



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Compte rendu 2023/049

Région de l'Ontario et des Prairies

Méthodes d'établissement des schémas de classification et des seuils connexes pour les rapports sur l'état du poisson et de son habitat

Cody J. Dey et Cindy Chu

Pêches et Océans Canada
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
867 Lakeshore Road
Burlington ON L7S 1A1 Canada

Avant-propos

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

Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-48993-3 N° cat. Fs70-5/2023-049F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Dey, C.J., et Chu, C. 2023. Méthodes d'établissement des schémas de classification et des seuils connexes pour les rapports sur l'état du poisson et de son habitat. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/049. iv + 26 p.

Also available in English :

Dey, C.J., and Chu, C. 2023. Methods for Establishing Classification Schemes and Thresholds for Reporting on the State of Fish and Fish Habitat. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/049. iv + 23 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	iv
1. GLOSSAIRE	1
2. INTRODUCTION	2
3. MÉTHODES DE DÉTERMINATION DES SCHÉMAS DE CLASSIFICATION POUR LES RAPPORTS SUR L'ÉTAT DU POISSON ET DE SON HABITAT.....	4
3.1. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION FONDÉS SUR LES RELATIONS FONCTIONNELLES AVEC LES OBJECTIFS DE GESTION	7
3.1.1. Seuils de déclaration et seuils écologiques	10
3.2. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION ET SEUILS DE DÉCLARATION ÉTABLIS DANS LES DIRECTIVES, LES POLITIQUES, LES RÈGLEMENTS ET D'AUTRES INITIATIVES DE RAPPORTS.....	12
3.3. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION FONDÉS SUR LE CLASSEMENT RELATIF	14
3.4. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION FONDÉS SUR LA SOLLICITATION D'AVIS D'EXPERTS	16
3.5. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION DES INDICATEURS	17
3.6. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION POUR LA QUALITÉ DES DONNÉES.....	18
4. PRINCIPALES INCERTITUDES.....	19
RÉFÉRENCES CITÉES	20
5. ANNEXE	26
5.1. RÉPONSE DES RELATIONS FONCTIONNELLES AUX EFFETS CUMULATIFS DE MULTIPLES FACTEURS DE STRESS.....	26

RÉSUMÉ

Les responsables du Programme de protection du poisson et de son habitat (PPPH) de la région de l'Ontario et des Prairies ont demandé un avis scientifique sur les approches pouvant servir à définir les schémas de classification et les seuils connexes pour les rapports sur l'état du poisson et de son habitat dans deux zones prioritaires, soit la région des Grands Lacs inférieurs et la région du versant est en Alberta. Un avis scientifique sur la quantification et l'évaluation de l'état du poisson et de son habitat dans ces zones a été également demandé. Le présent document décrit les approches pouvant servir à élaborer des schémas de classification, notamment des systèmes fondés sur i) les relations fonctionnelles avec les objectifs de gestion, ii) les seuils établis, iii) le classement relatif, et iv) la sollicitation d'expertise. Un arbre de décision pour la sélection parmi les approches, fondé sur la disponibilité de différents types d'information, est présenté. De plus, nous examinons la manière dont l'information tirée de multiples paramètres peut être synthétisée dans les rapports sur l'état des indicateurs généraux et dont les schémas de classification peuvent être établis en ce qui concerne la qualité des données dans les rapports sur l'état du poisson et de son habitat. Enfin, les principales inconnues liées à l'élaboration de schémas de classification sont également analysées.

1. GLOSSAIRE

État du poisson (MPO 2022) – Diversité, composition et abondance du poisson par rapport à la communauté naturelle.

État de l’habitat du poisson (MPO 2022) – Capacité des zones à soutenir les processus de vie des organismes aquatiques par rapport à la fonction naturelle de la zone.

Indicateurs – Éléments physiques et biologiques des écosystèmes aquatiques utilisés pour décrire l’état du poisson et de son habitat. D’après le MPO (2022), les principaux indicateurs d’intérêt pour les rapports sur l’état du poisson et son habitat dans la région de l’Ontario et des Prairies seront la biodiversité, la qualité de l’eau, la connectivité, l’utilisation des terres et les changements climatiques.

Paramètres (MPO 2022) – Variables qui sont directement mesurées pour quantifier un indicateur. Les indicateurs peuvent comporter un ou plusieurs paramètres les décrivant. Par exemple, le paramètre « oxygène dissous » peut servir à appuyer la quantification de l’indicateur « qualité de l’eau ».

Schémas de classification – Descriptions des catégories d’état fondées sur le « compartimentage » d’une mesure quantitative sous-jacente en catégories (aussi appelés « niveaux »). Les systèmes peuvent être binaires (p. ex., « bon » et « mauvais »), ou comporter trois catégories (ou plus), qui sont généralement de nature ordinale (p. ex., « excellent », « passable » et « mauvais »). Les schémas de classification peuvent s’appliquer à la fois aux paramètres (c.-à-d. d’après des données brutes sous-jacentes) et aux indicateurs (c.-à-d. d’après une synthèse des catégories de paramètres sous-jacents propres à l’indicateur).

Seuils de déclaration – Valeurs d’un paramètre ou d’un indicateur définissant les limites supérieure ou inférieure des catégories utilisées dans les schémas de classification.

Seuils écologiques – Valeurs d’un paramètre ou d’un indicateur au-delà desquelles la fonction, la structure ou la composition d’un écosystème change rapidement ou catégoriquement. Les seuils écologiques sont souvent considérés comme des « points de bascule » ou des « facteurs de changement de régime ».

Zones visées par le rapport (MPO 2022) – Zones géographiques qui font l’objet d’un rapport sur l’état du poisson et de son habitat.

Unités d’évaluation (MPO 2022) – Zones géographiques où des paramètres sont évalués par rapport à des seuils établis. L’échelle des unités d’évaluation dépend de la portée et de l’échelle de la zone visée par le rapport et des données disponibles. Ces unités peuvent aller de segments lacustres ou fluviaux individuels à des bassins versants entiers (p. ex., niveau de bassin versant tertiaire, HUC8, limites du bassin versant de l’Ontario).

2. INTRODUCTION

Les rapports sur l'état des écosystèmes font partie d'une initiative de plus en plus courante au sein des gouvernements et des organisations non gouvernementales pour communiquer l'information sur la présence, la répartition, la condition ou la gestion des ressources naturelles. Ce type de rapport aide à informer les membres du public de la structure et de la fonction générales des écosystèmes à proximité desquels ils vivent, des principales pressions et facteurs de stress influant sur les écosystèmes ainsi que de l'influence des activités de gestion sur la condition des écosystèmes. En outre, les initiatives de rapports sur les écosystèmes peuvent aider à hiérarchiser les activités de conservation et de rétablissement, à cerner les lacunes dans la surveillance ainsi qu'à repérer et à établir des ensembles de données susceptibles d'orienter les activités de planification de l'utilisation des terres, de développement, d'évaluation des projets, de rétablissement et de protection de l'habitat.

Dans certains cas, les rapports sur les écosystèmes servent également à évaluer l'impact des politiques ou des règlements des gouvernements sur la condition des écosystèmes, notamment à évaluer l'efficacité des mesures de gestion des écosystèmes couramment utilisées.

L'élaboration de rapports sur les écosystèmes à cette fin est facilitée par la présence d'objectifs clairs de gestion des écosystèmes, en particulier dans les situations où ces objectifs sont énoncés en termes quantitatifs. De tels objectifs peuvent être génériques et donc applicables à tous les écosystèmes d'une administration (p. ex., le principe d'« aucune perte nette »; MPO 1986) ou être définis dans des plans de gestion visant des écosystèmes individuels (p. ex., des plans de gestion intégrée des pêches), et ils fournissent un cadre clair d'évaluation de l'état des écosystèmes.

Pêches et Océans Canada (MPO) s'est engagé à préparer des rapports par zone sur l'état du poisson et de son habitat d'ici le 31 mars 2023. Par le passé, de nombreuses initiatives de rapports étaient axées sur les écosystèmes aquatiques du Canada (Tableau 1), mais aucune ne ciblait précisément le mandat du MPO à l'égard de la gestion du poisson et de son habitat. Il importe de noter que ces rapports porteront sur cette question dans les milieux d'eau douce canadiens et viennent ainsi compléter d'autres initiatives fédérales de déclaration telles que les rapports sur l'état des océans du Canada.

Tableau 1. Exemples d'initiatives récentes de rapports sur les écosystèmes qui concernent l'état du poisson et de son habitat au Canada.

Organisations	Titre	Année du rapport le plus récent	Zone visée par le rapport
Fonds mondial pour la nature – Canada	Rapport sur les bassins versants 2020 : une réévaluation nationale de l'eau douce au Canada	2020	Canada
Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) et Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis	Rapport sur l'état des Grands Lacs 2022	2022	Grands Lacs laurentiens
Conservation Ontario	Watershed Report Cards	2018	Ontario
Ontario Biodiversity Council	State of Ontario's Biodiversity	2021	Ontario
Gouvernement de l'Alberta	Handbook for State of the Watershed Reporting: A Guide for Developing State of the Watershed Reports in Alberta	Varie selon le Watershed Planning and Advisory Council	Alberta

Organisations	Titre	Année du rapport le plus récent	Zone visée par le rapport
Conseil du bassin du Mackenzie	State of the Aquatic Ecosystem Report	2021	Bassin versant du Mackenzie
Pêches et Océans Canada	Rapport sur l'état du saumon du Pacifique au Canada : Réponses aux changements climatiques et aux perturbations de l'habitat	2019	Bassins versants du Pacifique au Canada
Pêches et Océans Canada	État des océans du Canada	2020	Océans Atlantique, Pacifique et Arctique

Dans le cadre de cette initiative, les responsables du PPPH dans la région de l'Ontario et des Prairies ont choisi deux zones prioritaires pour produire leurs propres rapports sur l'état du poisson et de son habitat : la région des Grands Lacs inférieurs en Ontario et la région du versant est en Alberta. Lors d'une réunion de consultation scientifique (tenue les 29 et 30 juin 2021), on a analysé les possibles indicateurs, paramètres et données disponibles à inclure dans les rapports régionaux sur l'état du poisson et de son habitat de la région de l'Ontario et des Prairies (MPO 2022).

Le présent document vise à fournir l'information qui suit pour aider les responsables de la préparation des rapports sur l'état du poisson et de son habitat de la région de l'Ontario et des Prairies :

- un examen des approches utilisées pour catégoriser l'état des paramètres au sein de chaque unité d'évaluation, y compris des approches servant à déterminer les valeurs seuils des rapports;
- un examen des approches susceptibles d'être utilisées pour catégoriser la qualité des données en vue de la production de rapports sur l'état du poisson et de son habitat;
- la définition des inconnues et des lacunes dans les connaissances en ce qui concerne les méthodes pouvant servir à élaborer des schémas de classification pour les rapports sur l'état du poisson et de son habitat.

