exemple ne tient compte que du changement moyen (ampleur de l'effet). Cet exemple peut être poussé un cran plus loin en tenant compte de l'incertitude du changement moyen (figure 9). Le site 1 présente un changement faible et relativement certain (moyenne = 5% , $\pm 7,5\%$), alors qu'on a estimé que le changement était de 17% pour le site 2, avec des intervalles de confiance de $\pm 2\%$. Dans les deux cas, aucune surveillance supplémentaire ne serait nécessaire et aucune autre mesure de gestion ne serait prise. Pour le site 3, l'effet moyen était de 12% – entre les sites 1 et 2 –, mais les intervalles de confiance étaient de $\pm 15\%$ (c.-à-d. que l'intervalle de confiance croise 20%), ce qui aurait déclenché une décision (p. ex. poursuite de la surveillance fonctionnelle, de la surveillance de l'efficacité ou compensation supplémentaire). Cette approche intègre l'ampleur de l'effet et l'incertitude dans le processus décisionnel.

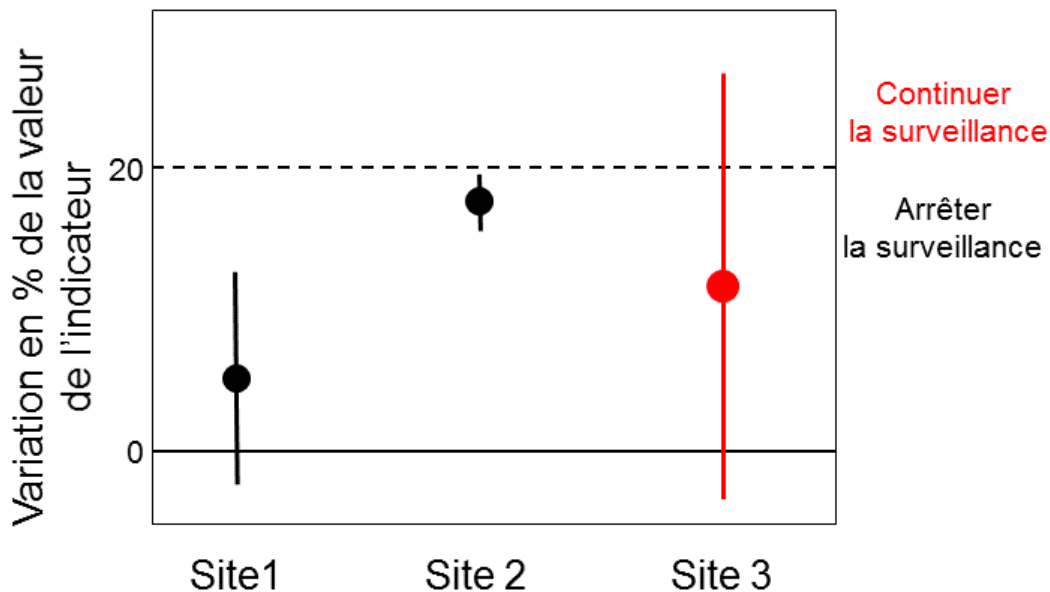


Figure 9. Changement moyen hypothétique et incertitude (intervalles de confiance (IC) de 95 %) d'une valeur d'indicateur pour trois sites d'essai. La ligne horizontale pleine représente la situation sans changement et la ligne horizontale en pointillés, le point de repère pertinent pour la gestion, soit un changement de 20 %. Si un changement dépasse ce point de repère, la surveillance se poursuivra, mais si le changement est inférieur à ce niveau, la surveillance cessera. Il y a eu un changement de 5 % (IC inférieur : -2,5 %, IC supérieur : 12,5 %), de 17 % (IC inférieur : 15 %, IC supérieur : 19 %) et de 12 % (IC inférieur : -3 %, IC supérieur : 27 %) aux sites 1, 2 et 3. Si un gestionnaire ne tenait compte que de l'effet moyen, il ne déclencherait aucune activité de gestion supplémentaire (c.-à-d. que la surveillance cesserait). Toutefois, s'il tenait compte de l'incertitude entourant le changement moyen, il déclencherait une surveillance supplémentaire. Cet exemple montre comment la prise en compte de l'incertitude peut influencer les décisions de gestion.

Les décisions de gestion fondées sur des analyses statistiques qui évaluent les dégradations de l'environnement doivent tenir compte non seulement de l'ampleur de l'effet, mais aussi de l'incertitude; elles doivent également quantifier l'incertitude. De plus, la structure décisionnelle de la gestion doit intégrer cette incertitude dans le processus décisionnel. Cependant, toutes les analyses ne fournissent pas l'ampleur de l'effet et n'intègrent pas ou ne quantifient pas l'incertitude. Les analyses multivariées actuellement utilisées par le Réseau canadien de biosurveillance des invertébrés benthiques aquatiques, par exemple, n'indiquent pas l'ampleur de l'effet, ce qui rend difficile la comparaison des effets entre plusieurs études, qui serait nécessaire pour une méta-analyse. Les méthodes d'analyse actuelles ne permettent pas d'incorporer la réplication temporelle et ne donnent pas l'incertitude pour les estimations des valeurs du site dans l'espace d'ordination. Pour y remédier, on peut recourir à des simulations pour quantifier l'ampleur de l'effet et une portion de l'incertitude, mais elles sont quelque peu déconnectées de l'analyse initiale et ne font pas partie de l'approche normalisée. Par conséquent, il faut faire preuve de prudence lorsqu'on utilise ces cadres de surveillance pour étayer les décisions de gestion.

Il serait important que les gestionnaires déterminent comment l'information provenant des programmes de surveillance fonctionnelle sera interprétée et utilisée pour prendre des décisions. La détermination des sources de données nécessaires pour prendre des décisions et les résultats des décisions dont disposent les gestionnaires sont des étapes cruciales qui sont

souvent négligées lors de la conception d'un programme de surveillance et qui doivent être prises en compte dès le départ.

ÉVALUATION RAPIDE

Une caractéristique importante de la surveillance fonctionnelle est qu'elle utilise souvent des techniques d'évaluation rapide. Les évaluations rapides sont employées partout dans le monde pour déterminer la fonction des habitats aquatiques (p. ex. aux États-Unis, en Australie, en Nouvelle-Zélande, en Afrique du Sud, dans l'Union européenne et au Canada). Il existe de nombreuses définitions de ce qui constitue une évaluation « rapide » dans la littérature. Les définitions varient en ce qui concerne la portion du processus d'évaluation prise en considération pour déterminer si une évaluation est rapide (p. ex. planification sur le terrain, collecte de données, analyse en laboratoire, gestion des données, analyse, rapports). Par exemple, le temps nécessaire pour sélectionner les sites (p. ex. sites témoins ou de référence) ou pour traiter les échantillons et analyser les données n'est souvent pas pris en compte, alors qu'il peut être très long. De nombreuses études utilisent la définition donnée par Sutula et ses collaborateurs (2006) et Fennessy et ses collaborateurs (2007), qui définissent une évaluation rapide comme étant moins d'un jour pour effectuer la surveillance (p. ex. moins d'une demi-journée pour deux personnes pour l'échantillonnage sur le terrain et moins d'une demi-journée pour deux personnes pour la gestion des données, l'analyse et la production de rapports). Cohen et ses collègues ont (2005) défini une évaluation rapide comme étant moins d'une heure par site. Aux fins du présent rapport, nous utilisons les définitions de Sutula et ses collaborateurs (2006) et de Fennessy et ses collaborateurs (2007).

Les études ont été classées comme étant rapides (selon l'affirmation des auteurs) ou non (si l'auteur ne l'a pas indiqué, nous avons procédé à notre propre évaluation), ou peu claires (si l'information présentée dans le document ne nous a pas permis d'évaluer). Quarante pour cent des études n'étaient pas rapides (22 %), selon notre définition, ou étaient peu claires (18 %).

Toutes les enquêtes de l'habitat physique qui avaient été déclarées rapides par les auteurs répondaient à notre définition. Cependant, 72 % (28/39) de ces études comprenaient des paramètres relatifs aux macro-invertébrés, ce qui signifie que seule la composante sur le terrain était réellement rapide; par conséquent, ces études n'ont pas été considérées comme rapides pour nos besoins. Ces études ont souvent été associées à l'expression « bioévaluations rapides », qui se réfère uniquement à l'échantillonnage sur le terrain. Cela pose problème parce que l'effort (c.-à-d. le temps et l'expertise) requis pour identifier les animaux à un niveau de résolution taxonomique significatif sur le plan écologique peut être considérable. Par exemple, on estime qu'il faut entre 36 et 48 heures pour compter et identifier tous les invertébrés d'une seule unité d'échantillonnage, alors que les échantillons sont souvent prélevés dans plusieurs unités (Pallottini et al. 2017). Fennessy et ses collègues (2007) ont passé en revue 40 méthodes d'évaluation rapide pour les zones humides et étaient d'avis que de nombreuses méthodes n'étaient pas rapides (c.-à-d. moins d'un jour au total - moins d'une demi-journée sur le terrain et moins d'une demi-journée pour l'analyse et les rapports). Cependant, certains protocoles reposent sur une faible résolution taxonomique (p. ex. l'ordre et certaines familles clés) et pourraient correspondre à la définition plus typique d'une évaluation rapide (p. ex. Parsons et al. 2002, Törnblom et al. 2011, Doll et al. 2016a).

Aucune des évaluations rapides ne semble avoir pris en compte la planification sur le terrain ou le choix du site. Bien que le temps nécessaire pour identifier les sites témoins appropriés ou pour se rendre sur le terrain soit propre au site et très variable, ces étapes sont communes à tous les projets et ajouteront probablement beaucoup de temps à chaque évaluation sur le terrain. Le temps et le coût d'accès à un site éloigné pourraient être plus élevés que le coût de

l'étude proprement dite. De plus, il n'a pas été fait mention de l'utilisation d'enregistreurs de données pour surveiller les réseaux hydrographiques dans notre analyse documentaire. Les enregistreurs de données peuvent générer de grandes quantités de données utiles et nécessitent très peu de temps sur le terrain par rapport aux études sur le terrain. Bien que leur déploiement et leur récupération puissent être rapides, les enregistreurs de données nécessitent souvent plus d'une visite sur place et, dans certains cas, un étalonnage (p. ex. enregistreurs de la profondeur de l'eau et courbes de débit). Quoi qu'il en soit, les enregistreurs de données peuvent être un outil de surveillance rentable qui devrait être envisagé pour les programmes de surveillance qui comprennent des méthodes d'évaluation rapide.

PARAMÈTRES DE MESURE DE LA FONCTION

Les processus écologiques sont complexes, ce qui les rend difficiles à mesurer et à représenter quantitativement. Souvent, les indicateurs mesurés sur le terrain ne représenteront que partiellement une composante du processus écologique ou biologique d'intérêt, ou seront faussés par d'autres processus qui ne peuvent en être séparés. La sensibilité d'un indicateur aux changements dans un processus d'intérêt (c.-à-d. les changements écologiques) n'est qu'une des nombreuses caractéristiques dont il est important de tenir compte au moment de choisir les indicateurs pour un programme de surveillance. Les indicateurs peuvent également varier en matière de spécificité, de temps de réponse, de variabilité naturelle, de facilité de mesure et de coût. Bien que cette section fournisse une liste d'exemples de paramètres qui pourraient être mesurés, elle mettra l'accent sur les méthodes de mesure des indicateurs et les caractéristiques importantes qui devraient être prises en considération lors de la conception d'un programme de surveillance fonctionnelle. Comme la surveillance fonctionnelle se veut une version réduite de la surveillance de l'efficacité, nous nous inspirerons de la surveillance de l'efficacité (Smokorowski *et al.* 2015), le cas échéant; d'autres paramètres qui semblent utiles sont tirés de la documentation.

Nous avons classé l'habitat aquatique selon la fonction qu'il fournit pour les poissons. La surveillance fonctionnelle de l'habitat consiste à évaluer si les mesures de gestion fournissent les conditions nécessaires pour que les poissons puissent mener à bien leurs processus vitaux. Dans la *Loi sur les pêches*, il s'agit des frayères, des aires d'alevinage, de croissance, d'alimentation et de migration. L'annexe D présente des listes d'exemples d'indicateurs qui conviendraient à la surveillance fonctionnelle des cinq types d'habitats définis dans la *Loi sur les pêches*. La mesure de la fonction de l'habitat diffère des mesures de l'habitat physique en ce sens que les mesures de la fonction sont écologiquement ou biologiquement pertinentes pour le poisson. Les mesures de la fonction de l'habitat pourraient comprendre des mesures physiques, mais seulement si le contexte approprié est fourni. Par exemple, la catégorisation de la taille du substrat selon l'échelle de Wentworth (Wentworth 1922) n'est pas particulièrement pertinente pour caractériser la taille du substrat de l'habitat de frai du poisson en raison de l'échelle et de la classification non biologique des tailles. Par ailleurs, la quantification ou l'estimation visuelle de la proportion du substrat qui se situe à l'intérieur de la plage de taille optimale d'une espèce pour le frai et l'incubation peut fournir des renseignements utiles pour évaluer des hypothèses sur les relations entre l'habitat et la productivité du poisson (Braun et Reynolds 2014). L'hypothèse selon laquelle la plage de tailles optimale du substrat augmentera le succès du frai et la survie des embryons relie la mesure physique du substrat à la fonction de l'habitat de frai. Ainsi, la surveillance fonctionnelle met l'accent sur les mesures indirectes de la productivité du poisson, principalement les caractéristiques physiques et biologiques de l'habitat dont on suppose qu'elles soutiennent la production du poisson.

De façon générale, il existe quatre grandes catégories de mesures variables qui peuvent être utilisées pour caractériser la fonction de l'habitat du poisson : 1) les indicateurs et les substituts,

2) les indices et les notes, 3) les évaluations visuelles qualitatives fondées sur l'opinion d'experts et 4) les évaluations d'images numériques. Nous allons étudier ces différents types de mesures et leur capacité à détecter les changements, l'effort correspondant et leur facilité d'utilisation.

INDICATEURS ET SUBSTITUTS

Les indicateurs sont des quantités qui décrivent les changements dans l'état d'un autre processus, d'une autre population ou d'un autre habitat. Dans le contexte de la surveillance fonctionnelle de l'habitat du poisson, nous définissons un indicateur comme une certaine quantité qui décrit les changements de la productivité du poisson et dont on suppose qu'elle est liée à ceux-ci. Les indicateurs sont des quantités plus générales utilisées pour évaluer les changements dans la productivité du poisson et sont différents des paramètres, qui sont la représentation ou les quantifications précises d'un indicateur; voir les exemples à l'annexe D. Pour le contexte, la température est un indicateur et la température maximale est un paramètre qui est lié au stress physiologique et à la mortalité des populations de poissons. Les indicateurs peuvent aussi comprendre un ou plusieurs paramètres quantitatifs (p. ex. un indice multimétrique) ou être de nature qualitative (« perte de structure »). Les indicateurs peuvent assurer multiples fonctions de l'habitat. Par exemple, les lits de macrophytes fournissent à la fois couvert et nourriture aux poissons juvéniles, et le même paramètre peut être utilisé pour représenter les deux fonctions (p. ex. densité des pousses ou % de couverture de macrophytes). Toutefois, des paramètres différents peuvent être nécessaires pour décrire les fonctions d'autres indicateurs liés à plusieurs fonctions. Le substrat peut fournir un habitat de frai et d'incubation, ainsi qu'un couvert. Les paramètres du substrat pour le frai peuvent quantifier le pourcentage du substrat de frai (quantité de substrat dont la taille se situe à l'intérieur d'une plage de tailles précise), tandis que le couvert peut être le pourcentage du substrat qui est constitué de blocs rocheux. Idéalement, les indicateurs sont mesurés de manière à ce qu'il soit possible de dériver plusieurs paramètres d'un seul type de mesure, de sorte qu'ils puissent servir à évaluer plusieurs fonctions de l'habitat à divers cycles biologiques. L'utilisation d'enregistreurs de données est une approche utile pour exprimer les indicateurs très variables ou pertinents pour différents stades biologiques (p. ex. température et débit; annexe D). Les progrès technologiques en ont fait une option peu coûteuse pour la surveillance prolongée, pour laquelle il est ainsi possible de refléter une gamme de conditions ou de calculer différents paramètres.

Indices et notes

Les indices et les notes sont des types d'indicateurs qui sont construits en combinant différentes sources de données visant à fournir une représentation holistique de l'état ou de la fonction de l'habitat. Bien que les indices puissent être considérés comme un moyen attrayant de simplifier des processus écologiques complexes, d'aborder des questions statistiques associées au nombre de variables d'un modèle ou à la colinéarité, ils s'accompagnent d'un certain nombre de défis qui justifient la prudence lorsqu'on les utilise pour la surveillance écologique (voir la discussion à ce sujet dans Green et Chapman 2011 et les références qui y figurent).

Les indices multiparamétriques sont souvent utilisés lorsque de nombreux paramètres peuvent être calculés à partir d'un seul échantillon ou d'une seule enquête, et que les paramètres sont corrélés, mais représentent des composantes ou des processus légèrement différents de l'écosystème ou de l'habitat. Par exemple, les paramètres de la diversité (régularité, richesse, diversité de Shannon) sont souvent combinés à l'aide de méthodes d'ordination comme l'analyse des composantes principales pour générer un indice multiparamétrique de

l'assemblage des macro-invertébrés benthiques. Cette approche a été employée pour élaborer des indices des sédiments à l'aide de taxons sensibles aux sédiments (Turley et al. 2016). Ces indices peuvent surpasser les paramètres uniques pour ce qui est de la détection des différences d'effet entre les sites (Talman et al. 1996); cependant, beaucoup ont montré que les indices dérivés manquent de stabilité dans l'espace et dans le temps, ce qui les rend très spécifiques aux conditions dans lesquelles les données ont été recueillies (Hamilton et al. 2010, Green et Chapman 2011). Certaines informations contenues dans les données brutes sont également perdues, ce qui peut conduire à des interprétations trompeuses des données. Par conséquent, l'élaboration d'indices doit reposer sur des hypothèses et des processus liés à la productivité des poissons et les données utilisées pour les calculer doivent être présentées de manière à réduire le risque de mauvaise interprétation. Les indices servent également à traiter les pièges statistiques courants, tels que la colinéarité entre les variables qui peut réduire l'efficacité statistique en gonflant les erreurs-types (Zuur et al. 2010). Lorsque les variables sont fortement corrélées, il est plus simple de n'en utiliser qu'une seule, alors que lorsqu'il existe de nombreuses variables qui sont modérément corrélées, des méthodes statistiques multivariées comme l'ordination (p. ex. analyse des composantes principales, analyses de correspondance et positionnement dimensionnel non paramétrique) (Rice 2003) peuvent être utiles. Green et Chapman (2011) fournissent une évaluation critique des indices et mettent en garde contre leur utilisation en soulignant les considérations importantes s'ils sont utilisés.