Cette information correspond aux objectifs 2 et 4 énoncés dans le [cadre de référence](#) du présent processus du Secrétariat canadien de consultation scientifique. Plus d'information sur les objectifs 1 et 4 se trouve dans Dey *et al.* en prép.¹

Il est important de noter que l'élaboration des seuils de déclaration et des schémas de classification n'est pas une exigence en matière de rapports sur l'état des écosystèmes. De nombreux rapports sur les écosystèmes sont narratifs ou intègrent des données empiriques sans seuils ou schémas précis. Les seuils de déclaration et les schémas de classification renforcent l'objectivité, simplifient la communication avec les publics non spécialistes et facilitent l'intégration des données provenant de plusieurs administrations, mais elles sont également associées à des inconvénients inhérents à la catégorisation. Par exemple, la catégorisation peut exagérer les différences entre les points de données qui se rapprochent d'une valeur seuil (mais qui se trouvent de part et d'autre de cette valeur) et, par conséquent, amplifier de petites différences (souvent peu pertinentes du point de vue écologique) parmi les points de données.

¹ Dey, C.J., Matchett, S., Doolittle, A., Jung, J., Kavanagh, R., Sobowale, R., Schwartz, T., et Chu, C. En prép. Évaluation préliminaire de l'état du poisson et de son habitat dans la région de l'Ontario et des Prairies de Pêches et Océans Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.

À l’opposé, la catégorisation peut également mener à l’effacement des différences entre les membres d’une catégorie si bien que la variance pertinente entre les groupes peut être ignorée. Ainsi, il pourrait être nécessaire ou approprié d’élaborer des schémas de classification et des seuils de déclaration pour tous les aspects des rapports sur l’état du poisson et de son habitat. Un problème connexe est le risque de mauvaise représentation de l’état global d’un écosystème par la catégorisation indépendante des paramètres et des indicateurs. Cette situation peut être particulièrement problématique quand les effets cumulatifs de multiples facteurs de stress agissent de manière synergique ou antagoniste, de sorte que l’impact résultant des faibles degrés de dégradation de chaque paramètre ou indicateur diffère des prévisions obtenues selon un modèle additif (Folt *et al.* 1999, Dey et Koops 2021). Toutefois, il n’est pas nécessaire qu’il y ait des interactions non additives entre les facteurs de stress pour que l’évaluation indépendante des paramètres qui la composent prédise mal l’état global puisqu’un tel problème peut également se poser lorsque les schémas de catégorisation ont une mauvaise résolution ou que le poids relatif (c.-à-d. l’importance) de la contribution de chaque paramètre à l’état global de l’écosystème n’est pas pris en compte.

3. MÉTHODES DE DÉTERMINATION DES SCHÉMAS DE CLASSIFICATION POUR LES RAPPORTS SUR L’ÉTAT DU POISSON ET DE SON HABITAT

La présente section décrit les méthodes d’élaboration des schémas de classification et de leurs seuils de déclaration connexes, qui peuvent être utilisées dans les rapports sur l’état du poisson et de son habitat dans la région de l’Ontario et des Prairies (Figure 1). L’accent est principalement mis sur les schémas de classification des paramètres, mais les indicateurs pourraient aussi nécessiter de tels schémas. Par conséquent, nombre des considérations décrites sont donc pertinentes pour les deux types de variables. Les considérations propres aux schémas de classification des indicateurs sont analysées à la fin de la section.

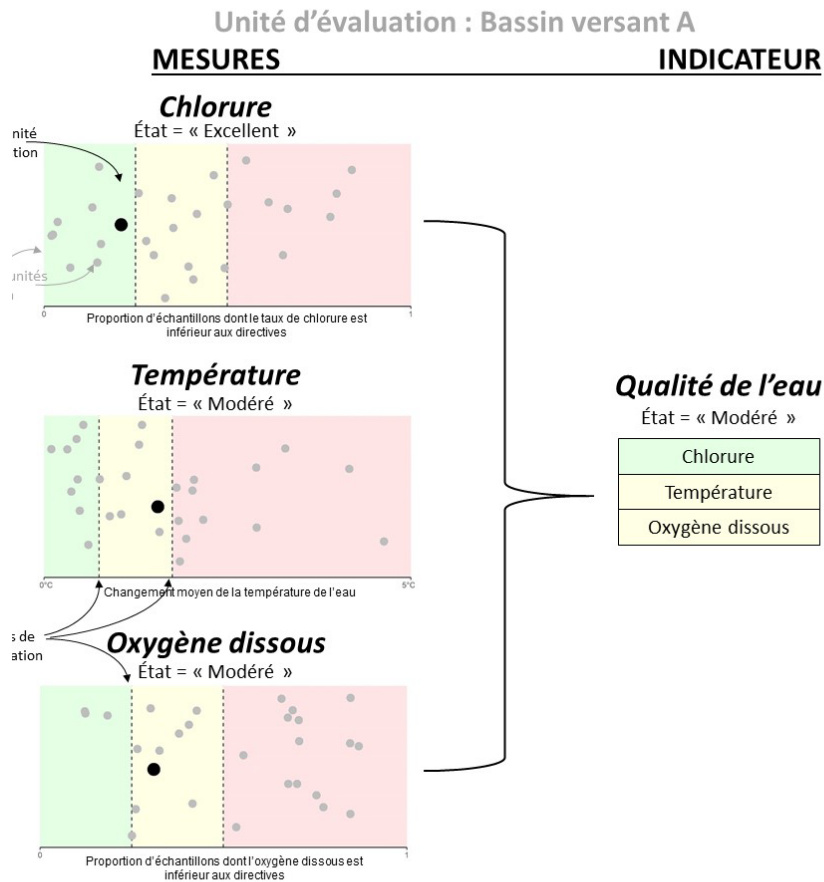


Figure 1. Illustration des schémas de classification et des seuils de déclaration pour les mesures et les indicateurs utilisés dans les rapports sur l'état du poisson et de son habitat. Dans cet exemple, les mesures sont associées à un schéma de classification à trois niveaux, chacun d'entre eux étant défini en fonction de deux seuils de déclaration. Les valeurs de la mesure pour l'unité focale d'évaluation sont comparées au schéma de classification pour déterminer un état pour chaque mesure, qui sont ensuite synthétisées pour produire une évaluation de l'état pour l'indicateur associé.

En outre, nous mettons l'accent sur les méthodes d'établissement de schémas de classification dotées de deux niveaux ordinaux ou plus. Dans certains cas, les rapports sur les écosystèmes reposent sur des schémas de classification non ordinaux, par exemple quand les habitats sont catégorisés selon leur type (p. ex., cours d'eau, lac, milieu humide). Ces schémas de classification peuvent fournir une valeur descriptive, mais ne sont pas directement applicables à la mesure de l'état du poisson ou de son habitat, comme le décrit MPO (2022). Dans la plupart des initiatives de rapports sur les écosystèmes (p. ex., Conservation Ontario 2018, ECCC et U.S. Environmental Protection Agency 2021, Ontario Biodiversity Council 2021), les schémas de classification contiennent entre trois et cinq niveaux, allant de niveaux décrivant des systèmes dont l'état est excellent ou intact (originel) à ceux décrivant des systèmes grandement dégradés ou touchés. Plus le nombre de niveaux inclus dans un schéma de classification est élevé, plus le rapport sera détaillé. Par contre, un nombre élevé de niveaux complique

davantage la définition de seuils de déclaration pertinents et l'interprétation des résultats du rapport.

Dans la plupart des cas, les schémas de classification seront basés sur des seuils de déclaration quantitatifs définissant les limites (inférieure ou supérieure) d'une mesure continue qui correspondent à la classification dans chaque catégorie. Selon leur définition large, les seuils utilisés établir les schémas de classification appartiennent à l'un des trois types suivants:

- Les **seuils absolus** définissent des catégories basées sur des valeurs absolues applicables à l'échelle de systèmes et des espèces. Ils sont appréciés en raison de leur large applicabilité et fournissent un moyen utile d'évaluer l'état du poisson et de son habitat grâce à des « instantanés » de l'état des systèmes ou des espèces d'intérêt par rapport aux valeurs seuils. L'établissement de seuils absolus pertinents peut être complexe, compte tenu du fait que des écosystèmes différents affichent des sensibilités différentes face aux facteurs de stress et que la sensibilité d'un écosystème peut changer au cours du cycle annuel. Toutefois, des seuils absolus peuvent être spécifiques à un type de système, d'espèce ou de stade vital donné. Par exemple, des seuils distincts pour l'oxygène dissous sont établis pour les premiers et derniers stades vitaux des poissons ainsi que pour les systèmes d'eau chaude et d'eau froide dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau : protection de la vie aquatique (Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999). Par conséquent, les seuils absolus peuvent être fondés sur la physiologie et la biologie propres à une espèce ou sur les indices de qualité de l'habitat (Terrell *et al.* 1982). L'établissement de seuils absolus implique de tenir compte d'éléments liés aux risques présents dans un éventail de systèmes ainsi que de décider si les seuils doivent être « préventifs » (être élaborés en fonction des espèces ou des systèmes les plus sensibles) ou non (être représentatifs du système moyen ou de l'espèce moyenne). Les seuils absolus sont souvent des valeurs individuelles, les systèmes étant classifiés dans deux catégories (c.-à-d. au-dessus ou au-dessous du seuil), et ils sont généralement utilisés pour décrire l'état du système (c.-à-d. « bon » ou « mauvais »).
- Les **seuils « intraréférentiels »** définissent des catégories d'après le degré de changement dans un système donné. Par exemple, un seuil de déclaration tenant compte du changement du débit annuel moyen d'un système fluvial pourrait servir à définir l'état du poisson et de son habitat dans ce système. Le recours à des seuils intraréférentiels permet d'éviter certains problèmes associés à la variance et à l'idiosyncrasie parmi les écosystèmes. Toutefois, l'application de ce type de seuil requiert que des données tant actuelles qu'antérieures sur le système évalué soient disponibles. Les seuils intraréférentiels sont généralement utilisés pour décrire les tendances d'un état (c.-à-d. « s'améliore » ou « se détériore »), mais ils peuvent aussi décrire l'état (c.-à-d. « bon » ou « mauvais ») quand il est possible de présumer que le système évalué était intact dans le passé.
- Les **seuils « extraréférentiels »** définissent des catégories d'après la différence entre un système donné et un système de référence (physiquement et géographiquement semblable), c'est-à-dire un système témoin. Par exemple, un seuil qui tient compte de la différence de turbidité entre un bassin versant aménagé et un bassin versant intact au sein d'une région pourrait aider à définir l'état de l'habitat du poisson. Il est également possible de définir les seuils extraréférentiels par rapport à un ensemble de systèmes témoins en utilisant la valeur moyenne (ou minimale ou maximale) de multiples systèmes intacts. L'application de seuils extraréférentiels requiert que des données soient disponibles à la fois pour le système d'intérêt et pour le ou les systèmes témoins. Ces seuils sont généralement utilisés pour décrire l'état (c.-à-d. « bon » ou « mauvais ») quand il est possible de présumer

que le ou les systèmes témoins sont intacts, ou encore pour décrire l'état relatif (c.-à-d. « meilleur » à « pire ») quand le ou les systèmes témoins ne sont pas intacts.

Là où plusieurs points de données proviennent d'une unité d'évaluation (p. ex., échantillons provenant de différentes zones d'un bassin versant, ou encore prélevés à différentes périodes), un schéma de classification doit également déterminer comment la catégorie générale sera définie à partir d'un ensemble de valeurs. En général, la classification globale serait fondée sur certaines mesures de la tendance centrale (p. ex., médiane ou moyenne), de manière à ce que la classification globale d'un paramètre à déclarer représente la valeur moyenne/typique de l'ensemble de l'unité d'évaluation. Ces mesures pourraient être pondérées pour tenir compte des questions liées à la répartition des types d'habitats au sein de l'unité d'évaluation et être corrigées aux fins d'autocorrélation spatiale et temporelle, au besoin. À l'inverse, dans certains cas, il est raisonnable d'utiliser des valeurs extrêmes pour représenter l'état de l'écosystème (p. ex., utiliser la concentration maximale enregistrée d'un contaminant en tant que fondement de la catégorisation d'un paramètre d'une zone visée par le rapport), en particulier lorsque les valeurs extrêmes ont d'importants effets sur le poisson et son habitat. Quand le schéma de classification sous-jacent est binaire (p. ex., au-dessus ou au-dessous d'une valeur seuil unique), un schéma de classification secondaire pourrait également être établi en fonction de la proportion d'échantillons qui dépassent le seuil au sein de l'unité d'évaluation.

La détermination du type de seuil de déclaration utilisé, le nombre de niveaux dans le système de classification et les valeurs du seuil de déclaration même ne sont pas négligeables et ont une incidence importante sur le message général communiqué dans un rapport. Dans de nombreux cas, les schémas de classification doivent être affinés de manière itérative pour améliorer la transparence et la validité des catégorisations, ce qui peut prendre des décennies d'attention de la part des experts (p. ex., critères de la liste rouge de l'UICN). Les approches de détermination des schémas de classification et des seuils de déclaration des premiers rapports sur l'état du poisson et de son habitat sont décrites ci-dessous. Elles sont probablement applicables à l'ensemble du Canada et devraient être soumises à une révision dans l'attente de rétroaction sur la présente initiative de rapports.

3.1. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION FONDÉS SUR LES RELATIONS FONCTIONNELLES AVEC LES OBJECTIFS DE GESTION

Dans les situations où des données empiriques sont disponibles pour comprendre la relation entre les paramètres et les variables d'intérêt pour la gestion (ci-après appelées « variables de gestion »), de nouveaux schémas de classification pourraient être élaborés d'après les valeurs du paramètre qui indiquent si les objectifs de gestion seront atteints ou non. Généralement, la gestion des écosystèmes est axée sur le maintien ou l'amélioration des mesures de la structure (Parcs Canada 2017), de la fonction (Rice *et al.* 2015) ou de la composition (ECCC 2020) des écosystèmes, ou cible plus précisément la gestion directe des indicateurs (ECCC 2022). Ces variables de gestion sont liées aux mesures par des « relations fonctionnelles », lesquelles peuvent prendre plusieurs formes (Figure 2).

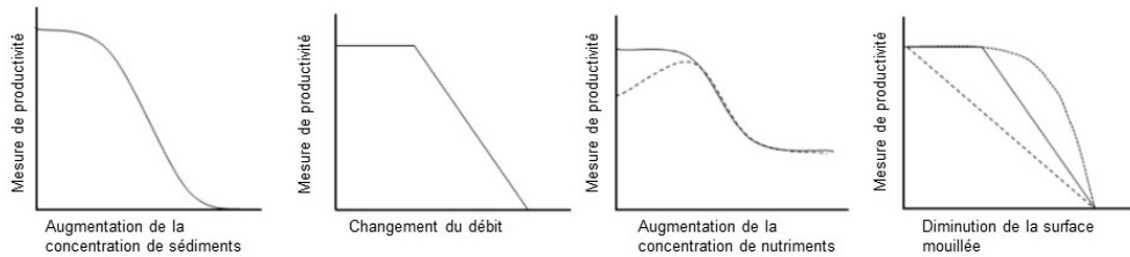


Figure 2. Exemples de différentes relations fonctionnelles entre une variable de gestion (axe des y, productivité) et les mesures utilisées pour décrire l'état du poisson et de son habitat (axe des x). Du MPO (2014).

Les schémas de classification (et leurs seuils de déclaration connexes) peuvent être établis en fonction de ces relations fonctionnelles, soit au moyen de données empiriques rapportées dans la littérature scientifique, soit au moyen de données compilées dans le cadre du processus de production de rapports sur l'état du poisson et de son habitat. Dans les cas les plus simples, un seuil de déclaration peut être établi à la valeur du paramètre correspondant au point d'intersection entre la relation fonctionnelle et l'objectif de gestion, de sorte que le schéma de classification est strictement basé sur la valeur du paramètre associée à l'atteinte ou à la non-atteinte de l'objectif de gestion (Figure 3A).

Des schémas de classification fondés sur les risques pourraient également être établis pour indiquer quand une mesure d'un paramètre laisse croire qu'une variable de gestion se rapproche d'un objectif de gestion, mais ne l'a pas encore atteint (p. ex., Figure 3B). Dans ce cas, les catégories des schémas de classification viseraient à définir les valeurs de l'état de l'écosystème qui signifieraient des niveaux de risque différents en cas de non-atteinte de l'objectif de gestion. Cette approche tient compte plus implicitement de l'incertitude entourant la mesure de l'état de l'écosystème en reconnaissant que les données qui indiquent que les variables écosystémiques se rapprochent des objectifs de gestion ne constituent pas une preuve solide de l'atteinte (ou de la non-atteinte) de ces derniers, car l'erreur liée tant au processus qu'à la mesure est inhérente à la collecte de données. La distance à laquelle un seuil de déclaration « préventif » (Figure 3B) est établie à partir du seuil de déclaration primaire peut être déterminée arbitrairement (p. ex., le point de la courbe où la variable de gestion se situe à 20 % de l'objectif de gestion), être déterminée quantitativement au moyen d'une approche d'« équivalence des risques » (p. ex., Fulton *et al.* 2016, Duplisea *et al.* 2020) quand les données sur l'erreur liée au processus ou à la mesure sont disponibles ou, enfin, être étayée par des risques et des intérêts socioéconomiques et institutionnels (p. ex., Rindorf *et al.* 2017).

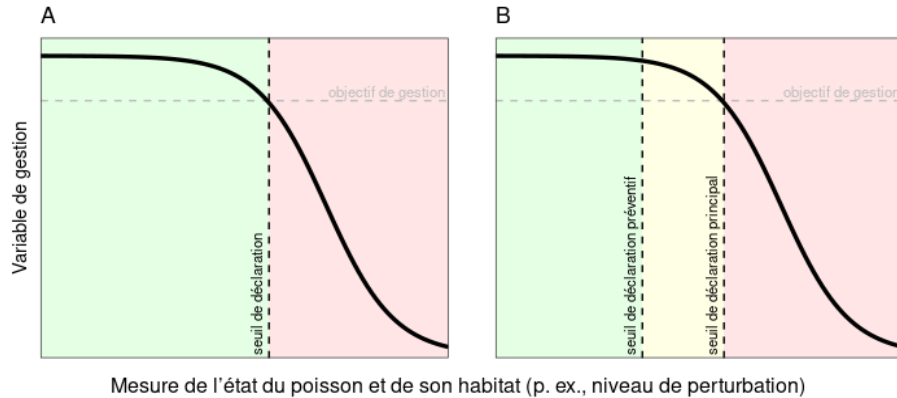


Figure 3. Relations fonctionnelles hypothétiques entre une variable de gestion (p. ex., la productivité) et une mesure décrivant un facteur de stress pour un écosystème (p. ex., la turbidité). Dans les deux cas, l'établissement des seuils de déclaration repose sur des objectifs de gestion prédéfinis qui visent à maintenir une variable de gestion dans une certaine fourchette favorable. Dans A, un seul seuil de déclaration est établi au moment où la relation fonctionnelle indique qu'un objectif de gestion n'est plus atteint. Dans B, un seuil de déclaration secondaire « préventif » est établi pour indiquer quand un écosystème se rapproche d'un objectif de gestion, mais ne l'a pas encore atteint.

L'acquisition de connaissances empiriques sur les relations fonctionnelles de chaque paramètre de chaque écosystème serait irréalisable; c'est pourquoi l'élaboration de schémas de classification et de seuils de déclaration connexes nécessitera l'utilisation de relations fonctionnelles généralisées applicables à l'ensemble des écosystèmes aquatiques. Heureusement, nombre de ces relations fonctionnelles généralisées sont décrites dans des publications sur l'écologie, principalement dans des études comparatives (p. ex., Walker et Meyers 2004, Biggs *et al.* 2018), mais aussi dans des modèles mécanistes (Enquist *et al.* 1998, Loreau 1998). Outre les analyses comparatives déjà publiées, des analyses nouvelles pourraient être réalisées dans le cadre du processus de production de rapports sur l'état du poisson et de son habitat en vue d'élaborer de nouvelles relations fonctionnelles généralisées, d'après un sous-ensemble de systèmes déjà assortis de variables de gestion et de paramètres.

L'inconvénient de l'application des relations fonctionnelles généralisées est la variation des réponses de chacun des écosystèmes ou de chacune des composantes écosystémiques face au changement des paramètres. Ainsi, ces relations peuvent mal caractériser l'état du poisson et de son habitat dans certains écosystèmes. Cette variation peut être due à des aspects de l'écosystème même, par exemple les espèces présentes, l'habitat physique et la géographie, ou aux antécédents de perturbation de l'écosystème. En outre, la sensibilité de chaque écosystème à l'égard des perturbations varie au fil du temps (Scheffer *et al.* 2015) et en fonction de l'ensemble des pressions agissant sur le système à ce moment-là (p. ex., en réponse à des effets cumulatifs; voir l'annexe 1). L'incidence de la variabilité des écosystèmes sur l'utilisation des relations fonctionnelles généralisées dépend du degré de variabilité (entre les écosystèmes et au sein des écosystèmes au fil du temps) ainsi que de la mesure dans laquelle les rapports visent à caractériser de manière exacte l'état de chaque écosystème ou à décrire des tendances plus vastes, régionales et nationales.

Dans certains cas, il est possible de statistiquement caractériser la variance autour des valeurs attendues des relations fonctionnelles généralisées et de déclarer le degré de confiance ou d'incertitude entourant l'état de l'écosystème associé à une valeur donnée d'un paramètre. Quand cela est possible, un schéma de classification fondé sur les risques peut être élaboré d'après la probabilité que les seuils atteignent les objectifs de gestion. De plus, les rapports sur l'état du poisson et de son habitat peuvent décrire (dans la partie narrative des documents)

toute perturbation impulsionnelle (p. ex., épisodes d'inondations extrêmes) susceptible de compromettre la relation entre les paramètres et les variables de gestion. De cette manière, les rapports peuvent reconnaître que, bien que certaines valeurs des paramètres fournissent de l'information sur l'état du poisson et de son habitat, d'autres, telles que des facteurs stochastiques, contribuent également à définir l'état des écosystèmes.