Les notes de l'habitat sont une autre approche pour combiner plusieurs types d'information, mais elles diffèrent des indices multiparamétriques en ce sens qu'elles combinent des indicateurs (végétation, macro-invertébrés, habitat physique) qui visent à fournir un habitat avec une note holistique de la dégradation. Il existe un certain nombre de façons différentes d'établir des notes de fonction de l'habitat, qui vont de simple à complexe. L'approche la plus simple consiste à noter qualitativement les caractéristiques de l'habitat au cours de l'évaluation, puis à utiliser la somme de toutes les notes des paramètres pour obtenir une note globale de l'habitat (voir la section Évaluations visuelles qualitatives fondées sur l'opinion d'experts pour obtenir de plus amples renseignements). D'autres ont utilisé des procédures plus compliquées qui comprennent la mise à l'échelle des valeurs entre 0 et 1, le calcul de la moyenne de certaines notes et la multiplication d'autres (Rowe et al. 2009). Quelle que soit l'approche utilisée, toutes les notes comportent des hypothèses sur le poids de chaque paramètre mesuré dans la détermination de l'état ou de la fonction de l'habitat (Doll et al. 2016b). Par exemple, accorder un poids égal au substrat et à la végétation dans un estuaire suppose que ces indicateurs sont d'importance égale pour toutes les espèces ou tous les assemblages de poissons, ce qui peut ne pas être approprié. Sur les 40 évaluations rapides de l'état des zones humides examinées par Fennessey et ses collaborateurs (2007), les auteurs ont jugé que bon nombre des formules et des modèles utilisés pour calculer les notes étaient injustifiés. Habberfield et ses collaborateurs (2014) préconisent d'élaborer des notes d'évaluation fondées sur des hypothèses écologiques. En utilisant des hypothèses écologiques pour préparer les notes d'évaluation, les méthodes deviennent transparentes et justifiées. De plus, les notes doivent être accompagnées des données utilisées pour les générer. Cela permettrait de présenter toute l'information et de mettre en évidence les domaines où la note pourrait être trompeuse.

ÉVALUATIONS VISUELLES QUALITATIVES FONDÉES SUR L'OPINION D'EXPERTS

Les évaluations qualitatives de la fonction de l'habitat sont couramment utilisées dans les protocoles d'évaluation rapide. Il s'agit de méthodes de collecte de données visuelles et subjectives. Cette approche est populaire parce qu'elle permet d'évaluer rapidement et facilement l'habitat. Les évaluations qualitatives s'appliquent couramment aux évaluations du couvert (p. ex. cote de 1 pour un couvert médiocre à 5 pour un couvert important), du substrat

(p. ex. classification de la taille du substrat ou de sa qualité), de la stabilité des berges et à la classification de la végétation riveraine et de l'habitat (Doll et al. 2016b). Il peut s'agir de paramètres utiles, mais ils risquent d'entraîner un biais et une variabilité de l'utilisateur en raison de l'expérience, ce qui peut compromettre la possibilité de comparer les sites. Il est possible de réduire la subjectivité des évaluations qualitatives en donnant des détails sur les différentes méthodes de classification ou de notation et la formation. Par exemple, Barbour (1998) fournit une documentation détaillée sur la façon d'évaluer l'incrustation du substrat qui décrit chaque catégorie de conditions et donne des exemples illustrés (figure 10). Une liste détaillée des hypothèses associées aux évaluations visuelles peut accroître la transparence et la reproductibilité (Railsback et Kadvany 2008). La formation et l'utilisation de méthodes visuelles simples peuvent également réduire la subjectivité des observateurs (Roper et Scarnecchia 1995). Les tests concernant les évaluateurs permettent également d'assurer la cohérence en indiquant les points du protocole qui doivent être améliorés. La province de la Colombie-Britannique a élaboré un protocole d'évaluation de l'état de l'habitat dans les bassins hydrographiques qui met l'accent sur les valeurs des poissons. Ce protocole comprend des relevés visuels de l'habitat riverain et des chenaux, du transport des sédiments et du passage du poisson (Pikard et al. 2014). Les indicateurs sont simples à évaluer et directement liés à la fonction de l'habitat pour le poisson. Bien que leurs évaluations finales se situent au niveau du bassin hydrographique, les protocoles d'évaluation à l'échelle du site ont été élaborés à partir de la surveillance sur le terrain et sont applicables à la surveillance fonctionnelle. Le compromis entre l'effort et l'information est important pour les évaluations visuelles qualitatives. Barbour (1998) a mis en garde contre l'utilisation des évaluations qualitatives en raison de leur faible précision et a souligné la valeur ajoutée des évaluations quantitatives.

Paramètre de l'habitat	Catégorie de condition																			
	Optimale					Sous-optimale					Marginale					Médiocre				
2.a Incrustation (fort gradient)	Les particules de gravier, de galets et de blocs rocheux sont entourées de sédiments fins dans une proportion de 0 à 25 %. La superposition de galets offre une diversité d'espaces de niche.					Les particules de gravier, de galets et de blocs rocheux sont entourées de sédiments fins dans une proportion de 25 à 50 %.					Les particules de gravier, de galets et de blocs rocheux sont entourées de sédiments fins dans une proportion de 50 à 75 %.					Les particules de gravier, de galets et de blocs rocheux sont entourées de sédiments fins dans une proportion de plus de 75 %.				
NOTE	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1

Figure 10. Description des catégories de conditions pour l'incrustation du substrat, tirée de Barbour (1998).

ÉVALUATIONS D'IMAGES NUMÉRIQUES

La prise d'images numériques des caractéristiques benthiques peut être une approche utile pour recueillir des données sur le terrain. Cette méthode est utilisée dans le cadre de programmes de surveillance benthique à grande échelle, où la diversité des espèces est élevée et où de nombreuses espèces d'algues, de coraux, de végétation et d'animaux peuvent être dénombrées en appliquant un quadrat virtuel (Perkins et al. 2016). Cela réduit le temps passé sur le terrain, en particulier en cas de plongée sous-marine, où le temps passé au fond de l'eau est limité. Des photos ont été utilisées pour l'évaluation des stocks, mais nous n'avons pas connaissance d'évaluations en eau douce recourant à des photos pour quantifier les espèces ou l'habitat. Cela peut s'expliquer par la difficulté d'utiliser cette méthode dans les eaux courantes et par le manque de diversité des espèces dans les milieux benthiques lacustres. Toutefois, cette approche demeure utile pour la collecte de données.

La télédétection progresse rapidement et s'applique aux milieux aquatiques (Marcus et Fonstad 2010). L'évaluation de l'habitat par télédétection pourrait produire des évaluations simples et rapides. Par exemple, la télédétection permet de cartographier la morphologie des chenaux fluviaux et l'habitat dans les cours d'eau (Legleiter et al. 2004), de même que les macrophytes dans les systèmes lotiques (Villa et al. 2017), les estuaires et les milieux littoraux (Vahtmäe et al. 2006).

SÉLECTION DES INDICATEURS

Il peut être difficile de choisir des indicateurs efficaces (Braun et Reynolds 2012) étant donné la myriade d'options qui ont été mises au point pour mesurer les écosystèmes aquatiques. Bien que de nombreux indicateurs aquatiques aient été liés, à un moment donné, à des mesures de la production du poisson, certaines caractéristiques rendent des indicateurs plus appropriés pour surveiller les effets sur l'habitat et la productivité du poisson. Pour que les indicateurs soient efficaces dans les programmes de surveillance fonctionnelle, ils doivent présenter les caractéristiques suivantes :

1. Les indicateurs doivent être sensibles. Les valeurs des indicateurs doivent changer en fonction de la mesure de gestion; elles doivent être mesurables et se produire dans un délai approprié entre la modification de l'habitat et la mesure (p. ex. moins de six mois);
2. Les indicateurs ne doivent pas être hypersensibles. Ils ne doivent pas être plus sensibles à d'autres dégradations de l'environnement sans rapport avec la mesure de gestion;
3. Les indicateurs doivent présenter une faible variabilité naturelle. La variabilité temporelle et spatiale doit être suffisamment faible pour que le signal de la mesure de gestion ne soit pas masqué par le bruit de la variabilité naturelle;
4. Les indicateurs doivent être mesurés à l'échelle appropriée à l'effet (p. ex. les mesures au niveau du paysage peuvent ne pas détecter les effets de sources ponctuelles);
5. Il doit y avoir des liens clairs entre les indicateurs et les objectifs de la gestion, qui peuvent être guidés par un modèle conceptuel (p. ex. les séquences des effets);
6. Il doit être possible d'établir des points de référence qui déclencheront des mesures de gestion définies a priori. En l'absence de points de référence ou de points de repère, il serait difficile de déterminer à quel moment les décisions seraient prises;
7. Les mesures des indicateurs, le traitement en laboratoire et les analyses doivent être rapides.

(adapté de (Rice 2003, Wieckowski et al. 2008))

Le temps de réponse et l'échelle spatiale seront différents selon les indicateurs (Adams et Greeley 2000) (figure 11). Les indicateurs de base, comme la chimie de l'eau, fourniront des réponses plus rapides que les indicateurs de niveau supérieur, comme les organismes occupant des niveaux trophiques supérieurs (p. ex. macro-invertébrés, poissons). De nombreuses évaluations de la restauration des cours d'eau, comme l'ajout de gros débris ligneux, nécessitent plusieurs années avant que les assemblages de macro-invertébrés ne montrent une réponse (Entrekin et al. 2009). Les indicateurs différeront également selon l'endroit ou la région qu'ils représentent. Par exemple, deux études suggèrent que les assemblages de macro-invertébrés étaient davantage liés aux caractéristiques du bassin versant et du paysage qu'aux conditions de l'habitat physique à l'échelle du tronçon (Miller et al. 2010, Louhi et al. 2011). Ces généralités sont probablement communes aux écosystèmes marins et dulcicoles.

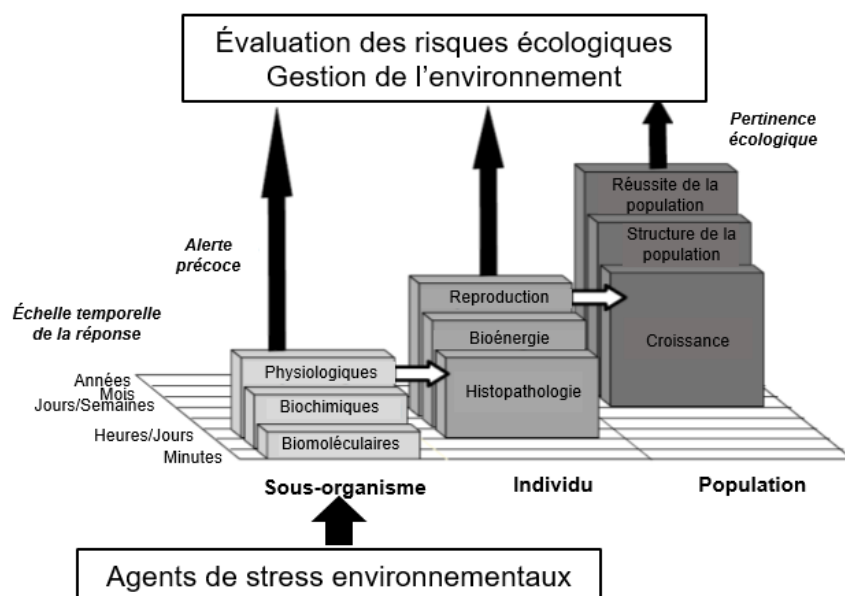


Figure 11. Tirée et traduit d'Adams et Greeley (2000), décrivant les réponses hiérarchiques des organismes à différents agents de stress. Les agents de stress observés par les réponses physiologiques, biochimiques ou biomoléculaires sont de meilleurs indicateurs d'alerte précoce, mais ils ne sont pas toujours aussi pertinents sur le plan écologique que les réponses des populations de niveau supérieur, comme les indicateurs de la productivité des populations.

Les indicateurs peuvent intégrer les effets de processus écologiques à plus grande échelle (espace et temps) ou fournir des informations à des échelles plus fines qui peuvent être utilisées pour comprendre les mécanismes précis du changement (Rice 2003). Par exemple, les charges en sédiments dans le substrat intègrent la quantité de sédiments rejetés par le réseau hydrographique au fil des saisons, tandis que les sédiments en suspension peuvent fournir des informations temporelles plus utiles pour comprendre les mécanismes, en raison de leur lien direct avec la santé des poissons et les conditions d'incubation inter-gravier. L'échantillonnage des contaminants dans l'environnement au fil du temps fournira les conditions pour un site et une période donnés. Contrairement aux mesures directes des contaminants, les bio-indicateurs peuvent intégrer l'information environnementale sur de plus longues périodes et à plus grande échelle spatiale. Par exemple, les assemblages de diatomées peuvent fournir de l'information intégrée sur les dégradations de l'environnement sur des périodes de plusieurs années (Summers et al. 2017), et la charge en contaminants dans les tissus des poissons peut s'intégrer à la répartition spatiale du poisson. Les espèces sessiles utilisées comme bio-indicateurs, comme la moule bleue (*Mytilus edulis*) (Beyer et al. 2017) et divers macrophytes (p. ex. *Zostera spp.*) (Farias et al. 2018), peuvent indiquer une exposition aux contaminants à un endroit précis, réduisant ainsi les effets trompeurs des déplacements. Les différences dans les taux de renouvellement des tissus peuvent également s'intégrer sur différentes échelles temporelles; les tissus hépatiques représenteront des périodes plus courtes que les muscles, qui correspondent à des périodes plus longues. Le type de bio-indicateur dépendra de l'échelle de la question dans le temps et dans l'espace.

Il est important de tenir compte de l'échelle qu'un indicateur représente lors de l'élaboration de programmes de surveillance normalisée parce que, bien que la mesure de nombreux indicateurs affichant une spécificité élevée pour un type donné de changement de l'habitat

puisse les rendre plus efficaces que des indicateurs qui s'intègrent à plus grande échelle, elle rendra difficile l'élaboration d'un protocole normalisé. Par ailleurs, les indicateurs qui s'intègrent ne fournissent pas de lien direct avec les mesures de gestion. Il n'existe pas d'indicateur parfait, et le rendement des indicateurs variera selon les critères énoncés ci-dessus. Il est important de reconnaître les compromis qui existent entre le rendement d'un critère et celui d'un autre. Il faudrait donc tenir compte de l'importance de chaque critère, en plus du rendement des indicateurs. Bien qu'il existe des approches qualitatives utiles pour choisir les indicateurs (voir Kershner et al. 2011), jusqu'à présent, il n'existe pas d'outils quantitatifs pour évaluer le rendement d'un indicateur proposé.

Sélection des indicateurs et séquences des effets

Le Programme de protection des pêches utilise des modèles de séquences des effets (SE) pour décrire les mécanismes par lesquels une activité menée dans l'eau (p. ex. le dragage, les changements de débit) influence la productivité du poisson (MPO 2018b). La mise en correspondance des indicateurs avec les modèles de séquences des effets est un cadre conceptuel utile pour la sélection des indicateurs et a été utilisée pour sélectionner des indicateurs fondés sur les risques pour les écosystèmes marins (O et al. 2015). Chaque indicateur envisagé serait affecté à une ou plusieurs séquences des effets en fonction de sa spécificité (annexe E), et le paramètre mesuré dépendrait de la question visée par les données recueillies. Dans l'exemple précédent, un indicateur tel que le substrat serait affecté à plusieurs séquences, tandis que les paramètres utilisés pour décrire l'indicateur seront probablement propres à une séquence des effets et à un critère d'effet donnés. Si le substrat est utilisé pour indiquer des changements dans le couvert, le pourcentage de blocs rocheux pourrait être un paramètre, alors que si le substrat indiquait une source de nourriture, l'incrustation pourrait constituer un paramètre approprié. Appliquées à un projet, les séquences des effets seraient d'abord déterminées, avant l'élaboration d'un plan de surveillance propre au projet (approche de surveillance, choix du site et liste des indicateurs à mesurer). Les indicateurs seraient cochés sur une liste complète (voir l'annexe E) et ajoutés au plan de surveillance en fonction des SE associées au projet. Cela permettrait d'assurer la cohérence entre les indicateurs mesurés pour une séquence des effets donnée, et ainsi de comparer les mesures de gestion entre des projets portant sur les mêmes séquences des effets.