3.1.1. Seuils de déclaration et seuils écologiques

De nombreuses études comparatives décrivant les relations fonctionnelles d'écosystèmes aquatiques soulignent que les relations sont caractérisées par des valeurs de variables d'état au-delà desquelles la fonction écosystémique change rapidement ou catégoriquement (Huggett 2005, Lindenmayer *et al.* 2005, Rosenfeld 2017). Ces points de changement, appelés « seuils écologiques », sont désignés pour nombre de variables de gestion et de paramètres différents. Par exemple, certaines espèces requièrent une parcelle d'habitat d'une superficie minimale pour persister, et leur disparition pourrait survenir si certains seuils de disponibilité de l'habitat liés à la superficie n'étaient pas atteints (Fahrig 2001). En outre, des baisses rapides de la qualité de l'eau sont associées à des seuils concernant la couverture de surface imperméable (Liu *et al.* 2013) ou la déforestation dans les bassins versants (Chow-Fraser 2006). Des activités de recherche considérables mettent l'accent sur l'élaboration de méthodes statistiques pour définir rigoureusement des seuils écologiques en fonction des relations fonctionnelles (Tableau 2). Les méthodes fondées sur la régression linéaire par morceaux, l'analyse des fonctions discriminantes et les modèles additifs généralisés sont les plus répandues (Scheffer et Carpenter 2003, Toms et Lesperance 2003, Scheffer *et al.* 2009, Toms et Villard 2015).

Bien que de nombreux écosystèmes affichent des seuils écologiques, ceux-ci ne sont pas omniprésents, et des données récentes laissent croire qu'ils sont difficiles à détecter même quand la taille des échantillons est grande (Hillebrand *et al.* 2020). Il se pourrait que les réponses écologiques suivent graduellement les changements d'état, ou encore que les écosystèmes soient résistants aux changements d'état si bien qu'il n'y a pas de réponses écologiques. Actuellement, aucune preuve solide n'existe concernant les types de composantes de l'écosystème, ou les types d'habitats, qui devraient être associés aux seuils écologiques, par opposition aux écosystèmes affichant des comportements sans seuils (mais voir Schallenberg 2020) pour une typologie de lacs ayant différentes relations fonctionnelles). Par conséquent, des relations dépourvues de seuils sont mises de l'avant en tant que modèle nul (modèle sans tendance) le plus approprié, en l'absence de preuves de comportement seuil (Hunter *et al.* 2009). Par exemple, en ce qui concerne la productivité des écosystèmes aquatiques, le MPO (2014) indique qu'une réaction linéaire du déclin de la productivité en fonction d'une hausse de la perturbation, relation fonctionnelle qui n'inclut pas un seuil écologique, pourrait être envisagée en tant que relation par défaut.

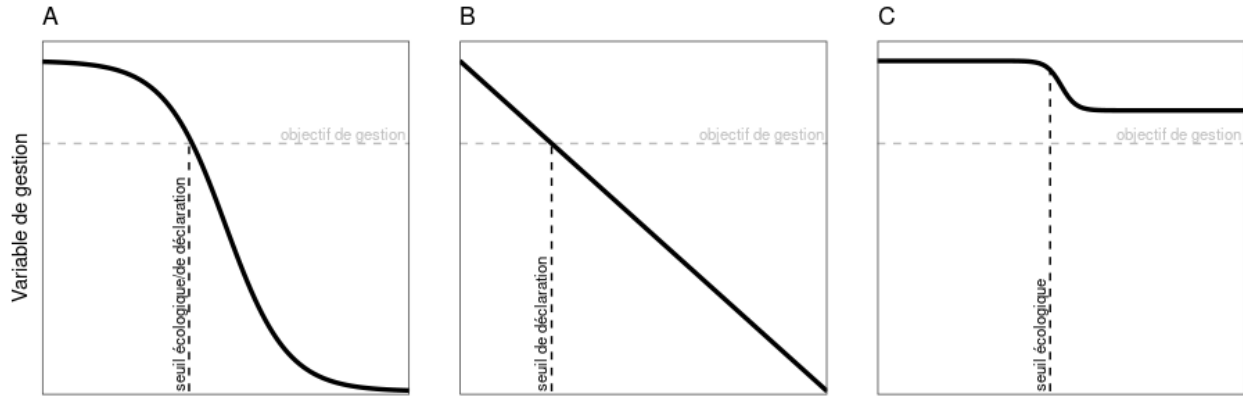
Tableau 2. Exemples de méthodes statistiques utilisées pour définir les seuils écologiques.

Méthode	Description	Référence principale
Régression linéaire par morceaux	Multiples droites distinctes jointes à des points de rupture, avec possibilités de fonctions de transition lisse	Toms et Lesperance 2003
Régression quantile par morceaux	Points de rupture déterminés au moyen des quantiles de la distribution conditionnelle des variables réponses	Tomal et Ciborowski 2020
Analyse des points de changement	Ensemble de méthodes pour détecter les variations de la valeur moyenne d'une série chronologique	Andersen <i>et al.</i> 2009

Méthode	Description	Référence principale
Fonctions discriminantes	Divisent la réponse en deux groupes (ou plus) d'après les valeurs de la variable déterminante	Toms et Villard 2015
Zones seuils	Définissent la région seuil en fonction de la pente; nécessitent que la variable réponse et la variable déterminante soient à l'échelle de l'unité	Yin <i>et al.</i> 2017
Modélisation hiérarchique bayésienne	Utilise l'échantillonnage de Gibbs pour détecter les changements dans les paramètres de distribution	Qian <i>et al.</i> 2003
Méthode siZer (<i>significant zero crossings</i>)	Méthode non paramétrique fondée sur les dérivées	Sonderegger <i>et al.</i> 2009
Point de rupture de la méthode du maximum de vraisemblance de la classification floue	Utilise des modèles de classification floue pour repérer les points de rupture	Lu et Chang 2018

Il importe de noter que les seuils écologiques peuvent être différents des seuils de déclaration (Figure 4 [A à C]). Par exemple, un système qui montre une dégradation graduelle (linéaire) à mesure que la perturbation augmente n'a pas de seuils écologiques, mais pourrait tout de même être classifié dans deux catégories ou plus en fonction des seuils de déclaration (Figure 4B). En outre, la fonction écosystémique pourrait démontrer un changement rapide associé à un seuil écologique, tout en continuant de dépasser un objectif de gestion, et ce, même dans des conditions de perturbation élevée (Figure 4C). Dans ce cas, les seuils de déclaration seront difficiles à définir et pourraient ne pas correspondre aux seuils écologiques. Même quand il existe à la fois des seuils de déclaration et des seuils écologiques, il pourrait y avoir des raisons stratégiques de définir les seuils de déclaration différemment des seuils écologiques, par exemple pour harmoniser les seuils de déclaration des différentes administrations ou pour adopter une approche de précaution à l'égard de la production de rapports.

Là où des seuils écologiques existent, ils pourraient servir à établir des seuils de déclaration dans les cas où des objectifs de gestion quantitatifs n'ont pas été précisés, c'est-à-dire que les seuils écologiques pourraient être utilisés en tant que seuils de déclaration selon l'hypothèse voulant que le dépassement des seuils écologiques augmente le risque de ne pas atteindre les objectifs stratégiques généraux tels que « la conservation et la protection du poisson et de son habitat » (MPO 2019) ou d'éviter « la détérioration, la destruction ou la perturbation de l'habitat du poisson » [par. 35(1) de la *Loi sur les pêches*]. Plus précisément, les changements du caractère de l'écosystème (p. ex., transition d'un système oligotrophe vers un système eutrophe) causés par le dépassement des seuils écologiques pourraient être interprétés comme étant un manquement à l'obligation de conserver l'habitat du poisson ou de prévenir sa détérioration ou sa perturbation.



Mesure de l'état du poisson et de son habitat (p. ex., niveau de perturbation)

Figure 4. Relations hypothétiques entre une mesure (p. ex., le niveau de perturbation) et une variable de gestion de niveau supérieur (p. ex., la productivité) illustrant la différence entre les seuils écologiques et les seuils de déclaration. Pour A, la fonction de l'écosystème décline rapidement en fonction d'un seuil écologique. Le dépassement du seuil écologique entraîne également une baisse de la productivité en dessous d'un objectif de gestion hypothétique, et l'utilisation du seuil écologique comme seuil de déclaration serait donc justifiée. Dans B, il n'existe pas de seuil d'écosystème, car la fonction écosystémique décline progressivement avec l'augmentation de la perturbation. Cependant, on pourrait établir un seuil de déclaration comme la valeur de la variable d'état à laquelle la fonction de l'écosystème décline en dessous d'un objectif de gestion. Dans C, la productivité diminue rapidement au seuil écologique, mais ne tombe pas en dessous de l'objectif de gestion.

Cependant, il est important de réitérer que, bien que les seuils écologiques puissent être définis scientifiquement, leur application à des schémas de classification est d'ordre non scientifique (Johnson et Ray 2021). L'utilisation de seuils écologiques en tant que seuils de déclaration découle d'une décision fondée sur les valeurs pour mettre deux concepts sur le même pied, ce qui pourrait être raisonnable dans certaines circonstances. Toutefois, les seuils écologiques ne sont pas toujours harmonisés avec les objectifs stratégiques et peuvent ne pas être liés aux valeurs des intervenants (Joseph 2020). Par conséquent, l'utilisation de relations fonctionnelles pour définir les schémas de classification des rapports sur l'état du poisson et de son habitat serait mieux soutenue par la présence d'objectifs de gestion définis indépendamment, plutôt que par l'établissement de seuils écologiques.

3.2. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION ET SEUILS DE DÉCLARATION ÉTABLIS DANS LES DIRECTIVES, LES POLITIQUES, LES RÈGLEMENTS ET D'AUTRES INITIATIVES DE RAPPORTS

Dans le cas de certains paramètres, les lignes directrices, stratégies, règlements et initiatives de rapports existants pourraient comprendre des schémas de classification déjà établis sur lesquels on pourrait se baser pour produire des rapports sur l'état du poisson et de son habitat.

La principale valeur de l'exploitation de schémas de classification établis (et de leurs seuils de déclaration connexes) est qu'ils favorisent l'uniformité avec d'autres initiatives de rapports, en plus de fournir de l'information directement applicable aux politiques, aux règlements ou aux lois. Les rapports fondés sur des schémas de classification normalisés permettent des comparaisons spatiales (entre régions) et temporelles, contribuant ainsi à une compréhension plus globale de l'état des écosystèmes. De cette manière, le fait de tirer parti des schémas de classification existants facilite également l'étude de l'efficacité de la gestion des écosystèmes en permettant des comparaisons temporelles et spatiales entre l'état des écosystèmes et les activités de gestion. Dans un même ordre d'idée, la réorientation des seuils de déclaration

établis pourrait améliorer l'efficacité des rapports, étant donné que les données pertinentes sont probablement déjà recueillies et analysées relativement à ces schémas de classification.