SURVEILLANCE NORMALISÉE

L'élaboration d'un programme de surveillance normalisée devrait être guidée par les questions appropriées et une compréhension conceptuelle des réseaux hydrographiques qu'il sert à surveiller, quels que soient la région, le réseau ou l'application du projet. Les programmes de surveillance normalisée à grande échelle consistent souvent en un seul plan de surveillance (p. ex. ACR, système de réserve) et plusieurs protocoles adaptés à différents types de réseaux hydrographiques (p. ex. cours d'eau, rivières, lacs, estuaires, zones humides); voir la discussion des différents plans de surveillance et programmes existants à la section Plans de surveillance. Les plans de surveillance sont généraux pour tous les types de réseaux hydrographiques et il est possible d'utiliser une seule approche; cependant, certains plans peuvent être plus efficaces que d'autres, compte tenu du réseau, des caractéristiques régionales ou du projet. De même, les protocoles peuvent être largement appliqués à un type de réseau hydrographique, mais les États ou les régions élaborent de nombreux protocoles de surveillance, ce qui donne à penser que la mise au point de protocoles à plus petite échelle pourrait présenter des avantages. L'élaboration de protocoles régionaux ne devrait pas se faire de façon isolée afin d'assurer la plus grande uniformité possible entre des types d'habitats comparables. Il est important de déterminer la portée d'un protocole de surveillance normalisée parce qu'elle est directement liée

à son rendement dans l'atteinte de ses objectifs. Un protocole de portée trop large sera inefficace, alors que l'élaboration de nombreux protocoles à grande spécificité sera coûteuse et limitera les comparaisons entre les sites, ce qui réduira sa capacité d'évaluer le rendement global des différentes mesures de gestion. Par exemple, il peut être utile de disposer de protocoles à plus petite échelle pour les petits cours d'eau, où il existe une grande variabilité et de nombreux réplicats dans une petite région. Toutefois, il peut être difficile d'élaborer des protocoles régionaux pour les grands estuaires (Imperial et Hennessey 1996) ou les rivières (Angradi et al. 2009). Le niveau de réplification d'un type de réseau hydrographique et le plan de surveillance utilisé devraient guider l'échelle à laquelle les protocoles sont élaborés.

Il est difficile de trouver le juste équilibre en ce qui concerne la portée des protocoles normalisés, et le point de basculement entre un programme trop vaste ou trop spécifique variera probablement selon la région, l'habitat, l'espèce et le stade biologique. La supervision nationale de l'élaboration des protocoles régionaux jouera un rôle important pour résoudre ce problème. Pour les indicateurs qui peuvent être mesurés à l'aide de différentes méthodes, il sera important de s'assurer que les données sont recueillies selon une méthode uniforme afin de pouvoir comparer les données entre les protocoles. Par exemple, les données sur la composition du substrat peuvent être recueillies selon plusieurs méthodes dont la précision et les hypothèses varient (p. ex. échantillons de substrats tamisés, méthode de comptage des cailloux, évaluation visuelle du pourcentage de la taille dominante du substrat). En fin de compte, l'objectif peut être le même pour chaque méthode (p. ex. représenter la taille moyenne du substrat pour un transect ou une zone), mais il peut rendre difficiles les comparaisons entre les diverses méthodes parce que chacune fait appel à un ensemble différent d'hypothèses et de biais. L'échantillon tamisé peut être utilisé pour estimer la composition du substrat sous la surface et donnera une valeur moyenne du substrat avec une plus grande précision que la valeur moyenne dérivée des comptages de cailloux du substrat en surface. De plus, il est difficile d'estimer une valeur moyenne à partir d'estimations visuelles du pourcentage de la taille dominante du substrat et cela pose des problèmes pour établir des comparaisons avec les deux autres méthodes, car il n'est pas possible de calculer une valeur moyenne. Des méthodes uniformes à l'échelle nationale, dans la mesure du possible, permettront d'éviter ces difficultés et d'accroître la probabilité de comparaisons significatives lors des méta-analyses du rendement des programmes.

Les programmes de surveillance normalisée offrent plusieurs avantages. Les avantages sont souvent associés à la facilité de mise en œuvre et de surveillance, et incluent : 1) des protocoles pour mesurer correctement les paramètres, 2) l'uniformité des indicateurs mesurés et de la saisie des données, 3) la détermination des analyses appropriées avant la collecte des données et 4) la production de rapports clairs et normalisés sur les résultats, l'information clé étant saisie dans une base de données électronique. Différents organismes ou consultants privés peuvent aussi recourir à la surveillance normalisée pour produire des données comparables entre un grand nombre de sites et d'années, données qui peuvent être incluses dans une base de données nationale ou régionale.

La valeur d'une vaste base de données nationale qui peut servir à évaluer les mesures d'atténuation, de compensation et de restauration conçues pour réduire les effets sur le poisson et son habitat ne peut être sous-estimée. Au fil du temps, à mesure que le nombre de projets évalués augmente, de puissantes méthodes d'analyse comme les méta-analyses permettront de déterminer l'efficacité des différentes mesures de gestion pour atteindre une productivité durable du poisson. Les méta-analyses examinent les effets globaux des mesures de gestion en combinant les résultats de plusieurs projets (Arnqvist et Wooster 1995). Elles sont particulièrement utiles lorsque, au niveau d'un projet, les effets d'une mesure de gestion donnée sont faibles et incertains, mais qu'une tendance cohérente se dégage lorsque l'on combine

plusieurs résultats du projet. Cela est particulièrement important dans le contexte de la surveillance fonctionnelle, car l'incertitude associée aux études et à la surveillance individuelles est élevée et l'inférence sera faible. Cependant, la puissance collective de ces études dans un contexte méta-analytique permettra d'évaluer le rendement des mesures de gestion. Cette information pourra ensuite être utilisée pour gérer de façon adaptative les prescriptions associées aux autorisations aux termes de la *Loi sur les pêches* et aux lettres d'avis. Il est important de noter qu'une méta-analyse comporte des exigences et des normes précises en matière de données; les études seront exclues des analyses si elles sont de piètre qualité ou si leur conception est inappropriée (p. ex. pas de comparateur). Il serait donc avantageux que toutes les études de surveillance fonctionnelle suivent un plan d'étude minimal qui permettrait de les inclure dans une méta-analyse.

LIMITES DES PROGRAMMES EXISTANTS

Les objectifs de surveillance des programmes à grande échelle des organismes qui utilisent des bioévaluations rapides (dont bon nombre sont examinés dans la section Plans de surveillance) peuvent différer de ceux de la surveillance fonctionnelle pour évaluer les mesures de gestion. Plus précisément, la plupart des rapports de surveillance ont porté sur les tendances environnementales à grande échelle plutôt que sur la surveillance fonctionnelle des activités à petite échelle et il convient donc de considérer les résultats de l'examen présentés dans le présent document en conséquence. Les programmes de bioévaluation ont tendance à mettre l'accent sur des effets ou une pollution à plus grande échelle, ou sur des problèmes de qualité de l'eau que la surveillance fonctionnelle de la modification de l'habitat propre au projet n'abordera pas. Quatre-vingt-trois pour cent (64/77) des études examinées ne portaient pas sur une fonction particulière de l'habitat (p. ex. frai, croissance, nurserie), mais plutôt sur l'écosystème dans son ensemble, qui était habituellement exprimé par des paramètres caractérisant les assemblages de macro-invertébrés. Il est important de noter que les approches et les méthodes utilisées dans ces programmes de surveillance à grande échelle peuvent être différentes des approches et méthodes les plus appropriées pour la surveillance fonctionnelle. Rubin et ses collaborateurs (2017) ont effectué un examen critique de l'application des protocoles de bioévaluation rapide à l'évaluation des activités de restauration dans les cours d'eau. Ils soulèvent deux points pertinents pour la conception d'un programme de surveillance fonctionnelle visant à évaluer les mesures de gestion : 1) les indicateurs habituellement utilisés (c.-à-d. les macro-invertébrés) ne sont souvent pas justifiés et n'ont pas de liens clairs avec la mesure dans laquelle l'habitat fonctionne pour la productivité du poisson; et 2) les évaluations rapides peuvent ne pas refléter l'échelle appropriée de la modification de l'habitat.

Selon Rubin et ses collaborateurs (2017), bien que les macro-invertébrés soient de bons indicateurs de la qualité de l'eau et de la pollution, on ne sait pas avec certitude s'ils réagissent à la modification des habitats. Rubin et ses collaborateurs soulignent le fait que l'objectif de la restauration n'est peut-être pas d'améliorer la qualité de l'eau, mais plutôt d'accroître la quantité ou la qualité de l'habitat du poisson, et que l'utilisation des macro-invertébrés comme indicateurs de la fonction de l'habitat du poisson à l'échelle du tronçon n'est peut-être pas appropriée. Ce point a également été soulevé dans un examen antérieur de la restauration de l'habitat des cours d'eau (Roni et al. 2008). De plus, des paramètres couramment utilisés pour les macro-invertébrés, comme la richesse, la diversité ou l'abondance, ne sont pas clairement liés aux changements dans l'habitat physique et si des changements dans les assemblages de macro-invertébrés sont observés, ils n'ont pas toujours un sens. Par exemple, un changement dans l'abondance des macro-invertébrés à un site particulier peut être dû à l'augmentation d'une espèce tolérante au stress ou à des apports élevés en nutriments après l'exploitation forestière, mais il peut être mal évalué comme une réponse positive.

Dans leur examen, Rubin et ses collaborateurs (2017) poursuivent en suggérant que les techniques d'évaluation rapide sont conçues pour examiner de grandes étendues spatiales (faible effort d'échantillonnage par site, mais de nombreux sites sont échantillonnés), mais qu'il y a peu de raisons de les utiliser pour évaluer les projets à l'échelle du tronçon (Rubin et al. 2017). Comme nous l'avons déjà mentionné, il a été démontré que les macro-invertébrés sont souvent davantage liés aux caractéristiques des bassins versants qu'aux caractéristiques à l'échelle du tronçon (Miller et al. 2010, Louhi et al. 2011). Par conséquent, la prévalence de ces bioévaluations rapides fondées sur des macro-invertébrés trouvées dans la littérature ne doit pas être interprétée à tort comme une preuve de leur efficacité.

RÉSUMÉ

La surveillance de l'efficacité des activités de gestion fournit au Programme de protection des pêches de l'information qui peut être utilisée pour gérer de façon adaptative les projets et les programmes. Trois niveaux de surveillance ont été proposés pour répondre aux besoins en information du PPP : 1) surveillance de la conformité, 2) surveillance fonctionnelle et 3) surveillance de l'efficacité. Le présent document porte sur l'examen des approches et des méthodes qui pourraient être utilisées dans un programme de surveillance fonctionnelle. Voici un résumé de quelques points clés.

La compréhension conceptuelle du système et des processus écologiques touchés par les activités de gestion devrait guider les approches et les méthodes utilisées dans un programme de surveillance fonctionnelle. Des modèles conceptuels tels que les modèles des séquences des effets du PPP peuvent servir à relier les indicateurs aux critères d'effet et aux objectifs du programme de surveillance. Il est important de relier explicitement les lignes entre ces différentes composantes pour que le programme de surveillance soit efficace (Failing et Gregory 2003).

La surveillance de l'efficacité des projets et du PPP exige une approche progressive, où le niveau de rigueur de la surveillance correspond aux besoins en information du PPP. En d'autres termes, la surveillance fonctionnelle, une version réduite de la surveillance de l'efficacité, devrait s'appliquer aux projets dont les effets sont relativement faibles ou dont la certitude est élevée (p. ex. l'installation d'un ponceau dans un cours d'eau pendant la construction d'une route) comparativement à d'autres projets dont les effets peuvent être élevés ou incertains (p. ex. la dérivation d'un cours d'eau qui modifiera l'habitat d'une espèce en péril). L'application de la surveillance fonctionnelle pourrait également être structurée en fonction des résultats de la surveillance antérieure, à l'instar de l'approche progressive utilisée par le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement du Canada (Hewitt et al. 2003), selon laquelle la surveillance fonctionnelle est d'abord effectuée pour fournir des renseignements pouvant servir à déterminer s'il convient de poursuivre la surveillance (c.-à-d. surveillance de l'efficacité).

Le choix des indicateurs peut s'avérer difficile, étant donné la myriade d'options potentiellement appropriées. Le processus de sélection des indicateurs devrait être guidé par les objectifs de la surveillance. Il est essentiel de réfléchir explicitement à la façon dont un indicateur permettra d'atteindre les objectifs de la surveillance et de la gestion. Une fois cette composante du processus de sélection des indicateurs satisfaite, d'autres évaluations plus quantitatives du rendement des indicateurs (p. ex. sensibilité, temps de réponse, variabilité naturelle) peuvent être utilisées pour préciser davantage le choix des indicateurs à surveiller.

Il est difficile, mais nécessaire, de déterminer le juste équilibre entre la normalisation et la rigueur de l'enquête lors de la conception d'un programme de surveillance normalisée. La normalisation facilite l'application générale du programme de surveillance, mais réduit l'information propre à un projet ou à une activité de gestion. La rigueur des enquêtes accroît la

valeur de l'information qui peut venir étayer l'efficacité des activités de gestion, mais elle augmente la durée et les coûts de la surveillance, qui peuvent s'avérer prohibitifs pour les applications de surveillance à grande échelle et pour comparer l'efficacité de la gestion entre projets. Bien qu'un seul programme normalisé ne soit pas possible étant donné la diversité des habitats au Canada et les nombreuses activités de gestion, il est possible de concevoir des programmes de surveillance fonctionnelle normalisée propres à chaque région qui peuvent être appliqués à des projets ayant des séquences des effets, des activités de gestion et des caractéristiques de site semblables. L'échelle exacte de la normalisation dépendra en fin de compte des besoins en information du PPP.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Adams, S.M., and Greeley, M.S. 2000. Ecotoxicological indicators of water quality: Using multi-response indicators to assess the health of aquatic ecosystems. *Environ. Sci.* **123**: 103–115. doi:10.1023/a:1005217622959.
- Angradi, T.R., Pearson, M.S., Jicha, T.M., Taylor, D.L., Bolgrien, D.W., Moffett, M.F., Blocksom, K.A., and Hill, B.H. 2009. Using stressor gradients to determine reference expectations for great river fish assemblages. *Ecol. Indic.* **9**(4) : 748–764. doi:10.1016/j.ecolind.2008.09.007.
- Anlauf, K.J., Jones, K.K., and Stein, C.H. 2009. The status and trend of physical habitat and rearing potential in coho bearing streams in the Oregon coastal coho evolutionary significant unit. OPSW-ODFW-2009-5.
- Arciszewski, T.J., Munkittrick, K.R., Kilgour, B.W., Keith, H.M., Linehan, J.E., and McMaster, M.E. 2017. Increased size and relative abundance of migratory fishes observed near the Athabasca oil sands. *Facets* **2**(2): 833–858. doi:10.1139/facets-2017-0028.
- Arnqvist, G., and Wooster, D. 1995. Meta-analysis: synthesizing research findings in ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* **10**(6): 236–240. doi:10.1016/S0169-5347(00)89073-4.
- Bailey, R.C., Linke, S., and Yates, A.G. 2014. Bioassessment of freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach: comparing established and new methods with common data sets. *Freshw. Sci.* **33**(4): 1204–1211. doi:10.1086/678771.
- Barbour, M.T. 1998. USEPA rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers.
- Benedetti-Cecchi, L. 2001. Beyond BACI: Optimization of environmental sampling designs through monitoring and simulation. *Ecol. Apl.* **11**(3): 783–799.
- Beyer, J., Green, N.W., Brooks, S., Allan, I.J., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I.L.N., and Schøyen, M. 2017. Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Mar. Environ. Res.* **130**: 338–365. doi:10.1016/j.marenvres.2017.07.024.
- Bradford, M.J., Korman, J., and Higgins, P.S. 2005. Using confidence intervals to estimate the response of salmon populations (*Oncorhynchus* spp.) to experimental habitat alterations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **62**(12): 2716–2726. doi:10.1139/f05-179.
- Bradford, M.J., Randall, R.G., Smokorowski, K.S., 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** v + 25 p.
- Bradford, M.J., Macdonald, J.S., and Levings, C.D. 2017. Monitoring fish habitat compensation in the Pacific region : lessons from the past 30 years. DFO. *Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* **2017/033** v + 26 p.

-
- Braun, D.C., and Reynolds, J.D. 2012. Cost-effective variable selection in habitat surveys. *Methods Ecol. Evol.* **3**(2): 388–396. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00154.x.
- Braun, D.C., and Reynolds, J.D. 2014. Life history and environmental influences on population dynamics in sockeye salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **71**: 1198-1208.
- Brinson, M.M., Rheinhardt, R., Applications, S.E., and Feb, N. 1996. The role of reference wetlands in functional assessment and mitigation. *Ecol. Appl.* **6**(1): 69–76.
- Cohen, M.J., Lane, C.R., Reiss, K.C., Surdick, J.A., Bardi, E., and Brown, M.T. 2005. Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition. *Ecol. Indic.* **5**(3) : 189–206. doi:10.1016/j.ecolind.2005.01.002.
- Connors, B.M. Marmorek, D.R., Olson, E., Hall, A.W., de la Cueva Bueno, P., Bensen, A., Bryan, K., Perrin, C., Parkinson, E., Abraham, D., Alexander, C., Murray, C., Smith, R., Grieg, L., Farrell, G. 2014. Independent review: Potential impacts of run-of-river hydroprojects on salmonids.
- Crins, W.J., Gray, P.A., Uhlig, P.W.C., and Wester, M.C. 2009. The ecosystems of Ontario, Part 1: Ecozones and ecoregions. *In* Technical Report SIB TER IMA TR-01.
- Doll, B., Jennings, G., Spooner, J., Penrose, D., Usset, J., Blackwell, J., and Fernandez, M. 2016a. Identifying watershed, landscape, and engineering design factors that influence the biotic condition of restored streams. *Water* **8**(4): 1–18. doi:10.3390/w8040151.
- Doll, B., Jennings, G., Spooner, J., Penrose, D., Usset, J., Blackwell, J., and Fernandez, M. 2016b. Can rapid assessments predict the biotic condition of restored streams? *Water* **8**(4): 1-22. doi:10.3390/w8040143.
- Entrekin, S.A., Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Hoellein, T.J., and Lamberti, G.A. 2009. Response of secondary production by macroinvertebrates to large wood addition in three Michigan streams. *Freshw. Biol.* **54**(8): 1741–1758. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02223.x.
- Evidence Collaboration for Environmental. 2018. Guidelines and standards for evidence synthesis in environmental management.
- Failing, L., and Gregory, R. 2003. Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *J. Environ. Manage.* **68**(2): 121–132. doi:10.1016/S0301-4797(03)00014-8.
- Farias, D.R., Hurd, C.L., Eriksen, R.S., and Macleod, C.K. 2018. Macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.* **128**: 175–184. Elsevier. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.023.
- Feio, M.J., Viana-ferreira, C., and Costa, C. 2014. Testing a multiple machine learning tool (HYDRA) for the bioassessment of fresh waters. *Freshw. Sci.* **33**(4): 1286–1296. doi:10.1086/678768.
- Fennessy, M.S., Jacobs, A.D., and Kentula, M.E. 2007. An evaluation of rapid methods for assessing the ecological condition of wetlands. *Wetlands* **27**(3): 543–560.
- Green, R.H. 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologist*. Wiley Interscience, Chichester, UK.
- Green, R.H., and Chapman, P.M. 2011. The problem with indices. *Mar. Pollut. Bull.* **62**: 1377–1380. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.02.016.

-
- Habberfield, M.W., Blersch, S.S., Bennett, S.J., and Atkinson, J.F. 2014. Rapid geomorphic and habitat stream assessment techniques inform restoration differently based on levels of stream disturbance. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **50**(4) : 1051–1062. doi:10.1111/jawr.12156.
- Hamilton, A.T., Stamp, J.D., and Bierwagen, B.G. 2010. Vulnerability of biological metrics and multimetric indices to effects of climate change. *J. North Am. Benthol. Soc.* **29**(4) : 1379–1396. doi:10.1899/10-053.1.
- Harper, D.J., and Quigley, J.T. 2005. No net loss of fish habitat: A review and analysis of habitat compensation in Canada. *Environ. Manage.* **36**(3) : 343–355. doi:10.1007/s00267-004-0114-x.
- Hawkins, C.P., Olson, J.R., and Hill, R.A. 2010. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. *J. North Am. Benthol. Soc.* **29**(1) : 312–343. doi:10.1899/09-092.1.
- Hewitt, L.M., Dubé, M.G., Culp, J.M., MacLachy, D.L., and Munkittrick, K.R. 2003. A proposed framework for investigation of cause for environmental effects monitoring. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **9**(1): 195–211. doi:10.1080/713609859.
- Imperial, M.T., and Hennessey, T.M. 1996. An ecosystem-based approach to managing estuaries: An assessment of the national estuary program. *Coast. Manag.* **24**(2): 115–139. doi:10.1080/08920759609362286.
- Johnson, P.C.D., Barry, S.J.E., Ferguson, H.M., and Müller, P. 2015. Power analysis for generalized linear mixed models in ecology and evolution. *Methods Ecol. Evol.* **6**(2): 133–142. doi:10.1111/2041-210X.12306.
- Kershner, J., Samhuri, J.F., James, C.A., and Levin, P.S. 2011. Selecting indicator portfolios for marine species and food webs: A Puget Sound case study. *PLoS One* **6**(10). doi:10.1371/journal.pone.0025248.
- Kilgour, B.W., Somers, K.M., Barrett, T.J., Munkittrick, K.R., and Francis, A.P. 2017. Testing against “normal” with environmental data. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **13**: 188–197.
- Koning, C.W., Slaney, P.A., Gaboury, M.N., and Feduk, M.D. 1998. Techniques to evaluate the effectiveness of fish habitat restoration works in streams impacted by logging activities. *Can. Water Resour. J.* **23**(2): 191–203. doi:10.4296/cwrj2302191.
- Legleiter, C.J., Roberts, D.A., Marcus, W.A., and Fonstad, M.A. 2004. Passive optical remote sensing of river channel morphology and in-stream habitat: Physical basis and feasibility. *Remote Sens. Environ.* **93**(4) : 493–510. doi:10.1016/j.rse.2004.07.019.
- Lewis, F.A., Harwood, A.J., Zyla, G., Ganshorn, K.D., and Hatfield, T. 2013. Long term aquatic monitoring protocols for new and upgraded hydroelectric projects. *Can. Sci. Advis. Secr. Res. Doc.* **2012/166**.
- Li, J., Herlihy, A., Gerth, W., Kaufmann, P., Gregory, S., Urquhart, S., and Larsen, D.P. 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshw. Biol.* **46**: 87–97. doi:10.1111/j.1365-2427.2001.00628.x.
- Lindenmayer, D.B., and Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends Ecol. Evol.* **24**(9): 482–486. doi:10.1016/j.tree.2009.03.005.
- Lindenmayer, D.B., and Likens, G.E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biol. Conserv.* **143**(6): 1317–1328. doi:10.1016/j.biocon.2010.02.013.
-

-
- Louhi, P., Mykrä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A., and Muotka, T. 2011. Twenty years of stream restoration in Finland little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecol. Appl.* **21**(6): 1950–1961. doi:10.1890/10-0591.1.
- Marcus, W.A., and Fonstad, M.A. 2010. Remote sensing of rivers: The emergence of a subdiscipline in the river sciences. *Earth Surf. Process. Landforms* **35**(15): 1867–1872. doi:10.1002/esp.2094.
- Miller, S.W., Budy, P., and Schmidt, J.C. 2010. Quantifying macroinvertebrate responses to in-stream habitat restoration : Applications of meta-analysis to river restoration. *Restor. Ecol.* **18**(1): 8–19. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00605.x.
- MPO. 2005. La politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique. *Dans Politique concernant le saumon sauvage.*
- MPO. 2012. Évaluation de l'efficacité des activités de compensation de l'habitat du poisson au Canada : Conception et paramètres des programmes de surveillance. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2012/060.
- MPO. 2013. [Énoncé de politique sur la protection des pêches.](#)
- MPO. 2014. Cadre scientifique pour évaluer la réponse de la productivité des pêches à l'état des espèces ou des habitats. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/067.
- MPO. 2018a. [Programme de protection des pêches.](#) [accédé le 1 janvier 2018].
- MPO. 2018b. [Séquences des effets.](#) [accédé le 1 janvier 2018].
- MPO. 2018c. [Loi sur les pêches.](#)
- MPO. 2018d. [Règlement sur les demandes d'autorisation visées à l'alinéa 35\(2\)b\) de la Loi sur les pêches](#)
- Mudge, J.F., Barrett, T.J., Munkittrick, K.R., and Houlihan, J.E. 2012. Negative consequences of using $\alpha = 0.05$ for environmental monitoring decisions: A case study from a decade of Canada's environmental effects monitoring program. *Environ. Sci. Technol.* **46**(17): 9249–9255. doi:10.1021/es301320n.
- Munkittrick, K.R. 2009. Ubiquitous criticisms of ecological field studies. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **15**(4): 647–650. doi:10.1080/10807030903050616.
- Nakagawa, S., Schielzeth, H., and Johnson, P.C.D. 2017. The coefficient of determination R^2 and intra-class correlation coefficient from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded. *J. R. Soc. Interface* **14**(134): 1–35. doi:10.1098/rsif.2017.0213.
- Neto, J.M., Barroso, D. V., and Barría, P. 2013. Seagrass quality index (SQI), a water framework directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas. *Ecol. Indic.* **30**: 130–137. doi:10.1016/j.ecolind.2013.02.015.
- O'Neal, J.S., Roni, P., Crawford, B., Ritchie, A., and Shelly, A. 2016. Comparing stream restoration project effectiveness using a programmatic evaluation of salmonid habitat and fish response. *North Am. J. Fish. Manag.* **36**(3): 681–703. doi:10.1080/02755947.2016.1165773.
- O, M., Martone, R., Hannah, L., Greig, L., Boutillier, J., and Patton, S. 2015. An ecological risk assessment framework (ERAF) for ecosystem-based oceans management in the Pacific Region. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* **2014/072** vii + 59 p.
- Ogren, S.A., and Huckins, C.J. 2015. Culvert replacements: improvement of stream biotic integrity? *Restor. Ecol.* **23**(6): 821–828. doi:10.1111/rec.12250.
-

-
- Pallottini, M., Goretti, E., Selvaggi, R., Cappelletti, D., Dedieu, N., and Céréghino, R. 2017. An efficient semi-quantitative macroinvertebrate multimetric index for the assessment of water and sediment contamination in streams. *Int. Waters* **7**(3): 314–322. doi:10.1080/20442041.2017.1329912.
- Parsons, M., Thoms, M., and Norris, R. 2002. Australian river assessment system: AusRivAS physical assessment protocol. *Monit. River Health Initiat. Tec. Rep.* (22): 46.
- 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 and example case studies. *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* **2729** xv + 124.
- Perkins, N.R., Foster, S.D., Hill, N.A., and Barrett, N.S. 2016. Image subsampling and point scoring approaches for large-scale marine benthic monitoring programs. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **176**: 36–46. doi:10.1016/j.ecss.2016.04.005.
- Perrin, C., Bennett, S., and Linke, S. 2007. Bioassessment of streams in north-central British Columbia using the reference condition approach. http://www.env.gov.bc.ca/epd/regions/skeena/water_quality/benthic/bio_streams_RCA_07.pdf.
- Peterman, R.M. 1990. Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 2–15.
- Pikard, D., Porter, M., Reese-Hansen, L., Thompson, R., Tripp, D., Carson, B., Tschaplinski, P., Larden, T., and Casley, S. 2014. Fish values: Watershed status evaluation, Version 1.0. Victoria, BC.
- Railsback, S.F., and Kadvaný, J. 2008. Demonstration flow assessment: Judgment and visual observation in instream flow studies. *Fisheries* **33**(5): 217–227. doi:10.1577/1548-8446-33.5.217.
- 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.
- Randall, R.G., Bradford, M.J., De Kerckhove, D.T., and Van Der Lee, A. 2017. Determining regional benchmarks of fish productivity using existing electrofishing data from rivers: proof of concept. *DFO. Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* **2017/018** v + 50 p.
- Rice, J. 2003. Environmental health indicators. *Ocean Coast. Manag.* **46**(3–4): 235–259. doi:10.1016/S0964-5691(03)00006-1.
- Robinson, D.L. 1987. Estimation and use of variance components. *J. R. Stat. Soc. Ser. D.* **36**(1): 3–14. doi:10.2307/2988267.
- Roni, P., Hanson, K., and Beechie, T. 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. *North Am. J. Fish. Manag.* **28**(3): 856–890. doi:10.1577/M06-169.1.
- Roper, B.B., and Scarnecchia, D.L. 1995. Observer variability in classifying habitat types in stream surveys. *North Am. J. Fish. Manag.* **15**(1): 49–53.
- Rowe, D.K., Parkyn, S., Quinn, J., Collier, K., Hatton, C., Joy, M.K., Maxted, J., and Moore, S. 2009. A rapid method to score stream reaches based on the overall performance of their main ecological functions. *Environ. Manage.* **43**(6): 1287–1300. doi:10.1007/s00267-009-9302-z.
-

-
- Rubin, Z., Kondolf, G.M., and Rios-Touma, B. 2017. Evaluating stream restoration projects: What do we learn from monitoring? *Water* **9**(3): 1–16. doi:10.3390/w9030174.
- Schiff, R., Benoit, G., and MacBroom, J. 2011. Evaluating stream restoration: A case study from two partially developed 4th order Connecticut, U.S.A. streams and evaluation monitoring strategies. *River Res. Appl.* **27**(4): 431–460. doi:10.1002/rra.1365.
- Sharma, R., and Hilborn, R. 2001. Empirical relationships between watershed characteristics and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolt abundance in 14 western Washington streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **58**(7): 1453–1463. doi:10.1139/f01-091.
- Smokorowski, K.E., Bradford, M.J., Clarke, K.D., Clement, M., Gregory, R.S., and Randall, R.G. 2015. Assessing the effectiveness of habitat offset activities in Canada: Monitoring Design and Metrics. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* **3132**: vi + 48 p.
- Smokorowski, K.E., and Randall, R.G. 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *Facets* **2**(1): 212–232. doi:10.1139/facets-2016-0058.
- Stalberg, H.C., Lauzier, R.B., Macisaac, E.A., Porter, M., and Murray, C. 2009. Canada's Policy for Conservation of Wild Pacific Salmon: Stream, Lake, and Estuarine Habitat Indicators. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* **2859**: xiii + 135p.
- Stewart-Oaten, A., and Bence, J.R. 2001. Temporal and spatial variation in environmental impact assessment. *Ecol. Monogr.* **71**(2): 305–339.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W., and Parker, K.R. 1986. Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology* **67**(4): 929–940.
- Stoddard, J.L., Larsen, D.P., Hawkins, C.P., Johnson, R.K., and Norris, R.H. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. *Ecol. Appl.* **16**(4): 1267–1276. doi:10.1890/1051-0761(2006)016.
- Summers, J.C., Kurek, J., Rühland, K.M., Neville, E.E., and Smol, J.P. 2017. Assessment of multi-trophic changes in a shallow boreal lake simultaneously exposed to climate change and aerial deposition of contaminants from the Athabasca Oil Sands Region, Canada. *Sci. Total Environ.* **592**: 573–583. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.03.079.
- Sutula, M. a., Stein, E.D., Collins, J.N., Fetscher, a. E., and Clark, R. 2006. A practical guide for the development of a wetland assessment method: the California experience. *J. Am. Water Resour. Assoc.* **42**: 157–175. doi:10.1111/j.1752-1688.2006.tb03831.x.
- Talman, S., O'Connor, N., Zampatti, B., and Cannan, F. 1996. Mount Lyell remediation: monitoring of benthic invertebrates in Macquarie Harbour, western Tasmania. *In* Department of Environment and Land Management. Department of the Environment and Energy. <http://www.environment.gov.au/science/supervising-scientist/publications/ssr/monitoring-benthic-invertebrates-macquarie-harbour-western-tasmania>.
- Törnblom, J., Roberge, J.-M., and Angelstam, P. 2011. Rapid assessment of headwater stream macroinvertebrate diversity: an evaluation of surrogates across a land-use gradient. *Fundam. Appl. Limnol.* **178**(4): 287–300. doi:10.1127/1863-9135/2011/0178-0287.
- Turley, M.D., Bilotta, G.S., Chadd, R.P., Extence, C.A., Brazier, R.E., Burnside, N.G., and Pickwell, A.G.G. 2016. A sediment-specific family-level biomonitoring tool to identify the impacts of fine sediment in temperate rivers and streams. *Ecol. Indic.* **70**: 151–165. doi:10.1016/j.ecolind.2016.05.040.
-

-
- Underwood, A.J. 1991. Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Mar. Freshw. Res.* **42**(5): 569–587. doi:10.1071/MF9910569.
- Underwood, A.J. 1994. On Beyond BACI : Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.* **4**(1): 3–15.
- Vahtmäe, E., Kutser, T., Martin, G., and Kotta, J. 2006. Feasibility of hyperspectral remote sensing for mapping benthic macroalgal cover in turbid coastal waters - a Baltic Sea case study. *Remote Sens. Environ.* **101**(3) : 342–351. doi:10.1016/j.rse.2006.01.009.
- Villa, P., Pinardi, M., Toth, V.R., Hunter, P.D., Bolpagni, R., and Bresciani, M. 2017. Remote sensing of macrophyte morphological traits: Implications for the management of shallow lakes. *J. Limnol.* **76**: 109–126.
- Vos, P., Meelis, E., and Ter Keurs, W.J. 2000. A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management. *Environmental Monit. Assess.* **61**: 317–344. doi:10.1023/A:1006139412372.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.* **30**: 377-392.
- Wieckowski, K., Pickard, D., Porter, M., Robinson, D., Marmorek, D., and Schwarz, C. 2008. A conceptual framework for monitoring fisheries sensitive watersheds (FSW). Victoria.
- Wiens, J.A., Parker, K.R. 1995. Analyzing the effects of accidental environmental impacts : Approaches and assumptions. *Ecol. Appl.* **5**(4): 1069–1083.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., and Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* **1**(1): 3–14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x.