Un des avantages de l'utilisation de schémas de classification établis et de leurs seuils connexes est de tirer parti de travaux antérieurs réalisés par des groupes d'experts pour élaborer et affiner ces schémas. Dans de nombreux cas, les seuils de déclaration sont établis au moyen de mécanismes officiels (p ex., *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007* du Conseil canadien des ministres de l'environnement) qui intègrent les avis scientifiques à l'expertise en matière de gestion des écosystèmes et qui tiennent compte de plusieurs sources de preuves, de l'incertitude et de la variabilité entre les systèmes. Quand ces approches sont utilisées, les seuils eux-mêmes doivent déjà refléter une solide compréhension scientifique de la mesure d'intérêt et vraisemblablement inclure une certaine évaluation de la gestion des risques.

De plus, dans les situations où les paramètres utilisés dans les rapports sur les écosystèmes sont également des variables de gestion et que des objectifs de gestion quantitatifs sont établis pour ces variables, les schémas de classification peuvent être directement élaborés en fonction des objectifs de gestion. De tels seuils « axés sur les résultats » évitent les complications associées aux relations (potentiellement non linéaires) entre les paramètres et les variables de gestion (voir la section 3.1) et mettent plutôt l'accent sur la mesure directe des variables de gestion pour évaluer l'état des écosystèmes. Par exemple, si les gestionnaires des écosystèmes ont pour objectif de maintenir la productivité des écosystèmes au-dessus de 90 % de la valeur naturelle des systèmes, le schéma de classification pourrait être élaboré en fonction de la mesure directe de la productivité même (c.-à-d. utiliser la productivité en tant que paramètre et le niveau de productivité naturelle de 90 % en tant que seuil de déclaration).

La plupart des seuils établis dans les politiques, les règlements ou les lois sont des seuils absolus, généralement basés sur un système de classification binaire (c.-à-d. que les systèmes sont définis comme étant soit au-dessus, soit au-dessous d'une valeur seuil unique), bien que d'autres systèmes de classification existent (voir par exemple le cadre de gestion des pêches à trois niveaux; MPO 2006). De plus, la plupart des seuils établis dans le cadre d'autres initiatives de rapports sont des systèmes de classification à niveaux multiples (quatre à cinq), qui peuvent être fondés sur une classification multiniveaux d'une variable d'état sous-jacente (voir par exemple le schéma de classification de l'état trophique du guide de déclaration des indicateurs communs utilisés dans les rapports sur l'état des bassins versants mentionné dans le Tableau 3) ou sur la proportion de sites/d'échantillons qui dépassent un seuil binaire.

Tableau 3. Exemples de seuils établis dans les lignes directrices, les politiques et les règlements dont on pourrait tirer parti pour élaborer des rapports sur l'état du poisson et de son habitat au Canada.

Source	Organisation	Types de paramètres	Exemple de paramètre	Exemple de seuil
Quelle quantité d'habitat est suffisante?	Environnement Canada	Disponibilité et étendue de l'habitat, couverture terrestre	Pourcentage de tronçons fluviaux pourvus de végétation naturelle	75 %
<i>State of Ontario's Biodiversity Report</i>	Ontario Biodiversity Council	Fragmentation, espèces envahissantes, qualité de l'eau, couvert de glace, étendue de l'habitat, débit	Chlorure dans les cours d'eau	120 mg/L

Source	Organisation	Types de paramètres	Exemple de paramètre	Exemple de seuil
Recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau : protection de la vie aquatique	Conseil canadien des ministres de l'environnement	Contaminants dans les eaux de surface, nutriments, gaz dissous, débris, turbidité, couleur, température	Oxygène dissous dans les systèmes d'eau froide	9,5 mg/L pour les premiers stades vitaux 6,5 mg/L pour les autres stades vitaux
Ontario Provincial Water Quality Guidelines	Gouvernement de l'Ontario	Contaminants, pH, turbidité, contaminants dans les tissus des poissons	Turbidité	10 % de variation par rapport à la lecture de la valeur naturelle du disque de Secchi
Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique	Conseil canadien des ministres de l'environnement	Contaminants	Cadmium dans l'eau douce	0,6 mg/kg poids sec
Rapports sur les bassins versants	Conservation Ontario	Qualité des eaux de surface, conditions des forêts, qualité des eaux souterraines	% de zone riveraine boisée	> 57,5 % = A 42,6–57,5 = B 27,6–42,5 = C 12,5–27,5 = D < 12,5 = F
<i>Guide to Reporting on Common Indicators Used in State of the Watershed Reports</i>	Alberta Environment and Sustainable Resource Development	Nutriments, bactéries, perturbation linéaire, indice des communautés ichtyologiques	État trophique (selon la concentration de chlorophylle a)	< 2,5 µg/L = oligotrophe 2,5–8 µg/L = mésotrophe 8–25 µg/L = eutrophe > 25 µg/L = hypereutrophe

3.3. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION FONDÉS SUR LE CLASSEMENT RELATIF

Là où les relations fonctionnelles ne sont pas connues ou que des objectifs de gestion ne sont pas quantitativement définis, un classement relatif pourrait servir à établir des schémas de classification (Figure 5). Selon cette approche, les unités d'évaluation sont catégorisées le long d'un gradient allant du « meilleur » au « pire », en fonction de leur classement par rapport à d'autres unités d'évaluation à l'étude.

De manière générale, il existe deux catégories de schémas de classification fondés sur un classement relatif. Premièrement, les catégories peuvent être établies de manière à ce que chaque niveau du schéma de classification inclue un nombre égal d'observations (unités d'évaluation). Un exemple simple d'un tel schéma serait la catégorisation de toutes les unités d'évaluation comme état soit au-dessus, soit au-dessous de la valeur médiane (50^e rang centile) du paramètre d'intérêt. Des schémas de classification plus détaillés pourraient quant à eux inclure différents seuils de centile. Ainsi, un schéma de classification à 4 niveaux utiliserait les 25^e, 50^e et 75^e rangs centiles en tant que seuils de déclaration.

Deuxièmement, il est possible d'établir des schémas de classification au moyen d'approches de regroupement de données visant à déterminer les seuils naturels dans la distribution des valeurs. Par exemple, la méthode de classification par seuils naturels de Jenks (Jenks 1967) tente de réduire au minimum l'écart moyen entre chaque observation et la moyenne de leur niveau, tout en maximisant l'écart entre les moyennes des différents niveaux; cette méthode a déjà été utilisée dans des rapports sur l'environnement. Cette méthode requiert de déterminer *a priori* le nombre de seuils à utiliser, ce qui constitue un avantage pour les rapports,

compte tenu du fait que le nombre de seuils peut être normalisé à l'échelle de différents paramètres afin d'améliorer l'uniformité d'une initiative de rapports.

L'inconvénient des méthodes de classement relatif est qu'ils ne fournissent pas d'information directe sur l'état du poisson et de son habitat et qu'ils peuvent donc compliquer l'interprétation des tendances dans le temps. Prenons par exemple un rapport examinant l'état des unités d'évaluation d'une région dont toutes les unités sont grandement perturbées. Selon un schéma de classement relatif, certains systèmes seront classifiés comme ayant la « meilleure » valeur pour un paramètre donné, même si cette valeur représente une détérioration importante par rapport à l'état naturel du système. À l'opposé, dans le cas où toutes les unités d'évaluation voient un paramètre donné s'améliorer au fil du temps, la classification ne changera pas puisque le classement relatif n'aura pas changé et, par conséquent, l'amélioration de l'état du poisson et de son habitat ne sera pas mise en évidence. Il est possible d'atténuer ces problèmes en réservant l'application de schémas de classement relatif uniquement aux cas où les unités d'évaluation représentent une gamme d'états de l'écosystème (d'intact à hautement détérioré), de sorte que les classements relatifs reflètent mieux la pleine distribution des états possibles de l'écosystème. En outre, les seuils de déclaration initialement établis au moyen du classement relatif peuvent être maintenus dans le temps (adoption de l'approche décrite à la section 3.2) pour mieux tenir compte des changements de l'état des écosystèmes plutôt que des changements du classement relatif des unités d'évaluation.

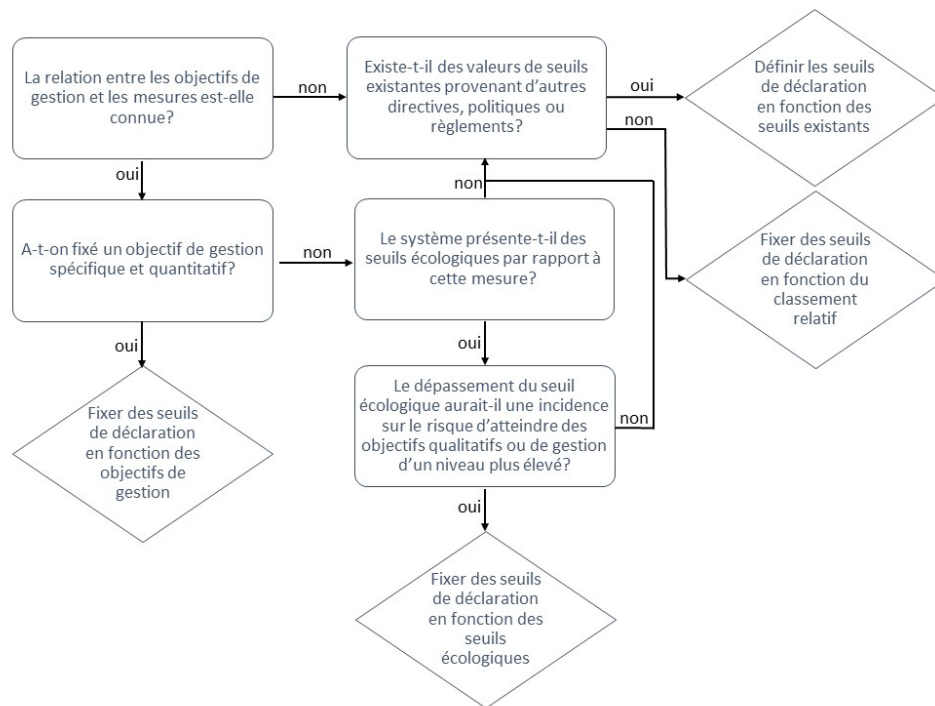


Figure 5. Exemple d'un arbre de décision en vue de la sélection d'une méthode d'élaboration des schémas de classification et des seuils de déclaration connexes. Il est à noter que la méthode d'élaboration des schémas de classification fondée sur la sollicitation d'avis d'experts (section 3.4) peut être combinée à d'autres méthodes ou servir d'approche de rechange à l'approche basée sur les données décrite dans cette figure.