GLOSSAIRE

Terme	Description	Référence
BA, avant/après (Before-After)	Plan de surveillance couramment utilisé qui compare les données recueillies avant et après une activité d'aménagement.	Underwood 1991
BACI, avant/après, témoin/effet (Before-After-Control-Impact)	Plan de surveillance couramment utilisé où les sites témoins et touchés sont échantillonnés avant et après l'aménagement.	Underwood 1991
Bioévaluation	Évaluation de l'état d'un plan d'eau à l'aide d'échantillons biologiques et d'autres mesures directes du biote résident dans les eaux superficielles.	Barbour 1998
CI, témoin/effet (Control-Impact)	Plan de surveillance couramment utilisé qui compare les données entre les sites témoins et les sites touchés.	Underwood 1991
Surveillance de l'efficacité	Activité à caractère scientifique, nécessitant une conception normalisée et transférable. Les paramètres ou indicateurs doivent mesurer la capacité de production ou les substituts de la capacité de production basés sur le poisson.	Smokorowski et al. 2015
Productivité du poisson	Paramètre de survie propre à une population de poissons (p. ex. taux de croissance maximal d'une population à faible densité). La productivité peut aussi être caractérisée par d'autres caractéristiques de la population comme la croissance, la fécondité et l'âge à la maturité.	Randall et al. 2013
Productivité des pêches	Rendement soutenu de toutes les populations et les espèces, ainsi que de leurs habitats, dont dépend une pêche dans une zone définie et qui y contribuent.	Randall et al. 2013
Surveillance fonctionnelle	Version scientifique et à échelle réduite de la surveillance de l'efficacité qui s'appuie sur des paramètres de substitution pour évaluer si les mesures de gestion fournissent les conditions attendues pour que les poissons puissent mener à bien leurs processus vitaux.	MPO 2012
Habitat	Toute aire dont dépend, directement ou indirectement, la survie du poisson, notamment les frayères, les aires d'alevinage, de croissance ou d'alimentation et les routes migratoires.	MPO 2018c

Terme	Description	Référence
Indicateur	Quantité qui décrit les changements de la productivité du poisson et dont on suppose qu'elle est liée à ces changements. Les indicateurs peuvent être constitués d'un ou plusieurs paramètres quantitatifs, ou être de nature qualitative (cf. « changement de GDL », « perte de structure »).	Bradford <i>et al.</i> 2014
Lettre d'avis	Directives fournies à un promoteur par le PPP lorsqu'une autorisation aux termes de la <i>Loi sur les pêches</i> n'est pas nécessaire, mais qu'il est possible d'éviter ou d'atténuer des effets du projet sur la productivité des pêches.	MPO 2018d
Autorisation aux termes de la <i>Loi sur les pêches</i>	Directives fournies à un promoteur de projet par le PPP sur la façon d'éviter ou d'atténuer les effets sur la productivité des pêches, dans la mesure du possible, et les exigences en matière de restauration et de compensation lorsque les effets sont inévitables et ne peuvent être atténués.	MPO 2018d
Objectifs en matière de surveillance de la gestion	Les objectifs de surveillance du Programme de protection des pêches liés à la surveillance des projets sont : 1) assurer la conformité aux avis, aux normes de construction et de conception et à la <i>Loi sur les pêches</i> et à la <i>Loi sur les espèces en péril</i> (programme de surveillance de la conformité); 2) évaluer l'efficacité des mesures de gestion visant à réduire les effets des projets sur le poisson et son habitat (programmes de surveillance fonctionnelle et de surveillance de l'efficacité).	Ce rapport
Mesures	Les mesures sont prises sur le terrain et décrivent l'état actuel de l'écosystème ou de son biote, par exemple l'abondance des poissons ou le débit.	Bradford <i>et al.</i> 2014
Méta-analyses	Méthode analytique puissante qui peut être utilisée pour déterminer l'efficacité de différentes mesures de gestion pour atteindre une productivité durable du poisson en évaluant l'effet global d'une mesure de gestion donnée pour plusieurs projets.	Arnqvist et Wooster 1995
Paramètre	Représentation ou quantification précise d'un indicateur. Les paramètres servent à évaluer le changement ou la relation entre le site modifié et les sites témoins ou les comparateurs pertinents. Un paramètre peut être dérivé de mesures	Bradford <i>et al.</i> 2014

Terme	Description	Référence
	avant/après sur le terrain (p. ex. changement dans l'abondance des poissons) ou peut être estimé à partir de mesures de référence et d'un effet prévu ou modélisé.	
Atténuation	Mesure visant à réduire l'échelle spatiale, la durée ou l'intensité des dommages sérieux causés au poisson qui ne peuvent être totalement évités. Les mesures d'atténuation comprennent la mise en œuvre de pratiques de gestion exemplaires pendant la construction, l'entretien, l'exploitation et la mise hors service d'un projet.	MPO 2013
Indices multiparamétriques	Type d'indicateur construit en combinant différentes sources de données pour produire une représentation holistique de l'état ou de la fonction de l'habitat.	Ce rapport
NRA, approche de la plage normale	Approche qui compare un site d'essai aux distributions de conditions définies par plusieurs sites de référence qui représentent un état souhaitable (p. ex. non perturbé, vierge ou intact).	
Mesures de compensation	Mesure qui contrebalance les dommages sérieux inévitables causés au poisson par un projet dans le but de maintenir ou d'améliorer la productivité du poisson.	MPO 2013
Objectifs en matière de surveillance du programme	Objectifs de surveillance propres à chaque programme visant la façon dont ils mesurent l'efficacité des mesures de gestion. Par exemple, la surveillance fonctionnelle mesurera l'efficacité en évaluant si les mesures de gestion fonctionnent comme prévu, tandis que la surveillance de l'efficacité évaluera les jalons de productivité.	Ce rapport, MPO 2012
Objectifs en matière de surveillance du projet	Objectifs de surveillance propres à chaque projet visant la façon dont ils mesurent l'efficacité des mesures de gestion. Par exemple, les objectifs du projet d'évaluation d'un pont peuvent être de déterminer si le pont permet le passage vers l'amont et vers l'aval, tandis que l'évaluation d'un nouvel habitat de frai pour le saumon adulte peut être de déterminer si l'habitat fournit un abri et du gravier pour la frayère du saumon adulte.	Ce rapport

Terme	Description	Référence
Mesure quantitative	Collecte de mesures physiques et biologiques, de paramètres et d'indicateurs au moyen de mesures pour générer des données numériques.	Bradford <i>et al.</i> 2014
Mesure qualitative	Collecte de mesures physiques et biologiques, de paramètres et d'indicateurs au moyen d'évaluations descriptives de l'état d'une caractéristique, qui peuvent ne pas avoir d'unité.	Bradford <i>et al.</i> 2014
Plage d'indifférence	Approche qui définit les niveaux acceptables d'incertitude dans la prise de décisions. Cette tolérance à l'incertitude, ou plages d'intolérance, peut être utilisée pour déclencher ou tempérer des décisions.	Bradford <i>et al.</i> 2017
Évaluation rapide	Protocole d'évaluation qui peut être réalisé en peu de temps (p. ex. moins d'un jour pour deux personnes pour recueillir les données, les gérer, les analyser et produire des rapports complets).	Sutula <i>et al.</i> 2006
ACR, Approche des conditions de référence	Approche qui compare un site d'essai à un ensemble de conditions définies par plusieurs sites de référence qui représentent un état souhaitable (p. ex. non perturbé, vierge ou intact).	Stoddard <i>et al.</i> 2006
Restauration	Création ou restauration d'un habitat précédemment dégradé dont on sait qu'il a rempli une fonction précise dans le passé.	Smokorowski <i>et al.</i> 2015
Surveillance normalisée	Programmes de surveillance qui utilisent des protocoles cohérents de collecte de données, d'analyse et de production de rapports.	Ce rapport
Type de réseau hydrographique	Lac, rivière, ruisseau, ruisseau, estuaire, marin, côtier ou autre grande catégorie de plan d'eau.	Ce rapport

ANNEXE A

Tableau A 1. Métadonnées de la littérature examinée.

Numéro de référence	Numéro d'identification du document
Référence	Auteurs et année de publication
Éditeur	Nom de la revue ou de la série de rapports
Titre	Titre du document
Lieu	Pays/état, province/pays ou pays en ordre alphabétique
Écosystème	Eau douce, milieux marins
Type d'habitat	Estuaire, lac, côtier, étang, rivière, cours d'eau, terre humide
Fonction de l'habitat	Couverture, fonction de l'écosystème, alimentation, migration, zone d'alevinage, élevage, reproduction
Réponse biologique physique	Cette catégorie décrit la réponse générale examinée dans le document et elle est définie par le document. Les termes ou les catégories sont regroupés, au besoin
Type de développement	Défini par le document, mais des catégories générales sont utilisées
Intervention	Type d'intervention défini dans le document, mais les techniques semblables ont été regroupées
Type de données	Type de données recueillies pour décrire les paramètres de réponse
Modèle de surveillance	Modèle utilisé pour déterminer si un changement s'est produit (comparateur)
Protocole normalisé	Protocole normalisé qui a été utilisé et qui doit être nommé dans le document
Avant la surveillance (années)	Nombre d'années avant les répercussions
Après la surveillance (années)	Nombre d'années après les répercussions
Années suivant l'intervention	Nombre d'années après l'intervention
Nombre de sites témoins	Nombre de sites témoins
Nombre de sites modifiés	Nombre de sites modifiés ou touchés
Analyses statistiques	Analyse utilisée dans le document pour analyser un changement lié à l'habitat ou autres types de modélisation utilisés pour établir des indices ou des scores
Rapide < 1 Jour	L'enquête a-t-elle été rapide? La plupart des auteurs ne considèrent pas leur enquête comme étant rapide, et le terme « rapide » peut signifier différentes choses. Fournit une évaluation normalisée des efforts déployés

Tableau A 2. Données extraites de la littérature examinée.

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
1	Adomato et coll., 1997	US Fish and Wildlife Service	The use of rapid bioassessment protocols to describe fish and benthic macroinvertebrate communities in three creeks near the Little River National Wildlife Refuge, McCurtain County Oklahoma	États-Unis/Oklahoma	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons/macroinvertébrés	Sites industriels	Aucune	Quantitatives	CI	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	3	3	Aucune	Oui
2	Albertson et coll., 2013	River Research and Applications	How does restored habitat for chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha) in the Merced river in California compare with other chinook streams?	États-Unis/Californie	Eau douce	Cours d'eau	Élevage	Densité de saumons par rejet	Mine	Reconstruction d'un chenal	Quantitatives	CR	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	1	0	19	1	Comparaison des aires de répartition/corrélation/ACP	Oui
3	Alford, 2014	Hydrobiologia	Multi-scale assessment of habitat and stressors	États-Unis/Louisiane	Eau douce	Cours d'eau	Toutes	Assemblage de poissons	Agents de stress multiples	Aucune	Divers	Echantillon aléatoire	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	Non décrit	50	Analyse de redondance partielle	Oui
4	Angradi et coll., 2009	Environmental Monitoring and Assessment	Using stressor gradients to determine reference expectations for great river fish assemblages	États-Unis	Eau douce	Rivière	Fonction de l'écosystème	Assemblages de poissons/habitat physique/chimie de l'eau	Agents de stress multiples	Non décrite	Quantitatives	CR	Programme de surveillance et d'évaluation environnementales des écosystèmes des Grands Lacs	1	1	0	0	Non décrit	Fonction de densité cumulative	Non
5	Anton et coll., 2011	Ecology of Freshwater Fish	Restoration of dead wood in Basque stream channels: Effects on brown trout population	Union européenne/Espagne	Eau douce	Cours d'eau	Reproduction/élevage	Densité de poissons	Accrochage	Ajout important de bois	Quantitatives	BACI	Aucun	2	2	0	4	4	Analyse de la variance	Oui
6	Arthur et Kauss, 2000	Ministère de l'Environnement	Évaluation des sédiments et de la communauté benthique de	Canada/Ontario	Eau douce	Rivière	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés/chimie de l'eau	Sites industriels	Aucune	Quantitatives	Echantillon aléatoire	Aucun	0	0	0	0	8	Corrélation/analyse des fonctions discriminantes/ACP	Incertain

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
		ment de l'Ontario	la rivière Ste-Marie																	
7	Benedetti-Cecchi et Oslo, 2007	MEPS	Replication and mitigation of effects of confounding variables in environmental impact assessment: Effect of marinas on rocky-shore assemblages	Union européenne/Italie	Milieux marins	Côtier	Fonction de l'écosystème	Assemblage d'algues/macroinvertébrés	Marina	Aucune	Quantitatives	CI	Aucun	0	1	40	9	2	Analyse de la variance/analyse de la variance par permutation	Oui
8	Bennett et coll., 2009	Gitxsan Forest Enterprises and Westfraser Mills Ltd.	Bioassessment of streams in Northwest BC using the Skeena BEAST09	Canada/Colombie-Britannique	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Foresterie	Aucune	Divers	CR	Skeena BEAST/protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	143	7	Analyse des fonctions discriminantes/positionnement multidimensionnel non-métrique	Oui
9	Berkowitz et coll., 2013	Soil Science Society of America Journal	Linking Wetland Functional Rapid Assessment Models with Quantitative Hydrological and Biogeochemical Measurements across a Restoration Chronosequence	États-Unis/Louisiane	Eau douce	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Biomasse horizon A/capacité d'échange cationique/fréquence des inondations/couverture végétale du sol/biomasse horizon O/biomasse arbustive/densité des buissons et des arbrisseaux/densité des broussailles/surface terrière des arbres/biomasse de débris ligneux	Déforestation	Aucune	Quantitatives	CR	Hydrogéomorphique	0	1	1-20	21	45	Corrélation de Pearson	Oui
10	Bonada et coll., 2006	Journal of North American Benthological Society	A comparison of rapid bioassessment protocols used in 2 regions with Mediterranean climates, the Iberian Peninsula and South Africa	Péninsule ibérique/Afrique du Sud	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Bioévaluation rapide de la péninsule ibérique/bioévaluation rapide de l'Afrique du Sud	0	0	0	7	4	Aucune	Oui
11	Borisko et coll., 2007	Water Quality Research Journal of Canada	An evaluation of rapid bioassessment protocols for stream benthic invertebrates in Southern Ontario, Canada	Canada/Ontario	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Aucun	Aucune	Quantitatives	CR	RCBA/MRNF/bioévaluations rapides du RSBBO/TRCA	0	0	0	0	11	Analyse de la variance	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
12	Boys et coll., 2012	Journal of Applied Ecology	Improved fish and crustacean passage in tidal creeks following floodgate remediation	Australie/Nouvelles-Galles du Sud	Eau douce	Rivière/cours d'eau	Zone d'alevinage	Passage des crustacés/passage du poisson	Agriculture	Contrôle des vantelles d'écluse	Quantitatives	BACI	Aucun	0	1	0	8	3	Analyse de la variance par permutation	Oui
13	Brown et coll., 2016	Science of the Total Environment	Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration	Royaume-Uni	Eau douce	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés/physicochimique	Modification du débit	Ajout de bassins	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	5-10	20	20	Échelle dimensionnelle non paramétrique/modèles nuis/analyse de la variance par permutation	Oui
14	Cahill et coll., 2015	North American Journal of Fisheries Management	Assessing Responses of Fish to Habitat Enhancement in Barrenlands Streams of the Northwest Territories	Canada/Territoires du Nord-Ouest	Eau douce	Cours d'eau	Migration	Passage du poisson	Mine	Passé à poissons	Quantitatives	BACI	Aucun	1	2	0	2	3	Khi carré	Non
15	Chambers et Brooks, 2016	Ecological Indicators	Testing a rapid Floristic Quality Index on headwater wetlands in central Pennsylvania, USA	États-Unis/Pennsylvanie	Eau douce	Zone humide	Toutes	Assemblage floristique	Gradient de stress	Aucune	Quantitatives	CR	Indice rapide de la qualité du poisson	0	0	0	0	87	Analyse de la variance	Oui
16	Cianfrani et coll., 2001	soumettre au	Assessment of Urban Streams in Fairmount Park, Philadelphia, PA	États-Unis/Pennsylvanie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	État géographique/habitat physique/état riverain/macroinvertébrés	Urbanisation	Aucune	Divers	CR	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	16	426	Aucune	Oui
17	Cohen et coll., 2006	Journal of the American Water Resources Association	Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition	États-Unis/Floride	Eau douce	Zone humide	Toutes	Assemblage floristique	Agriculture/urbanisation	Aucune	Quantitatives	CR	Indice de l'état des terres humides	0	0	0	73	120	Arbres de classification/arbres de régression	Oui
18	Cooperman et coll., 2007	Fisheries	Streambank Restoration Effectiveness: Lessons Learned from a Comparative Study	Canada/Colombie-Britannique	Eau douce	Cours d'eau	Reproduction/élevage	Habitat dans le chenal/macroinvertébrés/végétation riveraine	Aucun développement	Stabilisation des berges	Quantitatives	CR	Aucun	0	1	3-8	11	16	Analyse de la variance	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
19	Cordell et Toft, 2012	US Fish and Wildlife Service	2010 Invertebrate Monitoring at Duwamish Waterway Restoration Sites : Hamm Creek, Herring's House, Northwind's Weir, and Kenco Marine	États-Unis/Washington	Milieux marins	Estuaire	Fonction de l'écosystème	Méiofaune benthique/macroinvertébrés/insectes riverains	Sites industriels	Ajout de caractéristiques hors-chenal/plantation de végétation émergente et riveraine/réduction des enrochements de protection	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	4-11	2	4	Analyse de la variance par permutation	Oui
20	De Bikuna et coll., 2015	Fundamental and Applied Limnology	Development of a multimetric benthic macroinvertebrate index for assessing the ecological condition of Basque streams (north of Spain)	Union européenne/Espagne	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Urbanisation	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	7	15	Boîtes à moustaches/test U	Incertain
21	De Mutsert et Cowan, 2012	Estuaries and Coasts	A Before-After-Control-Impact Analysis of the Effects of a Mississippi River Freshwater Diversion on Estuarine Nekton in Louisiana, USA	États-Unis/Louisiane	Milieux marins	Estuaire	Zone d'alevinage	Necton	Endiguement	Dérivation d'eau douce	Quantitatives	CR	Aucun	1	14	0	6	13	Échelle dimensionnelle paramétrique/analyse de la variance par permutation	Incertain
22	Doll et coll., 2015	Journal of the American Water Resources Association	Evaluating the geomorphological condition of restored streams using visual assessment and macroinvertebrate metrics	États-Unis/Caroline du Nord	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/morphologie de fond/macroinvertébrés/état morphologique	Urbanisation	Stabilisation des berges	Divers	CR	Évaluation du rendement des cours d'eau de la North Carolina State University	0	1	1-15	42	114	Régression multiple/ACP	Oui
23	Doll et coll., 2016	Water	Can rapid assessments predict the biotic condition of restored streams?	États-Unis/Caroline du Nord	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/morphologie de fond/macroinvertébrés/état morphologique	Urbanisation	Stabilisation des berges/modification du chenal/ajout important de bois	Divers	CR	Évaluation écogéomorphologique de la North Carolina State University/évaluation du rendement des cours d'eau de la North Carolina State University/inventaire environnemental et inventaire des chenaux riverains de Peterson/protocole	0	1	1-15	0	65	Régression multiple/ACP	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
													d'évaluation visuelle des cours d'eau de l'USDA/protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA							
24	Doll et coll., 2016	Water	Identifying watershed, landscape, and engineering design factors that influence the biotic condition of restored streams	États-Unis	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Paysage/macroinvertébrés/conception de restaurations	Agents de stress multiples	Reconstruction d'un chenal et d'une plaine d'inondation/ajout important de bois/ajout d'un rocher	Quantitatives	Ciblée	EPT	0	0	1-10	0	79	ACP/méthode de régression ridge	Oui
25	Entrekin et coll., 2009	Freshwater Biology	Response of secondary production by macroinvertebrates to large wood addition in three Michigan streams	États-Unis/Michigan	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Déforestation	Ajout important de bois	Quantitatives	CI	Aucun	1	2	0	3	3	Analyse de la variance	Non
26	Flores et coll., 2017	Ecological Engineering	Effects of wood addition on stream benthic invertebrates differed among seasons at both habitat and reach scales	Union européenne/Espagne	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés/habitat physique	Déforestation	Ajout important de bois	Quantitatives	BACI	Aucun	1	1	0	4	4	Effets mixtes/analyse de la variance par permutation	Oui
27	Franklin et Bartels et coll., 2012	Aquatic Conservation and Freshwater Ecosystems	Restoring connectivity for migratory native fish in a New Zealand stream: effectiveness of retrofitting a pipe culvert	Nouvelle-Zélande	Eau douce	Cours d'eau	Migration	Assemblage de poissons/passage du poisson	Pont	Rénovation d'un ponceau	Quantitatives	BA	Aucun	3	3	0	0	1	Analyse de la variance	Non
28	Goodman et coll., 2015	Restoration Ecology	A mapping technique to evaluate age-0 salmon habitat response from restoration	États-Unis/Californie	Eau douce	Cours d'eau	Élevage	Habitat physique/hydrologie	Barrage	Non décrite	Quantitatives	Échantillon aléatoire	Aucun	0	0	0	Non décrit	Non décrit	Effets mixtes	Non
29	Haberfeld et	Journal of the American Water Resources	Rapid Geomorphic and Habitat Stream Assessment	États-Unis/New York	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat dans le chenal	Agents de stress multiples	Aucune	Qualitatives	CR	Système de classement de la stabilité des chenaux/procédure d'évaluation de la	0	0	0	2	1	Analyse de la variance	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
	coll., 2014	Association	Techniques Inform Restoration Differently Based on Levels of Stream Disturbance										stabilité des chenaux de Pfankuch/protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA							
30	Harper et coll., 1998	Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems	Artificial riffles in river rehabilitation: Setting the goals and measuring the successes	Royaume-Uni	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Géomorphologie/types d'habitats/macroinvertébrés	Aucun développement	Rapides artificiels	Quantitatives	Ciblée	Aucun	0	1	3	0	20	Corrélation de Pearson	Oui
31	Heady et coll., 2015	Ecological Indicators	Assessing California's bar-built estuaries using the California Rapid Assessment Method	États-Unis/Californie	Eau douce	Estuaire	Zone d'alevinage	Structure biotique/zone tampon et structure du paysage/hydrologie/habitat physique	Aucun développement	Aucune	Qualitatives	Echantillon aléatoire	Méthode d'évaluation rapide de la Californie	0	0	0	0	32	Corrélation de Spearman	Oui
32	Hilderbrand et coll., 1997	CJFAS	Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates	États-Unis/Virginie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Types d'habitats/macroinvertébrés	Déforestation	Ajout important de bois	Quantitatives	CI	Aucun	1	2	0	2	2	Analyse de la variance	Oui
33	Howell et coll., 2012	Restoration Ecology	Responses of Fish to Experimental Introduction of Structural Woody Habitat in Riffles and Pools	Australie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons	Agents de stress multiples	Ajout important de bois	Quantitatives	BACI	Aucun	1	0	1	3	3	Analyse de similitudes	Incertain
34	Howson et coll., 2009	River Research and Applications	Fish assemblage response to rehabilitation of a sand-slugged lowland river	Australie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons	Agents de stress multiples	Ajout important de bois/enlèvement de sédiments	Quantitatives	BACI	Aucun	1	1	2	3	1	Analyse de la variance par permutation	Non
35	Ilmonen et coll., 2012	Freshwater Science	Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: community composition, species richness, and	Union européenne/Finlande	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Bryophytes/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	55	20	Beast	Non