3.4. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION FONDÉS SUR LA SOLLICITATION D'AVIS D'EXPERTS

L'élaboration de schémas de classification ainsi que l'attribution des unités d'évaluation au sein de ces schémas pourraient également être fondées sur des avis d'experts. Un ensemble de méthodes structurées a été mis au point pour solliciter, regrouper et synthétiser les avis qualitatifs et quantitatifs d'experts sur des questions écologiques et environnementales (p. ex., Choy *et al.* 2009, O'Leary *et al.* 2009, James *et al.* 2010, Sutherland *et al.* 2011, Hemming *et al.* 2018), et ces méthodes sont largement appliquées à une série de projets différents, dont des rapports sur les écosystèmes (p. ex., AE et IEG 2021). L'application de ces méthodes aux rapports sur l'état du poisson et de son habitat pourrait combler des lacunes là où les données empiriques sont limitées ou renforcer l'inférence en étant combinée aux analyses de données empiriques (p. ex., avec des analyses bayésiennes à variables antérieures étayées par des avis d'experts; Choy *et al.* 2009). De plus, ces méthodes permettraient la participation directe d'un plus grand groupe d'experts au processus de production de rapports, notamment des détenteurs de connaissances autochtones et des membres de collectivités dotés d'une expertise sur les écosystèmes aquatiques de la région (p. ex., pêcheurs à la ligne, naturalistes, employés d'administrations municipales).

Pour l'attribution des unités d'évaluation aux niveaux d'un schéma de classification dans les rapports sur l'état du poisson et son habitat, des méthodes telles que l'approche Delphi ou le protocole « IDEA » (Mukherjee *et al.* 2015, Burgman 2016, Hemming *et al.* 2018) seraient simples à appliquer en présence d'un groupe d'experts locaux ou régionaux du poisson et de son habitat. Dans le cadre de ces méthodes, chaque expert est appelé à fournir son estimation d'une quantité inconnue (et son niveau de confiance associé; p. ex., la qualité globale des eaux de surface d'un bassin versant). Les estimations de tous les experts sont ensuite regroupées et présentées à chacun des experts (avec une période de discussion ou non), qui est alors en mesure de réviser son estimation en fonction de ses connaissances personnelles et de celles regroupées du groupe. Dans le cadre des approches traditionnelles Delphi, le processus itératif (de solliciter les commentaires de chaque expert, de regrouper les données et d'échanger les données regroupées avec chaque expert pour améliorer l'estimation) serait répété soit jusqu'à ce qu'un seuil préalablement convenu ait été atteint, soit jusqu'à ce qu'un nombre prédéterminé d'itérations ait été réalisé, tandis que, dans le cadre du protocole IDEA, seule une itération est généralement effectuée. De nombreuses versions de ces processus conservent l'anonymat des experts, ce qui aide à éviter les pressions sociales connexes telles que la dominance de membres « autoritaires » d'un groupe ainsi que les effets de halo (Nisbett et Wilson 1977), tandis que la nature itérative du processus facilite les efforts vers un consensus du groupe. Ces méthodes peuvent également être réalisées à distance ou de manière asynchrone (p. ex., Dey *et al.* 2022), ce qui peut être avantageux quand il s'agit de grands groupes d'experts.

Le principal inconvénient de la classification fondée sur la sollicitation d'avis d'experts est la perception selon laquelle les avis d'experts sont moins fiables que les données empiriques « objectives » à cause de biais. Néanmoins, comme l'indiquent Martin *et al.* (2012), les données empiriques pourraient également renfermer des biais, des éléments inadéquats et des erreurs. De plus, elles ne sont pas nécessairement plus proches de la réalité que les avis d'experts. Parmi les autres inconvénients de la sollicitation d'avis d'experts figurent la nature chronophage et la complexité logistique relatives de nombre de ces méthodes. Par exemple, les approches Delphi et IDEA pourraient afficher des taux élevés d'abandon si les experts ne se sentent pas assez mobilisés ou si les processus sont trop longs. Ces problèmes seraient exacerbés si le même groupe d'experts doit fournir une rétroaction sur de multiples paramètres. Par contre, il n'est pas évident que les méthodes de sollicitation d'avis d'experts soient toujours plus

coûteuses que la compilation et l'analyse des données empiriques, selon l'existence et l'organisation de données ouvertes et de bases de données.

3.5. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION DES INDICATEURS

Outre les paramètres, les indicateurs de haut niveau peuvent aussi avoir des schémas de classification pour faciliter les rapports sur l'état du poisson et de son habitat.

La différence entre les schémas de classification des indicateurs et ceux des paramètres réside dans le fait que les premiers doivent combiner des données multidimensionnelles (tirées de plusieurs paramètres) pour produire une catégorisation synthétique. Si les schémas de classification élaborés pour chacun des paramètres sous-jacents sont uniformes (c.-à-d. qu'ils ont le même nombre de niveaux et les mêmes étiquettes), alors la distribution des catégorisations pourrait servir à produire une catégorisation pour l'indicateur. Dans ce cas, les considérations sont semblables à celles s'appliquant à la combinaison de points de données multiples en une seule catégorisation pour un paramètre, étant donné que les données multidimensionnelles sont regroupées en une seule dimension (les catégorisations de chacun des paramètres).

Dans certains cas, une mesure de la tendance centrale (p. ex., valeur médiane ou moyenne) ou une valeur extrême (p. ex., le minimum ou le maximum) peut être utilisée. Cependant, cette approche pondérerait implicitement chacun des paramètres de manière à ce qu'il représente un contributeur d'importance égale à l'état de l'indicateur, situation qui pourrait ne pas refléter exactement la réalité puisque les indicateurs (et les niveaux globaux de santé des écosystèmes) dépendent souvent plus fortement de variables précises. Par conséquent, on pourrait souhaiter que les schémas de classification des indicateurs pondèrent les contributions des différents paramètres selon leur degré d'importance dans la détermination de l'état de l'indicateur. Une telle approche nécessite l'élaboration d'un schéma de pondération, potentiellement dérivé d'avis d'experts (voir la section 3.4), ou doit être basée sur des méthodes statistiques dans les rares cas où des données suffisantes sont disponibles. Toutefois, de différents schémas de pondération pourraient devoir être élaborés en fonction des différentes zones visées par le rapport ou des différents types d'habitat, étant donné la variation de l'importance des différents paramètres d'un système à l'autre.

Par contre, des approches multidimensionnelles fondées sur la réduction du nombre de variables pourraient être appliquées directement aux données multidimensionnelles sous-jacentes pour classer les indicateurs. Ici, les données brutes de chaque paramètre contributeur peut être combiné pour produire un seul « indice » synthétique décrivant l'état du poisson et de son habitat par rapport à l'indicateur. Par exemple, Chow-Fraser (2006) a utilisé l'analyse en composantes principales (Jolliffe et Cadima 2016) pour combiner jusqu'à 12 variables en un indice synthétique de la qualité de l'eau (une valeur continue). De manière semblable, l'Alberta Riparian Habitat Management Society (dans le cadre du programme « Cows and Fish ») a mis au point un indice d'évaluation de la santé des zones riveraines, variant de 0 à 63 (ou transformé en une valeur fondée sur un pourcentage) en tant que valeur synthétique combinant les mesures de la détérioration de l'habitat, de la composition de la végétation, du couvert forestier, de la présence et de la répartition des espèces envahissantes et de la modification des débits dans les zones riveraines (Ambrose *et al.* 2009). Dans ce cadre, chaque variable se voit attribuer une valeur (des valeurs maximales divergentes reflétant la pondération de chaque variable aux fins d'établissement de l'indice final), qui est ensuite combinée par simple addition afin d'obtenir la valeur de l'indice final. Des schémas de classification des indicateurs fondés sur des indices multidimensionnels peuvent ensuite être élaborés par l'établissement de seuils de déclaration des indices, au moyen des méthodes décrites ci-dessus (voir les sections 3.1 à 3.4).

Enfin, les schémas de classification et les catégorisations des indicateurs pourraient également être obtenus grâce à des avis d'experts. Dans le cadre de cette approche, des groupes d'experts décideraient des catégorisations des indicateurs en se fondant sur l'analyse (structurée ou non structurée), de même que sur des données ou la pondération de chacun des paramètres. Bien qu'elle soit plus « subjective », cette approche s'adapte mieux aux défis associés à la qualité variable des données (voir la section 4) ainsi qu'à l'importance des différents paramètres dans les catégorisations des indicateurs. Généralement, les approches par consensus sont utilisées aux fins de catégorisation (voir par exemple ECCC et U.S. Environmental Protection Agency 2021), mais il est possible que les avis d'experts soient étudiés et que les catégorisations finales reposent sur des techniques de regroupement des statistiques.

3.6. SCHÉMAS DE CLASSIFICATION POUR LA QUALITÉ DES DONNÉES

En plus d'élaborer des schémas de classification et des rapports sur l'état des écosystèmes, nombre d'initiatives de rapports sur l'environnement fournissent aussi de l'information sur la qualité des données utilisées pour dériver des estimations de l'état. Cette composante « à valeur ajoutée » des rapports aide les lecteurs à mettre en contexte le degré de certitude (ou d'incertitude) que les auteurs ont à l'égard de leurs estimations ainsi qu'à déterminer les lacunes dans les données à hiérarchiser en vue des initiatives de recherche et de surveillance futures.

La plupart des rapports sur la qualité des données sont fondés sur l'évaluation d'ensembles de données par rapport à des listes de critères indicateurs de données environnementales de qualité. Par exemple, le rapport sur les bassins versants de la WWF a tenu compte du caractère récent des données, de leur plage temporelle et de leur précision géographique pour leur attribuer des qualificatifs tels que « suffisantes », « modérément suffisantes », « partiellement suffisantes » ou « insuffisantes » (WWF-Canada 2020). De même, le rapport sur l'état des Grands Lacs de 2019 comprend une liste de cinq éléments liés à la qualité des données permettant de déterminer si les données sont passées par des processus d'assurance et de validation de la qualité, couvrent une zone géographique adéquate et sont accompagnées d'estimations de l'incertitude (ECCC et U.S. Environmental Protection Agency 2019). Ces évaluations de la qualité des données sont généralement rapportées pour chaque paramètre, mais elles peuvent aussi être rapportées à l'échelle des indicateurs.

Il importe de souligner que les schémas de classification comprennent généralement un seuil minimal en termes de qualité des données pour produire une estimation de l'état de l'écosystème. Dans les cas où la qualité des données ne répond pas à ce seuil, le paramètre ou l'indicateur associé peut être qualifié de « données suffisantes », et l'état n'est pas rapporté. Un tel seuil sert de limite supérieure du degré d'incertitude pouvant être toléré dans un rapport sur l'état de l'écosystème. En général, un haut niveau de qualité des données (accompagné du faible degré d'incertitude correspondant) devrait être requis pour les rapports sur l'état des écosystèmes quand l'information est diffusée au grand public, un auditoire de non-spécialistes ayant souvent une plus faible compréhension de l'impact de l'incertitude sur les résultats que des experts (Gregory *et al.* 2012).