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
			red-listed species																	
36	Johnson et Ringler, 2014	Ecological Indicators	The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: A comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY)	États-Unis/New York	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Divers	Échantillon aléatoire	New York State Department of Environmental Conservation – Macroinvertébrés/protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	0	17	Corrélation de Pearson	Non
37	Jun et coll., 2012	International Journal of Environmental Research and Public Health	A Multimetric Benthic Macroinvertebrate Index for the Assessment of Stream Biotic Integrity in Korea	Corée	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Aucun développement	Aucune	Quantitatives	CR	Indice d'intégrité biologique des macroinvertébrés benthiques coréens	0	0	0	112	276	ACP	Oui
38	Kireta et coll., 2012	Ecological Indicators	Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models	États-Unis	Eau douce	Rivière	Fonction de l'écosystème	Diatomées de périphyton/diatomées de phytoplancton	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	Échantillon aléatoire	Aucun	0	0	0	0	184	Analyse canonique des correspondances	Incertain
39	Korte et coll., 2010	Hydrobiologia	Assessing river ecological quality using benthic macroinvertebrates in the Hindu Kush-Himalayan region	Bangladesh/Bhoutan/Inde/Népal/Pakistan	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	Échantillon aléatoire	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	0	198	ACP	Oui
40	Krasnick et coll., 2001	Tasmania Department of Primary Industries, Water and Environment, Hobart	Australia-Wide Assessment of River Health: Tasmanian Bioassessment Report	Tasmanie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Divers	CR	Ausivas/protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	216	257	Aucune	Oui
41	Langer et Smith, 2001	Regulated Rivers: Research and	Effects of habitat enhancement on 0-group	Royaume-Uni	Eau douce	Cours d'eau	Reproduction/élevage	Productivité du poisson	Agents de stress multiples	Reconstruction des berges	Quantitatives	CI	Aucun	0	0	0	4	4	Analyse de la variance	Non

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
		Management	fishes in a lowland river																	
42	Leps et coll., 2016	Science of the Total Environment	Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches	Union européenne/Allemagne	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Hydromorphologie/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Divers	Quantitatives	CI	AQEM-STAR	0	0	1-25	4	4	Analyse de la variance par permutation	Oui
43	Lopez et Fennessy, 2002	Ecological Applications	Testing the Floristic Quality Assessment Index as an Indicator of Wetland Condition	États-Unis/Ohio	Eau douce	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Assemblage floristique	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	Échantillon aléatoire	FQAI	0	0	0	0	20	Corrélation de Spearman	Non
44	McCaffery et coll., 2007	Transactions of the American Fisheries Society	Effects of Road Decommissioning on Stream Habitat Characteristics in the South Fork Flathead River, Montana	États-Unis/Montana	Eau douce	Cours d'eau	Reproduction/élevage	Sédiment	Chemins	Mise hors fonction de chemins	Quantitatives	Échantillon aléatoire	Aucun	0	0	0	6	6	Test de Kruskal-Wallis/test de Mann-Whitney/corrélation de Pearson	Incertain
45	Menery et coll., 2011	Ecological Indicators	The CIEPT: A macroinvertebrate-based multimetric index for assessing the ecological quality of Swiss lowland ponds	Union européenne/Suisse	Eau douce	Étang	Fonction de l'écosystème	Assemblage d'amphibiens/macroinvertébrés/indice de végétation	Aucun développement	Non décrite	Quantitatives	Échantillon aléatoire	CIEPT	0	0	0	17	7	Corrélation de Pearson	Non
46	Miller et coll., 2013	Ecological Indicators	Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates	Union européenne	Eau douce	Lac	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Étude de l'habitat lacustre/indice multimétrique des invertébrés littoraux fondé sur un échantillonnage des habitats/indice multimétrique des invertébrés littoraux fondé sur un échantillonnage composite	0	0	0	0	51	Analyse de similitudes/analyse de la variance par permutation	Oui
47	Miller et coll., 2004	Journal of the American Water Resources	STREAM ASSESSMENTS USING BIOTIC INDICES: RESPONSES	États-Unis/Wyoming	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/macroinvertébrés/chimie de l'eau	Agents de stress multiples	Non décrite	Quantitatives	Échantillon aléatoire	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les	0	0	0	0	9	ACP/corrélation de Pearson	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
		Association	TO PHYSICOCHEMICAL VARIABLES										rivières de l'USEPA							
48	Mollard et coll., 2013	Wetlands	Monitoring and Assessment of Wetland Condition Using Plant Morphologic and Physiologic Indicators	Canada/Alberta	Eau douce	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Assemblages de plantes	Agriculture/urbanisation	Non décrite	Quantitatives	Ciblée	Aucun	0	0	0	8	25	ACP/corrélation de Pearson	Oui
49	Muehbaier et coll., 2009	Hydrobiologia	Short-term responses of decomposers to flow restoration in Fossil Creek, Arizona, USA	États-Unis/Arizona	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Champignons/décomposition des feuilles/macroinvertébrés/chimie de l'eau	Barrage	Restauration du débit	Quantitatives	BACI	Aucun	1	1	0.5	1	1	Analyse de la variance	Incertain
50	Nathan et coll., 2018	Ecological Indicators	Are culvert assessment scores an indicator of Brook Trout Salvelinus fontinalis population fragmentation?	États-Unis/Connecticut	Eau douce	Cours d'eau	Migration	Passage du poisson	Routes	Aucune	Divers	Ciblée	Protocole de collaboration pour la connectivité aquatique de l'Atlantique Nord	0	0	0	11	17	Corrélation de Pearson/test T	Oui
51	Neto et coll., 2013	Ecological Indicators	Seagrass Quality Index (SQI), a Water Framework Directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas	Union européenne/Portugal	Milieux marins	Estuaire	Fonction de l'écosystème	Assemblage d'algues marines	Agents de stress multiples	Restauration du débit	Quantitatives	BA	Indice de qualité des algues marines	12	12	1-12	0	1	Corrélation de Spearman	Incertain
52	Pallottini et coll., 2017	Inland Waters	An efficient semi-quantitative macroinvertebrate multimetric index for the assessment of water and sediment contamination in streams	Union européenne/Italie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Divers	CR	Indice multimétrique semi-quantitatif	0	0	0	10	11	Test de Kolmogorov-Smirnov	Oui
53	Pont et coll., 2006	Journal of Applied Ecology	Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using	Union européenne	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	1608	5252	Probabilités/régression	Incertain

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
			functional metrics and fish assemblages																	
54	Pont et coll., 2007	Fisheries Management and Ecology	Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index	Union européenne	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	1608	5252	Probabilités/régression	Incertain
55	Porst et coll., 2012	Fundamental and Applied Limnology	Efficient sampling methodologies for lake littoral invertebrates in compliance with the European Water Framework Directive	Union européenne	Eau douce	Lac	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	14	19	Analyse de similitudes/échelle dimensionnelle non paramétrique/analyse de la variance par permutation	Oui
56	Radwell et Kwak, 2005	Environmental Management	Assessing Ecological Integrity of Ozark Rivers to Determine Suitability for Protective Status	États-Unis/Arkansas	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/assemblage de poissons/macroinvertébrés/attributs du bassin versant/chimie de l'eau	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	IBI	0	0	0	5	5	Analyse de concentration/mise à l'échelle ordinale	Incertain
57	Raposa et coll., 2017	Estuaries and Coasts	Evaluating Tidal Wetland Restoration Performance Using National Estuarine Research Reserve System Reference Sites and the Restoration Performance Index (RPI)	États-Unis	Milieux marins	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Hydrologie/habitat physique/sols/végétation	Agents de stress multiples	Divers	Quantitatives	CR	Indice de rendement de la restauration	0	1-4	0-14	9	17	Analyse de similitudes/Beast/régression/RPI/plus simple	Incertain
58	Rehn, 2009	River Research and Applications	Benthic macroinvertebrates as indicators of biological condition below hydropower dams on west slope Sierra Nevada streams, California, USA	États-Unis/Californie	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/macroinvertébrés/périphton/chimie de l'eau	Barrage	Aucune	Divers	CR	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	Beaucoup	20	54	Régression	Incertain

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
59	Roberts et coll., 2016	Ecological Indicators	Optimising a widely-used coastal health index through quantitative ecological group classifications and associated thresholds	Nouvelle-Zélande	Milieux marins	Estuaire	Fonction de l'écosystème	État benthique/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Divers	CR	Indice biotique AMBI	0	0	0	0	21	Régression/arbres de régression	Incertain
60	Rowe et coll., 2009	Environmental Management	Evaluating stream restoration: A case study from two partially developed 4th order Connecticut, U.S.A. streams and evaluation monitoring strategies	Nouvelle-Zélande	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Biodiversité aquatique intacte/faune aquatique intacte/faune ichtyologique intacte/habitat de fraie des poissons intact/faune macroinvertébrée intacte/végétation riveraine intacte	Urbanisation	Non décrite	Divers	CR	Oui	0	1	0	Non décrit	21	Non décrit	Oui
61	Schiff et coll., 2011	River Research and Applications	Evaluating stream restoration: A case study from two partially developed 4th order Connecticut, U.S.A. streams and evaluation monitoring strategies	États-Unis	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/macroinvertébrés/chimie de l'eau	Agents de stress multiples	Divers	Quantitatives	CR	Protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	Beaucoup	13	14	Analyse de la variance	Incertain
62	Schmutz et coll., 2016	Hydrobiologia	Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European rivers	Union européenne	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons/hydromorphologie	Agents de stress multiples	Structures des cours d'eau/remèandrage/élagage	Quantitatives	CI	Aucun	0	0	3-20	15	15	Arbres de régression de classification/test T	Incertain
63	Smith et coll., 2007	Biodiversity and Conservation	Assessing Riparian Quality Using Two Complementary Sets of Bioindicators	Afrique du Sud	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés/végétation riveraine	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	Ciblée	Protocole SASS5	0	0	0	0	70	Analyse canonique des correspondances/régression	Oui
64	Stander et	Wetlands	Rapid assessment of urban wetlands:	États-Unis/New Jersey	Eau douce	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Cycle de l'azote	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	Ciblée	Indice de capacité fonctionnelle	0	0	0	5	9	Régression	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
	Ehrenfeld, 2009		Functional assessment model development and evaluation																	
85	Suir et Sasser, 2017	US Army Corps of Engineers	Floristic Quality Index of Restored Wetlands in Coastal Louisiana	États-Unis/Louisiane	Eau douce	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Végétation	Ouragans et pics de salinité	Aucune	Quantitatives	CR	Indice de qualité floristique	0	0	0	117	442	Aucune	Oui
86	Talman et coll., 1996	Tasmania Department of Environment and Land Management	Mount Lyell Remediation: Monitoring of benthic invertebrates in Macquaire Harbour, western Tasmania	Tasmanie	Milieux marins	Côtier	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/bivalves/macroinvertébrés	Mine	Améliorer la qualité de l'eau et des sédiments	Quantitatives	Échantillon aléatoire	Aucun	0	0	0	0	38	Analyse de la variance	Oui
87	Tomblom et Anglistam, 2011	Fundamental and Applied Limnology	Rapid assessment of headwater stream macroinvertebrate diversity: an evaluation of surrogates across a land-use gradient	Union européenne/Pologne/Roumanie/Ukraine	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	Ciblée	Indice saprobique tchèque	0	0	0	0	25	Régression	Oui
88	Twohig et Stolt, 2011	Wetlands	Soils-based rapid assessment for quantifying changes in salt marsh condition as a result of hydrologic alteration	États-Unis/Rhode Island/Massachusetts	Milieux marins	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Propriétés du sol	Restriction maréale	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	2	2	Test T	Oui
89	Valentine-Rose et Layman, 2011	Restoration Ecology	Response of Fish Assemblage Structure and Function Following Restoration of Two Small Bahamian Tidal Creeks	Bahamas	Milieux marins	Estuaire	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons	Sédimentation	Connectivité hydraulique	Quantitatives	BACI	Aucun	1	2	0-2	2	2	Analyse de similitudes/échelle dimensionnelle non paramétrique/plus simple	Non
70	Vander Laan et coll., 2013	Freshwater Science	Linking land use, in-stream stressors, and biological condition to infer causes of regional ecological	États-Unis/Nevada	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	165	401	Forêts aléatoires	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
			impairment in streams																	
71	Vehanen et coll., 2010	Freshwater Biology	Effects of habitat rehabilitation on brown trout (Salmo trutta) in boreal forest streams	Union européenne/Finlande	Eau douce	Cours d'eau	Reproduction/élevage	Productivité du poisson	Agents de stress multiples	Ajout plus audacieux/ajout important de bois	Quantitatives	BACI	Aucun	3	3	0	6	12	Analyse de la variance	Oui
72	Verissimo et coll., 2012	Ecological Indicators	Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management	Union européenne/Portugal	Milieux marins	Estuaire	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Connectivité hydraulique	Quantitatives	BA	Aucun	3	2	0	Non décrit	15	Bray-Curtis/échelle dimensionnelle non paramétrique/ACP/analyse de la variance par permutation	Incertain
73	Walker et MacAskill, 2014	Environmental Monitoring and Assessment	Monitoring water quality in Sydney Harbour using blue mussels during remediation of the Sydney Tar Ponds, Nova Scotia, Canada	Canada/Nouvelle-Écosse	Milieux marins	Côtier	Fonction de l'écosystème	Tissu de crabe/moules/sédiments/qualité de l'eau	Restauration des sites contaminés	Non décrite	Quantitatives	BA	Aucun	1	3	0	0	11	Analyse de la variance	Non
74	Weigel et Dimick, 2011	Journal of the North American Benthological Society	Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based Index of Biotic Integrity for nonwadeable rivers of Wisconsin	États-Unis/Wisconsin	Eau douce	Rivière	Fonction de l'écosystème	Assemblage de poissons/macroinvertébrés	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	32	68	Analyse de la variance	Non
75	Wellnitz et coll., 2014	Limnologia	Do installed stream logjams change benthic community structure?	États-Unis/Minnesota	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Macroinvertébrés	Inconnu	Ajout important de bois	Quantitatives	BACI	Aucun	1	1	0	2	2	Analyse de variance multivariée	Oui
76	Wigand et coll., 2011	Environmental Monitoring and Assessment	Development and validation of rapid assessment indices of condition for coastal tidal wetlands in southern New England, USA	États-Unis/Connecticut/Massachusetts/Rhode Island	Milieux marins	Zone humide	Fonction de l'écosystème	Perturbation/sol/végétation	Agents de stress multiples	Aucune	Quantitatives	CR	Aucun	0	0	0	10	71	Régression/ACP	Oui

Numéro de référence	Référence	Éditeur	Titre	Lieu	Écosystème	Type d'habitat	Fonction de l'habitat	Réponse biologique physique	Type de développement	Intervention	Type de données	Modèle de surveillance	Protocole normalisé	Avant la surveillance (années)	Après la surveillance (années)	Années suivant l'intervention	Nombre de sites témoins	Nombre de sites modifiés	Analyses statistiques	Rapide < 1 jour
77	Winger et coll., 2005	Environmental Monitoring and Assessment	Combined use of rapid bioassessment protocols and sediment quality triad to assess stream quality	États-Unis	Eau douce	Cours d'eau	Fonction de l'écosystème	Habitat physique/macroinvertébrés/poissons/sédiments	Usine de traitement des eaux usées	Aucune	Quantitatives	CR	Analyse en triade de la qualité des sédiments/protocoles de bioévaluation rapide pour les cours d'eau et les rivières de l'USEPA	0	0	0	1	4	Analyse de la variance	Oui

Tableau A 3. Liste de la littérature examinée pour le document de recherche.

Numéro de référence	Citation complète
1	Adomato, T., Fish, U.S., Service, W., Ecological, O., and Field, S. 1997. The use of rapid bioassessment protocols to describe fish and benthic macroinvertebrate communities in three creeks near the Little River National Wildlife Refuge, Mccurtain County Oklahoma. (June).
2	Albertson, L.K., Koenig, L.E., Lewis, B.L., Zeug, S.C., Harrison, L.R., and Cardinale, B.J. 2013. How does restored habitat for chinook salmon (<i>oncorhynchus tshawytscha</i>) in the merced river in california compare with other chinook streams? <i>River Res. Appl.</i> 29 (4): 469–482. doi:10.1002/rra.1604.
3	Alford, J.B. 2014. Multi-scale assessment of habitats and stressors influencing stream fish assemblages in the Lake Pontchartrain Basin, USA. <i>Hydrobiologia</i> 738 (1): 129–146. doi:10.1007/s10750-014-1925-2.
4	Angradi, T.R., Bolgrien, D.W., Jicha, T.M., Pearson, M.S., Hill, B.H., Taylor, D.L., Schweiger, E.W., Shepard, L., Batterman, A.R., Moffett, M.F., Elonen, C.M., and Anderson, L.E. 2009. A bioassessment appro
5	Antón, A., Elozegi, A., García-Arberas, L., Díez, J., and Rallo, A. 2011. Restoration of dead wood in Basque stream channels: Effects on brown trout population. <i>Ecol. Freshw. Fish</i> 20 (3): 461–471. WILEY-BLACKWELL, 111 RIVER ST, HOBOKEN 07030-5774, NJ USA. doi:10.1111/j.1600-0633.2010.00482.x.
6	Arthur, A., and Kauss, P. 2000. Sediment and benthic community assessment of the St. Marys River.
7	Benedetti-Cecchi, L., and Osio, G.C. 2007. Replication and mitigation of effects of confounding variables in environmental impact assessment: Effect of marinas on rocky-shore assemblages. <i>Mar. Ecol. Prog. Se</i>
8	Bennett, S.A. 2009. Bioassessment of streams in the northwest BC using the Skeena Beast09. Gitxsan For. Enterp. Westfraser Mills Ltd. (March): 1–76.
9	Berkowitz, J.F., and White, J.R. 2013. Linking wetland functional rapid assessment models with quantitative hydrological and biogeochemical measurements across a restoration chronosequence. <i>Soil Sci. Soc. Am</i>
10	Bonada, N., Dallas, H., Rieradevall, M., Prat, N., and Day, J. 2006. A comparison of rapid bioassessment protocols used in 2 regions with Mediterranean climates, the Iberian Peninsula and South Africa. <i>J. North Am. Benthol. Soc.</i> 25 (2): 487–500.
11	Borisko, J.P., Kilgour, B.W., Stanfield, L.W., and Jones, F.C. 2007. An evaluation of rapid bioassessment protocols for stream benthic invertebrates in Southern Ontario, Canada. <i>Water Qual. Res. J. Canada</i> 42 (3): 184–193.
12	Boys, C.A., Kroon, F.J., Glasby, T.M., and Wilkinson, K. 2012. Improved fish and crustacean passage in tidal creeks following floodgate remediation. <i>J. Appl. Ecol.</i> 49 (1): 223–233. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02101.x.
13	Brown, L.E., Ramchunder, S.J., Beadle, J.M., and Holden, J. 2016. Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration. <i>Sci. Total Environ.</i> 569–570 : 361–372. doi:10
14	Cahill, C.L., Erwin, A.C., Howland, K.L., Hulsman, M.F., Lunn, B.D., Noddin, F., Tonn, W.M., Baki, A.B., Courtice, G., and Zhu, D.Z. 2015. Assessing responses of fish to habitat enhancement in Barrenlands streams of the Northwest Territories. <i>North Am. J. Fish. Manag.</i> 35 (4): 755–764. doi:10.1080/02755947.2015.1044626.

Numéro de référence	Citation complète
15	Chamberlain, S.J., and Brooks, R.P. 2016. Testing a rapid floristic quality index on headwater wetlands in Central Pennsylvania, USA. <i>Ecol. Indic.</i> 60 : 1142–1149. doi:10.1016/j.ecolind.2015.09.004.
16	Cianfrani, C., Hession, W.C., McBride, M., and Pizzuto, J.E. 2001. Assessment of urban streams in Fairmount Park, Philadelphia, PA. In <i>Bridging the Gap</i> . American Society of Civil Engineers. pp. 1–7. doi:10.1061/40569(2001)117.
17	Cohen, M.J., Lane, C.R., Reiss, K.C., Surdick, J.A., Bardi, E., and Brown, M.T. 2005. Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition. <i>Ecol. Indic.</i> 5 (3): 189–206. doi:10.1016/j.ecolind.2005.01.002.
18	Cooperman, M.S., Hinch, S.G., Bennett, S., Branton, M.A., Galbraith, R. V, Quigley, J.T., and Heise, B.A. 2007. Streambank restoration effectiveness : lessons learned from a comparative study. <i>Fish. Mag.</i> 32 (6): 278–291.
19	Cordell, J.R., and Toft, J. 2012. 2010 Invertebrate monitoring at Duwamish Waterway restoration sites : Hamm Creek, Herring’s House, Northwind’s Weir, and Kenco Marine. United States Fish Wildl. Serv.
20	de Bikuña, B.G., López, E., Leonardo, J.M., Arrate, J., Martínez, A., and Manzanos, A. 2015. Development of a multimetric benthic macroinvertebrate index for assessing the ecological condition of Basque streams (north of Spain). <i>Fundam. Appl. Limnol. / Arch. für Hydrobiol.</i> 187 (1): 21–32. doi:10.1127/fal/2015/0741.
21	de Mutsert, K., and Cowan, J.H. 2012. A before–after–control–impact analysis of the effects of a Mississippi River freshwater diversion on estuarine nekton in Louisiana, USA. <i>Estuaries and Coasts</i> 35 (5)
22	Doll, B.A., Jennings, G.D., Spooner, J., Penrose, D.L., and Usset, J.L. 2015. Evaluating the eco-geomorphological condition of restored streams using visual assessment and macroinvertebrate metrics. <i>J. Am. Water Resour. Assoc.</i> 51 (1): 68–83. doi:10.1111/jawr.12233.
23	Doll, B., Jennings, G., Spooner, J., Penrose, D., Usset, J., Blackwell, J., and Fernandez, M. 2016. Can rapid assessments predict the biotic condition of restored streams? <i>Water (Switzerland)</i> 8 (4): 143. doi:10.3390/w8040143.
24	Doll, B., Jennings, G., Spooner, J., Penrose, D., Usset, J., Blackwell, J., and Fernandez, M. 2016. Identifying watershed, landscape, and engineering design factors that influence the biotic condition of restored streams. <i>Water (Switzerland)</i> 8 (4): 1–18. doi:10.3390/w8040151.
25	Entrekin, S.A., Tank, J.L., Rosi-Marshall, E.J., Hoellein, T.J., and Lamberti, G.A. 2009. Response of secondary production by macroinvertebrates to large wood addition in three Michigan streams. <i>Freshw. Biol.</i> 54 (8): 1741–1758. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02223.x.
26	Flores, L., Giorgi, A., González, J.M., Larrañaga, A., Díez, J.R., and Elosegí, A. 2017. Effects of wood addition on stream benthic invertebrates differed among seasons at both habitat and reach scales. <i>Ecol. Eng.</i> 106 (A): 116–123. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.05.036.
27	Franklin, P.A., and Bartels, B. 2012. Restoring connectivity for migratory native fish in a New Zealand stream: effectiveness of retrofitting a pipe culvert. <i>Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.</i> 22 (4): 489–497. doi:10.1002/aqc.2232.
28	Goodman, D.H., Som, N.A., Alvarez, J., and Martin, A. 2015. A mapping technique to evaluate age-0 salmon habitat response from restoration. <i>Restor. Ecol.</i> 23 (2): 179–185. doi:10.1111/rec.12148.

Numéro de référence	Citation complète
29	Habberfield, M.W., Bliersch, S.S., Bennett, S.J., and Atkinson, J.F. 2014. Rapid geomorphic and habitat stream assessment techniques inform restoration differently based on levels of stream disturbance. <i>J. Am. Water Resour. Assoc.</i> 50 (4): 1051–1062. doi:10.1111/jawr.12156.
30	Harper, D., Ebrahimnezhad, M., and Climent I Cot, F. 1998. Artificial riffles in river rehabilitation: setting the goals and measuring the successes. <i>Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.</i> 8 (1): 5–16. doi:10.1002/(SICI)1099-0755(199801/02)8:1<5::AID-AQC266>3.0.CO;2-G.
31	Heady, W.N., Clark, R.P., O'Connor, K., Clark, C., Endris, C., Ryan, S., and Stoner-Duncan, S. 2015. Assessing California's bar-built estuaries using the California rapid assessment method. <i>Ecol. Indic.</i> 58 : 300–310. doi:10.1016/j.ecolind.2015.05.062.
32	Hilderbrand, R.H., Lemly, A.D., Dolloff, C.A., and Harpster, K.L. 1997. Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. <i>Can. J. Fish. Aquat. Sci.</i> 54 (4): 931–939. doi:10.1139/f96-334.
33	Howell, T.D., Arthington, A.H., Pusey, B.J., Brooks, A.P., Creese, B., and Chaseling, J. 2012. Responses of fish to experimental introduction of structural woody habitat in riffles and pools. <i>Restor. Ecol.</i> 20 (1): 43–55. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00747.x.
34	Howson, T.J., Robson, B.J., and Mitchell, B.D. 2009. Fish assemblage response to rehabilitation of a sand-slugged lowland river. <i>River Res. Appl.</i> 25 (10): 1251–1267. doi:10.1002/rra.1226.
35	Ilmonen, J., Mykrä, H., Virtanen, R., Paasivirta, L., and Muotka, T. 2012. Responses of spring macroinvertebrate and bryophyte communities to habitat modification: community composition, species richness, and red-listed species. <i>Freshw. Sci.</i> 31 (2): 657–667. doi:10.1899/10-060.1.
36	Johnson, S.L., and Ringler, N.H. 2014. The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: a comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). <i>Ecol. Indic.</i> 41 : 198–208. doi:10.1016/j.ecolind.2014.02.006.
37	Jun, Y.-C., Won, D.-H., Lee, S.-H., Kong, D.-S., and Hwang, S.-J. 2012. A Multimetric Benthic Macroinvertebrate Index for the Assessment of Stream Biotic Integrity in Korea. <i>Int. J. Environ. Res. Public Health</i> 9 (12): 3599–3628. MDPI AG, POSTFACH, CH-4005 BASEL, SWITZERLAND. doi:10.3390/ijerph9103599.
38	Kireta, A.R., Reavie, E.D., Sgro, G. V., Angradi, T.R., Bolgrien, D.W., Hill, B.H., and Jicha, T.M. 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: testing water quality and disturbance models. <i>Ecol. Indic.</i> 13 (1): 222–231. doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.006.
39	Korte, T., Baki, A.B.M., Ofenböck, T., Moog, O., Sharma, S., and Hering, D. 2010. Assessing river ecological quality using benthic macroinvertebrates in the Hindu Kush-Himalayan region. <i>Hydrobiologia</i> 651 (1): 59–76. doi:10.1007/s10750-010-0290-z.
40	Krasnicki, A.T., Pinto, R., Read, M., and Krasnicki, T. 2001. Australia-Wide assessment of river health : Tasmanian bioassessment report (TAS final report). <i>Environ. Aust.</i> (5): 65.
41	Langler, G.J., and Smith, C. 2001. Effects of habitat enhancement on 0-group fishes in a lowland river. <i>Regul. Rivers Res. Manag.</i> 17 (July 1999): 677–686. doi:10.1002/rrr.627.

Numéro de référence	Citation complète
42	Leps, M., Sundermann, A., Tonkin, J.D., Lorenz, A.W., and Haase, P. 2016. Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. <i>Sci. Total Environ.</i> 557–558 : 722–732. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.120.
43	Lopez, R.D., and Fennessy, M.S. 2002. Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. <i>Ecol. Appl.</i> 12 (2): 487. doi:10.2307/3060957.
44	McCaffery, M., Switalski, T.A., and Eby, L. 2007. Effects of road decommissioning on stream habitat characteristics in the South Fork Flathead River, Montana. <i>Trans. Am. Fish. Soc.</i> 136 (3): 553–561. doi:10.1577/T06-134.1.
45	Menetrey, N., Oertli, B., and Lachavanne, J.B. 2011. The CIEPT: A macroinvertebrate-based multimetric index for assessing the ecological quality of Swiss lowland ponds. <i>Ecol. Indic.</i> 11 (2): 590–600. doi:10.1016/j.ecolind.2010.08.005.
46	Miler, O., Porst, G., Mcgoff, E., Pilotto, F., Donohue, L., Jurca, T., Solimini, A., Sandin, L., Irvine, K., Aroviita, J., Clarke, R., and Pusch, M.T. 2013. Morphological alterations of lake shores in Europe: a multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. <i>Ecol. Indic.</i> 34 : 398–410. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.06.002.
47	Miller, S.W., Skinner, Q.D., and Ready, K.J. 2004. Stream assessments using biotic indices: responses to physicochemical variables. <i>J. Am. Water Resour. Assoc.</i> 40 (5): 1173–1188. doi:10.1111/j.1752-1688.2004.tb01577.x.
48	Mollard, F.P.O., Foote, A.L., Wilson, M.J., Crisfield, V., and Bayley, S.E. 2013. Monitoring and assessment of wetland condition using plant morphologic and physiologic indicators. <i>Wetlands</i> 33 (5): 939
49	Muehlbauer, J.D., LeRoy, C.J., Lovett, J.M., Flaccus, K.K., Vlieg, J.K., and Marks, J.C. 2009. Short-term responses of decomposers to flow restoration in Fossil Creek, Arizona, USA. <i>Hydrobiologia</i> 618 (
50	Nathan, L.R., Smith, A.A., Welsh, A.B., and Vokoun, J.C. 2018. Are culvert assessment scores an indicator of Brook Trout <i>Salvelinus fontinalis</i> population fragmentation? <i>Ecol. Indic.</i> 84 : 208–217. doi:1
51	Neto, J.M., Barroso, D. V., and Barría, P. 2013. Seagrass quality index (SQI), a water framework directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas. <i>Ecol. Indic.</i> 30 </
52	Pallottini, M., Goretti, E., Selvaggi, R., Cappelletti, D., Dedieu, N., and Céréghino, R. 2017. An efficient semi-quantitative macroinvertebrate multimetric index for the assessment of water and sediment con
53	Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., and Schmutz, S. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a european approach using function
54	Pont, D., Hugueny, B., and Rogers, C. 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the european fish index. <i>Fish. Manag. Ecol.</i> 14 (6): 427–439. doi:10.1111/j.13
55	Porst, G., Miler, O., Donohue, L., Jurca, T., Pilotto, F., Brauns, M., Solimini, A., and Pusch, M. 2016. Efficient sampling methodologies for lake littoral invertebrates in compliance with the european water
56	Radwell, A.J., and Kwak, T.J. 2005. Assessing ecological integrity of Ozark Rivers to determine suitability for protective status. <i>Environ. Manage.</i> 35 (6): 799–810. doi:10.1007/s00267-004-0136-4.