Même si les estimations de l'état des écosystèmes ne sont généralement pas utilisées dans les initiatives de rapports sur les écosystèmes, celles qui concernent des régions où les données sont insuffisantes pourraient tout de même être calculées en fonction des tendances régionales de l'état des bassins versants (c.-à-d. en utilisant des méthodes d'imputation, ou des approches bayésiennes utilisant des variables antérieures dérivées de tendances régionales). Ainsi, même en l'absence de données propres aux unités d'évaluation, une partie de l'estimation globale de l'état du poisson et de son habitat pourrait être produite grâce à une combinaison des données

disponibles limitées avec les tendances spatiales et temporelles générales des facteurs de stress. Quelle que soit l'approche utilisée (établir un seuil minimal de qualité des données en vue de rapports sur l'état ou fournir la meilleure estimation possible de l'état même quand les données sont limitées), l'échange d'information sur le degré d'incertitude entourant les estimations de l'état des écosystèmes aiderait les lecteurs à comprendre les lacunes et les limites des données disponibles.

Certaines composantes de l'évaluation de la qualité des données pourraient être étayées par des analyses quantitatives (p. ex., comparaisons spatiales de la couverture des données avec les plans d'eau dans l'unité d'évaluation, analyses de puissance pour quantifier la capacité de détecter les tendances dans le temps), mais il reste que les évaluations qualitatives sont moins exigeantes du point de vue technique et sont compatibles avec d'autres évaluations de la qualité des données en écologie (Brilis *et al.* 2000, Wilkinson *et al.* 2016, Birigazzi *et al.* 2019).

4. PRINCIPALES INCERTITUDES

Comme le montre la liste des définitions dans le glossaire, l'évaluation de l'état du poisson et de son habitat nécessite de connaître l'état naturel des communautés ichtyologiques ainsi que la fonction naturelle de l'habitat du poisson en tant que bases de référence pour l'évaluation des systèmes. Toutefois, il est raisonnable de se demander s'il reste des communautés de poissons et des habitats intacts au Canada. Même dans les régions où il y a peu d'activités industrielles, les écosystèmes aquatiques sont touchés par des pressions agissant à distance, notamment les changements climatiques et le transport de polluants sur de longues distances. En outre, dans de nombreux cas, des espèces indigènes et des ingénieurs d'écosystèmes clés ont disparu du territoire depuis longtemps, accroissant ainsi l'incertitude entourant la manière dont les écosystèmes étaient autrefois structurés et comment ils fonctionnaient alors qu'ils étaient encore intacts (dans leur état originel).

De nombreux auteurs ont écrit à propos des dangers de changer les bases de référence dans la gestion des ressources naturelles (p. ex., Pauly 1995, Pinnegar et Engelhard 2008), et ce problème s'applique aussi aux rapports. Si les rédacteurs de rapports perçoivent les caractéristiques de l'état du poisson et de son habitat qui existaient au début de leur carrière comme étant la condition de référence (condition non touchée), alors les rapports sur l'environnement pourraient grossièrement mal caractériser les caractéristiques naturelles des écosystèmes (Humphries et Winemiller 2009). Les problèmes liés au changement des bases de référence sont amplifiés quand les données sur l'état des écosystèmes sont postérieures à la manifestation des facteurs de stress dans les écosystèmes, situation qui s'avère généralement dans le cas des écosystèmes d'eau douce du Canada.

La non-stationnarité, autre problème lié au changement des bases de référence, décrit le fait que des écosystèmes naturels ne sont pas maintenus dans un état stable unique, mais qu'ils changent plutôt constamment en réponse à des processus géologiques, climatiques et évolutifs (Rollinson *et al.* 2021). Par conséquent, la caractérisation de l'état et de la fonction naturels du poisson et de son habitat, requise pour l'évaluation de l'état du poisson et de son habitat, est compliquée par la nature instable des écosystèmes naturels. En outre, la non-stationnarité complique les liens entre les indicateurs et l'état global des écosystèmes, car l'impact des indicateurs sur l'état global peut être dépassé par la non-stationnarité fondamentale des écosystèmes. Par exemple, les phénomènes catastrophiques tels que les glissements de terrain peuvent détériorer l'état du poisson et de son habitat malgré l'amélioration des indicateurs.

Une autre incertitude provient des facteurs de stress émergents pour les écosystèmes aquatiques et de la manière dont ces derniers peuvent être pris en compte dans les initiatives de rapports sur les écosystèmes. Par définition, les facteurs de stress émergents ont peu d'antécédents d'impact sur les écosystèmes aquatiques et sont donc vraisemblablement associés à d'importantes lacunes dans les données, notamment en ce qui concerne la compréhension des relations fonctionnelles, des seuils limités (ou non) existants et du manque de données antérieures. Ces lacunes dans les données posent d'importants défis à la production de rapports sur les écosystèmes, dont des défis associés à la détermination des facteurs de stress émergents à inclure dans les initiatives de rapports parmi l'ensemble des facteurs de stress possibles.

De plus, comme différents facteurs de stress et pressions peuvent interagir de manières complexes (Crain *et al.* 2008, Jackson *et al.* 2016, Dey et Koops 2021), on ne sait pas très bien comment l'état des différents paramètres et indicateurs est lié à l'état global du poisson et de son habitat. Les effets cumulatifs de faibles détériorations de multiples composantes de l'habitat peuvent mener à une détérioration grave de l'état global des écosystèmes, et ce, même quand chacune des composantes est considérée comme « bonne » ou « excellente ». Par ailleurs, différents paramètres et indicateurs peuvent contribuer à des degrés différents à l'état global des écosystèmes, de sorte qu'il est possible que l'état global reflète plus étroitement la condition d'un petit nombre de paramètres clés et qu'il soit moins bien prédit par l'évaluation d'un ensemble plus large de paramètres. Le fait de comprendre comment différents facteurs de stress interagissent et de savoir comment pondérer les différents paramètres et indicateurs au moment de produire les mesures globales de l'état du poisson et de son habitat pourrait améliorer les futures itérations des rapports sur l'état du poisson et de son habitat.

Enfin, l'élaboration de schémas de classification et de seuils de déclaration est fondée sur des données scientifiques quantitatives. Pourtant, il existe une richesse de connaissances spécialisées (y compris des connaissances autochtones et locales) sur les écosystèmes aquatiques qui pourraient appuyer les rapports sur l'état du poisson et de son habitat. Bien que les méthodes de sollicitation d'avis d'experts, qui comprennent la compilation et la synthèse de connaissances autochtones, soient bien établies (Carothers *et al.* 2014, Runk 2014, Thompson *et al.* 2020), il n'est pas pratique courante de lier entre elles les informations provenant de plusieurs systèmes de connaissances aux fins de production de rapports sur les écosystèmes. Cependant, il est possible d'adapter des approches fondées sur l'espace éthique (Ermine 2007) ou la double perspective (Reid *et al.* 2021) pour réunir les connaissances autochtones et les données scientifiques dans les rapports. Si des méthodes adéquates peuvent être mises au point, de telles approches pourraient grandement contribuer à combler les lacunes dans les données de tout système de connaissances, améliorer la compréhension de l'état passé des écosystèmes (et ainsi remédier au changement des bases de référence) et renforcer le soutien à une initiative globale de rapports sur l'état du poisson et de son habitat.

RÉFÉRENCES CITÉES

- Ambrose, N., Ehlert, G., and Spicer-Raw, K. 2009. Riparian Health Assessment for Lakes, Sloughs and Wetlands - Field Workbook Second Edition. Alberta Riparian Habitat Management Society, Lethbridge, AB. 132 p.
- Andersen, T., Carstensen, J., Hernández-García, E., and Duarte, C.M. 2009. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends Ecol. Evol.* 24(1): 49–57.
- AE (Associated Environmental Consultants Inc.), et IEG (Integral Ecology Group). 2021. State of the Aquatic Ecosystem Report – Summary. Report prepared for the Mackenzie River Basin Board. 29 p.

-
- Biggs, R., Peterson, G.D., and Rocha, J.C. 2018. The regime shifts database: A framework for analyzing regime shifts in social-ecological systems. *Ecol. Soc.* 23(3): 9.
- Birigazzi, L., Gregoire, T.G., Finegold, Y., Córdor Golec, R.D., Sandker, M., Donegan, E., and Gamarra, J.G.P. 2019. Data quality reporting: Good practice for transparent estimates from forest and land cover surveys. *Environ. Sci. Policy* 96: 85–94.
- Brilis, G.M., Worthington, J.C., and Dallas Wait, A. 2000. Quality Science in the Courtroom: U.S. EPA Data Quality and Peer Review Policies and Procedures Compared to the Daubert Factors. *Environ. Forensics* 1(4): 197–203.
- Burgman, M.A. 2016. *Trusting Judgements: How to get the best out of experts*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 213 p.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations pour la qualité des sédiments pour la protection de la vie aquatique : Cadmium. *Dans les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE)*, 1999. Winnipeg, MB. pp. 1–5.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique dans les RCQE, 1999. Winnipeg, MB. pp. 1–37.
- Carothers, C., Moritz, M., and Zarger, R. 2014. Introduction: Conceptual, methodological, practical, and ethical challenges in studying and applying indigenous knowledge. *Ecol. Soc.* 19(4): 3–4.
- Chow-Fraser, P. 2006. Development of the Water Quality Index (WQI) to Assess Effects of Basin-wide Land-use Alteration on Coastal Marshes of the Laurentian Great Lakes. *In Coastal Wetlands of the Laurentian Great Lakes: Health, Habitat and Indicators*. Edited by T. Simon and P. Steward. AuthorHouse, Bloomington, IN. pp. 137–167.
- Choy, S.L., O'Leary, R., and Mengersen, K. 2009. Elicitation by design in ecology: Using expert opinion to inform priors for Bayesian statistical models. *Ecology* 90(1): 265–277.
- Conservation Ontario. 2018. [Watershed Report Cards](#) [online]. (accessed 2 May 2022).
- Crain, C.M., Kroeker, K., and Halpern, B.S. 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecol. Lett.* 11(12): 1304–1315.
- Dey, C.J., and Koops, M.A. 2021. The consequences of null model selection for predicting mortality from multiple stressors. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 288: 20203126. doi:10.1098/rspb.2020.3126.
- Dey, C., Rego, A., Bradford, M., Clarke, K., McKercher, K., Mochnacz, N., de Paiva, A., Ponader, K., Robichaud, L., Winegardner, A., Midwood, J., and Koops, M. 2022. [A method for the collaborative prioritization of freshwater fish habitat research questions](#). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3423: vii + 119 p.
- Duplisea, DE, Roux, M-J, Hunter, KL, et Rice, J. 2020. [Gestion des ressources en période de changements climatiques : stratégie fondée sur les risques pour l'élaboration d'avis scientifiques qui tiennent compte du climat](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2019/044. v +50 p.
- Eno, N.C., Frid, C.L.J., Hall, K., Ramsay, K., Sharp, R.A.M., Brazier, D.P., Hearn, S., Dernie, K.M., Robinson, K.A., Paramor, O.A.L., and Robinson, L.A. 2013. Assessing the sensitivity of habitats to fishing: From seabed maps to sensitivity maps. *J. Fish Biol.* 83(4): 826–846. doi:10.1111/jfb.12132.