Numéro de référence	Citation complète
57	Raposa, K.B., Lerberg, S., Cornu, C., Fear, J., Garfield, N., Peter, C., Weber, R.L.J., Moore, G., Burdick, D., and Dionne, M. 2017. Evaluating tidal wetland restoration performance using national estuarine
58	Rehn, A.C. 2009. Benthic macroinvertebrates as indicators of biological condition below hydropower dams on west slope Sierra Nevada streams, California, USA. <i>River Res. Appl.</i> 25 (2): 208–228. doi:10.10
59	Robertson, B.P., Savage, C., Gardner, J.P.A., Robertson, B.M., and Stevens, L.M. 2016. Optimising a widely-used coastal health index through quantitative ecological group classifications and associated thres
60	Rowe, D.K., Parkyn, S., Quinn, J., Collier, K., Hatton, C., Joy, M.K., Maxted, J., and Moore, S. 2009. A rapid method to score stream reaches based on the overall performance of their main ecological functions. <i>Environ. Manage.</i> 43 (6): 1287–1300. SPRINGER, 233 SPRING ST, NEW YORK, NY 10013 USA. doi:10.1007/s00267-009-9302-z.
61	Schiff, R., Benoit, G., and MacBroom, J. 2011. Evaluating stream restoration: A case study from two partially developed 4th order Connecticut, U.S.A. streams and evaluation monitoring strategies. <i>River Res.</i>
62	Schmutz, S., Jurajda, P., Kaufmann, S., Lorenz, A.W., Muhar, S., Paillex, A., Poppe, M., and Wolter, C. 2016. Response of fish assemblages to hydromorphological restoration in central and northern European r
63	Smith, J., Samways, M.J., and Taylor, S. 2007. Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. <i>Biodivers. Conserv.</i> 16 (9): 2695–2713. doi:10.1007/s10531-006-9081-2.
64	Stander, E.K., and Ehrenfeld, J.G. 2009. Rapid assessment of urban wetlands: Functional assessment model development and evaluation. <i>Wetlands</i> 29 (1): 261–276. doi:10.1672/07-145.1.
65	Suir, G.M., and Sasser, C.E. 2017. Floristic quality index of restored wetlands in coastal Louisiana. <i>Ecosyst. Manag. Restor. Res. Progr. Florist.</i> (August): 46.
66	Talman, S., O'Connor, N., Zampatti, B., and Cannan, F. 1996. Mount Lyell remediation: monitoring of benthic invertebrates in Macquaire Harbour, western Tasmania. In Department of Environment and Land
67	Törnblom, J., Roberge, J.-M., and Angelstam, P. 2011. Rapid assessment of headwater stream macroinvertebrate diversity: an evaluation of surrogates across a land-use gradient. <i>Fundam. Appl. Limnol. / Arch. f</i>
68	Twohig, T.M., and Stolt, M.H. 2011. Soils-based rapid assessment for quantifying changes in salt marsh condition as a result of hydrologic alteration. <i>Wetlands</i> 31 (5): 955–963. doi:10.1007/s13157-011-0
69	Valentine-Rose, L., and Layman, C.A. 2011. Response of fish assemblage structure and function following restoration of two small Bahamian tidal creeks. <i>Restor. Ecol.</i> 19 (2): 205–215. doi:10.1111/j.1526
70	Vander Laan, J.J., Hawkins, C.P., Olson, J.R., and Hill, R.A. 2013. Linking land use, in-stream stressors, and biological condition to infer causes of regional ecological impairment in streams. <i>Freshw. Sci.</i>
71	Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P., Mykrä, H., and Muotka, T. 2010. Effects of habitat rehabilitation on brown trout (<i>Salmo trutta</i>) in boreal forest streams. <i>Freshw. Biol.</i> 55 (10): 220
72	Veríssimo, H., Neto, J.M., Teixeira, H., Franco, J.N., Fath, B.D., Marques, J.C., and Patrício, J. 2012. Ability of benthic indicators to assess ecological quality in estuaries following management. <i>Ecol. In</i>

Numéro de référence	Citation complète
73	Walker, T.R., and MacAskill, D. 2014. Monitoring water quality in Sydney Harbour using blue mussels during remediation of the Sydney Tar Ponds, Nova Scotia, Canada. <i>Environ. Monit. Assess.</i> 186 (3): 162
74	Weigel, B.M., and Dimick, J.J. 2011. Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based index of biotic integrity for nonwadeable rivers of Wisconsin. <i>J. North Am. Benthol. Soc.</i> 30 (
75	Wellnitz, T., Kim, S.Y., and Merten, E. 2014. Do installed stream logjams change benthic community structure? <i>Limnol. - Ecol. Manag. Int. Waters</i> 49 : 68–72. doi:10.1016/j.limno.2014.09.002.
76	Wigand, C., Carlisle, B., Smith, J., Carullo, M., Fillis, D., Charpentier, M., McKinney, R., Johnson, R., and Heltshe, J. 2011. Development and validation of rapid assessment indices of condition for coastal
77	Winger, P. V., Lasier, P.J., and Bogenrieder, K.J. 2005. Combined use of rapid bioassessment protocols and sediment quality triad to assess stream quality. <i>Environ. Monit. Assess.</i> 100 (1–3): 267–295. d

ANNEXE B

Critères d'inclusion

1. S'agit-il d'une population ou d'un habitat aquatique? **Oui/Non**
2. L'habitat est-il utilisé par les poissons en période de frai, d'élevage, d'alimentation ou de migration? **Oui/Non**
3. L'étude évalue-t-elle l'atténuation, la restauration, la compensation ou les agents de stress environnementaux sur la fonction de l'habitat? Cela comprend les indicateurs, les indices ou les données brutes qui servent à caractériser le fonctionnement des habitats en tant que frayères, zones d'alevinage, de croissance, d'alimentation ou de migration, y compris si ces fonctions ont changé en raison d'une modification de l'habitat d'origine humaine. **Oui/Non**
4. L'étude utilise-t-elle des techniques d'évaluation rapide? L'étude ne devrait pas reposer sur un vaste exercice de collecte de données (p. ex. de nombreuses années) dans le cadre d'un événement de surveillance. **Oui/Non**
5. Nécessité de répondre oui à toutes les questions pour qu'une étude soit incluse. Les examens ou les évaluations de plusieurs programmes de surveillance normalisée peuvent être placés dans un dossier Examen qui pourra être utilisé au besoin.
6. L'étude est-elle un examen ou démontre-t-elle l'élaboration de nouvelles méthodes ou de nouveaux paramètres? **Oui/Non**

ANNEXE C

Tableau C 1. Adresses URL des sites Web et bases de données du gouvernement. Nous avons utilisé une liste de termes de recherche réduite pour les bases de données gouvernementales parce que la plupart des sites Web ne permettaient pas les chaînes de recherche complexes. La liste réduite des termes de recherche était la suivante : Aquatic Rapid Assessment Method (méthodes d'évaluation rapide des milieux aquatiques), Marine « Rapid Assessment » Monitoring (surveillance par « évaluation rapide » des milieux aquatiques), Rapid Bioassessment Protocol (protocole de bioévaluation rapide), Near Shore Monitoring (surveillance près des côtes), Marine « Habitat Assessment » (« évaluation de l'habitat » marin), Rapid Assessment Protocol (protocole d'évaluation rapide), Estuary Monitoring (surveillance des estuaires) et Rapid Lake Assessment (évaluation rapide des lacs).

Source	URL
Web of Science	https://apps.webofknowledge.com
Scopus	https://www.scopus.com/
Bibliothèque scientifique fédérale	https://science-libraries.canada.ca/fra/accueil/
Science.gov	https://www.science.gov/
Gouvernement australien – Ministère de l'Environnement et de l'Énergie	http://www.environment.gov.au/
Nouvelle-Zélande - Ministère de l'Environnement	http://www.mfe.govt.nz/
National Oceanic and Atmospheric Administration	http://www.noaa.gov/
Union européenne – Openaire	https://www.openaire.eu/search/find?keyword =
Gov.uk	https://www.gov.uk/
Colombie-Britannique – EcoCat	http://a100.gov.bc.ca/pub/acat/public/welcome.do
Gouvernement de l'Alberta	https://open.alberta.ca/publications
Gouvernement de l'Ontario	http://govdocs.ourontario.ca/

ANNEXE D

Nous présentons un tableau qui donne des exemples d'indicateurs pouvant être utilisés pour la surveillance fonctionnelle. Il ne s'agit pas d'une liste exhaustive, mais l'objectif est d'illustrer les types d'indicateurs pertinents pour la surveillance fonctionnelle des cinq types d'habitats décrits dans la *Loi sur les pêches*. Les indicateurs sont classés en grandes catégories : 1) Indicateurs physiques, 2) Quantité d'eau, 3) Chimie de l'eau et 4) Indicateurs biologiques. Les paramètres les plus couramment utilisés sont également présentés. Tous les indicateurs et les paramètres peuvent être utilisés pour tous les types de réseaux hydrographiques, sauf indication contraire. La plupart des indicateurs sont fondés sur Smokorowski *et al.* (2015), et d'autres indicateurs ont été ajoutés à partir de notre examen. L'ampleur de la variabilité et l'échelle spatiale (site, tronçon, bassin versant) ou temporelle (quotidienne, hebdomadaire, saisonnière) à laquelle la variabilité se produit diffèrent selon les indicateurs. Il convient d'éviter d'utiliser des indicateurs à forte variabilité dans un programme de surveillance fonctionnelle, car ils nécessiteront un échantillonnage intensif pour produire des estimations précises. La variabilité des indicateurs doit être prise en compte lors du choix des indicateurs (voir la section Sélection des indicateurs).

Tableau D 1. Exemples d'indicateurs et de paramètres qui pourraient être utilisés pour la surveillance fonctionnelle des cinq habitats décrits dans la Loi sur les pêches, adaptés de (Smokorowski et al. 2015 et références). Les X indiquent si l'indicateur (lignes) peut potentiellement être utile pour évaluer un habitat donné (colonnes). L'habitat de frai est défini comme un habitat qui fournit les conditions environnementales nécessaires au succès du frai. L'habitat d'alevinage est défini comme l'habitat qui fournit des conditions meilleures que la moyenne pour permettre aux larves et aux jeunes poissons de l'année de croître et de survivre jusqu'au prochain stade biologique. L'habitat d'élevage est défini comme la zone et les conditions environnementales dans la zone qui favorisent la croissance, la survie et la production du poisson au cours des étapes du cycle biologique, de la fin du stade du jeune de l'année ou du stade post-larvaire jusqu'au stade adulte (c.-à-d. habituellement les stades dits « juvéniles »). La source d'alimentation est définie comme les composantes de l'écosystème qui contribuent à la production de nourriture pour les poissons et sont considérées comme un habitat du poisson selon la Loi sur les pêches. L'habitat de migration est défini comme un habitat qui assure la connectivité entre tous les habitats essentiels (p. ex. les frayères, les aires d'alevinage, d'élevage et d'alimentation) et qui est nécessaire pour assurer la reproduction, la croissance et la survie des poissons à différents stades biologiques. Cette liste d'indicateurs n'est pas exhaustive.

			Frai	Alevinage	Élevage	Source d'alimentation	Migration
	Indicateur	Paramètre					
Physique	Substrat	% du substrat de frai, incrustation du substrat, composition du substrat, taille géométrique moyenne du substrat	X				

Indicateur	Paramètre	Frai	Alevinage	Élevage	Source d'alimentation	Migration	
Abri	Tous les réseaux hydrographiques - % de couverture de macrophytes, rugosité bathymétrique, densité des gros débris ligneux; ruisseaux et rivières - % de rives surplombantes, % de blocs rocheux; zones côtières et estuaires marins - % de couverture de macro algues, % d'habitats biogènes	X	X	X	X		
Type d'habitat	Superficie des types d'habitats : cours d'eau - rapides sur haut-fond, fosses; rivières - eaux lentes et rapides; fleuves et lacs - proportion de zones benthiques et pélagiques; habitats côtiers et estuariens marins - chenal de marée, herbiers marins et marais		X	X	X		
Quantité d'eau	Profondeur de l'eau	Cours d'eau, rivières, lacs - profondeur moyenne, variation en % de la profondeur de l'eau entre les zones de frai et d'incubation (peut nécessiter l'utilisation d'enregistreurs de données)	X	X	X		X
	Vitesse du courant	Cours d'eau et rivières - moyenne, maximale, minimale, gradient	X	X	X		X

Indicateur	Paramètre	Frai	Alevinage	Élevage	Source d'alimentation	Migration	
Débit	Cours d'eau et rivières - moyen, maximum, minimum (peut nécessiter l'utilisation d'enregistreurs de données)	X	X	X		X	
Chimie de l'eau	Oxygène	Concentration d'oxygène dissous dans l'environnement d'incubation	X				
				X	X		
	Concentration des sédiments	Concentration des sédiments en suspension	X	X	X		
		Turbidité	X	X	X		
	Température	Température de frai moyenne, maximale et minimale (peut nécessiter l'utilisation d'enregistreurs de données)	X	X			X
		Température moyenne, maximale et minimale (peut nécessiter l'utilisation d'enregistreurs de données)		X	X		
	pH	Moyen, maximum, minimum		X	X		
	Salinité	Parties pour mille		X	X		
	Nutriments	Concentration d'azote		X	X	X	
		Concentration de phosphore		X	X	X	

Indicateur	Paramètre	Frai	Alevinage	Élevage	Source d'alimentation	Migration
	Abondance des périphytons		X	X	X	
Biologique	Assemblage de poissons	X				X
	Présence de larves de poissons ou de juvéniles	X	X	X		X

ANNEXE E

Nous décrivons une approche possible pour élaborer une liste de vérification d'indicateurs normalisés pour les activités menées dans l'eau et les séquences des effets (SE) du PPP (MPO 2018b). La liste de contrôle se compose d'une série d'indicateurs potentiels qui pourraient être utilisés pour évaluer les changements dans l'habitat associés à chacun des critères d'effet des modèles des séquences des effets (tableau E1 et figure E1). La liste de contrôle pourrait servir à établir un protocole de surveillance propre au projet. Tout d'abord, il faut établir le contexte du projet, ce qui pourrait inclure l'écosystème (p. ex. dulcicole ou marin) et les types d'activités menées dans l'eau pendant le projet. À partir des activités dans l'eau, on détermine les séquences des effets pertinentes et leurs critères d'effet. L'utilisateur coche alors les indicateurs normalisés qui correspondent aux critères d'effet identifiés et les ajoute à ses formulaires de collecte de données. Cette approche n'empêche pas de mesurer d'autres indicateurs, comme la superficie d'habitat touchée par le projet ou des indicateurs propres aux espèces en péril.

Dans cet exemple, il est précisé si chaque indicateur doit être mesuré dans les écosystèmes dulcicoles (F), marins (M) ou les deux (F, M). Les indicateurs pourraient être ensuite classés par type de réseau hydrographique (p. ex. cours d'eau, rivière, lac, estuaire ou littoral marin) ou par fonction de l'habitat (p. ex. frai, alevinage, élevage, source de nourriture ou habitat de migration). Cet ensemble d'indicateurs n'est pas complet et n'est fourni qu'à titre indicatif.

Remarque : 1) les autres séquences des effets suggérées pour certaines activités (p. ex. le dragage – voir la voie de passage du poisson si elle est pertinente aux changements dans le régime hydrique) n'ont pas été examinées ici, mais pourraient être intégrées en analysant les SE du passage du poisson; 2) les critères d'effet relatifs à la mortalité directe ou potentielle (p. ex. activité menée dans l'eau : Utilisation d'équipement industriel, critère d'effet de la SE : Mortalité potentielle des poissons, des œufs et des ovules due à l'équipement), effets sublétaux (p. ex. activité menée dans l'eau : Utilisation d'explosifs, critère d'effet de la SE : Effets mortels ou sublétaux sur les poissons) ou d'autres indicateurs propres à une voie d'exposition qui ne sont pas liés à la fonction de l'habitat n'ont pas été présentés, mais pourraient être envisagés dans les versions futures de cette approche.

Tableau E 1. Liste de contrôle des indicateurs normalisés pour les activités menées dans l'eau et les critères d'effet des séquences des effets (MPO 2018b) qui pourraient être utilisés pour la surveillance fonctionnelle. Les X indiquent si l'indicateur (lignes) peut être utile pour évaluer un critère d'effet potentiel d'une activité précise menée dans l'eau (colonnes). Les SE du projet seraient définies et, pour chaque critère d'effet de la SE, des séries d'indicateurs propres à l'écosystème seraient assignées à un protocole de surveillance. Les indicateurs utilisés pour les évaluations marines sont indiqués par M et ceux qui sont utilisés pour les évaluations en eau douce par F.

Indicateur	Écosystème	Δ dans la source de nourriture	Δ dans la structure de l'habitat et le couvert	Δ dans les concentrations des sédiments	Δ dans les concentrations de nutriments	Δ dans les concentrations de contaminants	Δ dans l'accès aux habitats	Δ dans la salinité	Δ dans la pression de gaz totale	Δ dans les repères ou les barrages thermiques	Δ dans la température de l'eau	Δ dans l'oxygène dissous
Nutriments	M, F	X			X							
Substrat	M, F	X	X	X								
Profondeur de l'eau	F		X				X				X	
Vitesse du courant	F		X				X				X	
Assemblage de poissons	F						X					
Abri	M, F		X								X	
Concentration des sédiments	M, F			X							X	
Concentration des contaminants	M, F					X						

Indicateur	Écosystème											
		Δ dans la source de nourriture	Δ dans la structure de l'habitat et le couvert	Δ dans les concentrations des sédiments	Δ dans les concentrations de nutriments	Δ dans les concentrations de contaminants	Δ dans l'accès aux habitats	Δ dans la salinité	Δ dans la pression de gaz totale	Δ dans les repères ou les barrages thermiques	Δ dans la température de l'eau	Δ dans l'oxygène dissous
Gradient	F						X					
Assemblage de poissons	F						X					
Salinité	M, F							X				
Pression du gaz dissous	M, F								X			
Température	M, F									X	X	
Concentration d'oxygène dissous	M, F								X			X

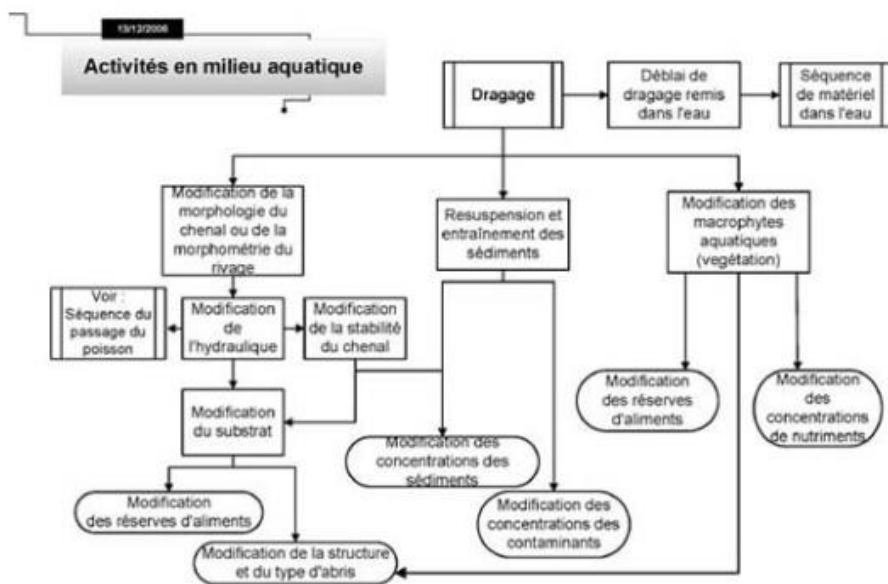


Figure E 1. Séquences des effets des activités de dragage dans l'eau (MPO 2018b). Les critères d'effet de la SE (cases arrondies) indiquent l'effet final de l'activité sur l'habitat du poisson. Les indicateurs sont assignés à des critères d'effet dans la liste de contrôle (tableau E1).