-
- Enquist, B.J., Brown, J., and West, G. 1998. Allometric scaling of plant energetics and population density. *Nature* 395: 163–165. doi:10.1007/978-1-4613-8103-7_13.
- Environnement et Changement climatique Canada (ECCC). 2020. [Politiques relatives aux espèces en péril - Politique sur le rétablissement et la survie](#). Loi sur les espèces en péril, série de politiques et de lignes directrices. 10 p.
- ECCC. 2022. [2030 Emissions Reduction Plan: Canada's Next Steps for Clean Air and a Strong Economy](#). Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau, QC. 240 p.
- ECCC et U.S. Environmental Protection Agency. 2019. [État des grands lacs 2019 - Rapport Technique](#). EPA 905-R-20-004: 700 p.
- ECCC et U.S. Environmental Protection Agency. 2021. [État des grands lacs 2019 - Faits saillants](#). EPA 905-R-19-002: 36 p.
- Ermine, W. 2007. The ethical space of engagement. *Indig. Law J.* 6(1): 193–203.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biol. Conserv.* 100: 65–74.
- Folt, C.L., Chen, C.Y., Moore, M. V., and Burnaford, J. 1999. Synergism and antagonism among multiple stressors. *Limnol. Oceanogr.* 44(3 II): 864–877.
- Fulton, E.A., Punt, A.E., Dichmont, C.M., Gorton, R., Sporcic, M., Dowling, N., Little, L.R., Haddon, M., Klaer, N., and Smith, D.C. 2016. Developing risk equivalent data-rich and data-limited harvest strategies. *Fish. Res.* 183: 574–587.
- Guénette, J.S., and Villard, M.A. 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conserv. Biol.* 19: 1168–1180.
- Hemming, V., Burgman, M.A., Hanea, A.M., McBride, M.F., and Wintle, B.C. 2018. A practical guide to structured expert elicitation using the IDEA protocol. *Methods Ecol. Evol.* 9(1): 169–180.
- Hillebrand, H., Donohue, I., Harpole, W.S., Hodapp, D., Kucera, M., Lewandowska, A.M., Merder, J., Montoya, J.M., and Freund, J.A. 2020. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nat. Ecol. Evol.* 4(11): 1502–1509.
- Huggett, A.J. 2005. The concept and utility of “ecological thresholds” in biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 124(3): 301–310.
- Humphries, P., and Winemiller, K. 2009. Historical impacts on river fauna, shifting baselines, and challenges for restoration. *Bioscience* 59(8): 673–684.
- Hunter, M., Bean, M., Lindenmayer, D., and Wilcove, D. 2009. Thresholds and the Mismatch between Environmental Laws and Ecosystems. *Conserv. Biol.* 23: 1053–1055.
- Jackson, M.C., Loewen, C.J.G., Vinebrooke, R.D., and Chimimba, C.T. 2016. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 22(1): 180–189.
- James, A., Choy, S.L., and Mengersen, K. 2010. Elicitor: An expert elicitation tool for regression in ecology. *Environ. Model. Softw.* 25(1): 129–145.
- Jenks, G.F. 1967. The data model concept in statistical mapping. *Int. Yearb. Cartogr.* 7: 186–190.

-
- Johnson, C.J., and Ray, J.C. 2021. The challenge and opportunity of applying ecological thresholds to environmental assessment decision making. *In Handbook of Cumulative Impact Assessment*. Edited by J. Blakley and D. Franks. Edward Elgar Publishing, Northampton, MA. pp. 140–157.
- Jolliffe, I.T., and Cadima, J. 2016. Principal component analysis: A review and recent developments. *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 374: 20150202.
- Joseph, C. 2020. Problems and resolutions in GHG impact assessment. *Impact Assess. Proj. Apprais.* 38(1): 83–86.
- Lade, S.J., Wang-Erlandsson, L., Staal, A., and Rocha, J.C. 2021. Empirical pressure-response relations can benefit assessment of safe operating spaces. *Nat. Ecol. Evol.* 5(8): 1078–1079.
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J., and Cunningham, R.B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biol. Conserv.* 124(3): 311–316.
- Liu, Z., Wang, Y., Li, Z., and Peng, J. 2013. Impervious surface impact on water quality in the process of rapid urbanization in Shenzhen, China. *Environ. Earth Sci.* 68(8): 2365–2373.
- Van Looy, K., Tonkin, J.D., Floury, M., Leigh, C., Soininen, J., Larsen, S., Heino, J., LeRoy Poff, N., DeLong, M., Jähnig, S.C., Datry, T., Bonada, N., Rosebery, J., Jamoneau, A., Ormerod, S.J., Collier, K.J., and Wolter, C. 2019. The three Rs of river ecosystem resilience: Resources, recruitment, and refugia. *River Res. Appl.* 35(2): 107–120.
- Loreau, M. 1998. Biodiversity and ecosystem functioning: A mechanistic model. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 95(10): 5632–5636.
- Lu, K.P., and Chang, S.T. 2018. A fuzzy classification approach to piecewise regression models. *Appl. Soft Comput. J.* 69: 671–688.
- Martin, T.G., Burgman, M.A., Fidler, F., Kuhnert, P.M., Low-Choy, S., McBride, M., and Mengersen, K. 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conserv. Biol.* 26(1): 29–38.
- MPO. 1986. [Politique de gestion de l'habitat du poisson du ministère des Pêches et des Océans](#). Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. 23 p.
- MPO, 2006. [Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution](#). Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- 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. 2019. [Énoncé de politique sur la protection du poisson et de son habitat](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa, ON. 39 p.
- MPO. 2022. [Compte-rendu de l'examen régional par les pairs sur la validation des paramètres choisis pour rendre compte de l'état du poisson et de son habitat dans les zones prioritaires de la région de l'Ontario et des Prairies : Partie 1; du 29 au 30 juin 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Compte rendu 2022/017.
- Mukherjee, N., Hugé, J., Sutherland, W.J., McNeill, J., Van Opstal, M., Dahdouh-Guebas, F., and Koedam, N. 2015. The Delphi technique in ecology and biological conservation: Applications and guidelines. *Methods Ecol. Evol.* 6(9): 1097–1109.
- Nisbett, R.E., and Wilson, T.D. 1977. The halo effect: Evidence for unconscious alteration of judgments. *J. Pers. Soc. Psychol.* 35(4): 250–256. doi:10.1037/0022-3514.35.4.250.
-

-
- O’Leary, R.A., Choy, S.L., Murray, J. V., Kynn, M., Denham, R., Martin, T.G., and Mengersen, K. 2009. Comparison of three expert elicitation methods for logistic regression on predicting the presence of the threatened brush-tailed rock-wallaby *Petrogale penicillata*. *Environmetrics* 20(4): 379–398.
- Ontario Biodiversity Council. 2021. State of Ontario’s Biodiversity 2020: Summary. A report of the Ontario Biodiversity Council. Peterborough, ON. 18 p.
- Parcs Canada. 2017. [Politiques sur les Parcs nationaux: 2.0 Planification de la gestion](#) [en ligne]. (accessible depuis le 2 mai 2022).
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 10(10): 430.
- Pinnegar, J.K., and Engelhard, G.H. 2008. The “shifting baseline” phenomenon: A global perspective. *Rev. Fish Biol. Fish.* 18(1): 1–16.
- Qian, S.S., King, R.S., and Richardson, C.J. 2003. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds. *Ecol. Modell.* 166: 87–97.
- Reid, A.J., Eckert, L.E., Lane, J.F., Young, N., Hinch, S.G., Darimont, C.T., Cooke, S.J., Ban, N.C., and Marshall, A. 2021. “Two-Eyed Seeing”: An Indigenous framework to transform fisheries research and management. *Fish Fish.* 22(2): 243–261.
- Rhodes, J.R., Callaghan, J.G., McAlpine, C.A., De Jong, C., Bowen, M.E., Mitchell, D.L., Lunney, D., and Possingham, H.P. 2008. Regional variation in habitat-occupancy thresholds: A warning for conservation planning. *J. Appl. Ecol.* 45(2): 549–557.
- Rice, J., Bradford, M.J., Clarke, K.D., Koops, M.A., Randall, R.G., and Wysocki, R. 2015. The Science Framework for Implementing the Fisheries Protection Provisions of Canada’s Fisheries Act. *Fisheries* 40(6): 268–275.
- Rindorf, A., Dichmont, C.M., Thorson, J., Charles, A., Clausen, L.W., Degnbol, P., Garcia, D., Hintzen, N.T., Kempf, A., Levin, P., Mace, P., Maravelias, C., Minto, C., Mumford, J., Pascoe, S., Prelezo, R., Punt, A.E., Reid, D.G., Röckmann, C., Stephenson, R.L., Thebaud, O., Tserpes, G., and Voss, R. 2017. Inclusion of ecological, economic, social, and institutional considerations when setting targets and limits for multispecies fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* 74(2): 453–463.
- Rollinson, C.R., Finley, A.O., Alexander, M.R., Banerjee, S., Dixon Hamil, K.A., Koenig, L.E., Locke, D.H., Peterson, M., Tingley, M.W., Wheeler, K., Youngflesh, C., and Zipkin, E.F. 2021. Working across space and time: nonstationarity in ecological research and application. *Front. Ecol. Environ.* 19(1): 66–72.
- Rompré, G., Boucher, Y., Bélanger, L., Côté, S., and Robinson, W.D. 2010. Conserving biodiversity in managed forest landscapes: The use of critical thresholds for habitat. *For. Chron.* 86(5): 589–596.
- Rosenfeld, J.S. 2017. Developing flow–ecology relationships: Implications of nonlinear biological responses for water management. *Freshw. Biol.* 62(8): 1305–1324.
- Runk, J. 2014. Enriching indigenous knowledge scholarship via collaborative methodologies: beyond the high tide’s few hours. *Ecol. Soc.* 19(4): 37.
- Schallenberg, M. 2020. The application of stressor–response relationships in the management of lake eutrophication. *Int. Waters.* 11(1): 1–12.
- Scheffer, M., and Carpenter, S.R. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: Linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.* 18(1): 48–55.

-
- Scheffer, M., Bascompte, J., Brock, W.A., Brovkin, V., Carpenter, S.R., Dakos, V., Held, H., Van Nes, E.H., Rietkerk, M., and Sugihara, G. 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature* 461: 53–59.
- Scheffer, M., Barrett, S., Carpenter, S.R., Folke, C., Green, A.J., Holmgren, M., Hughes, T.P., Kosten, S., van de Leemput, I.A., Nepstad, D.C., van Nes, E.H., Peeters, E.T.H.M., and Walker, B. 2015. Creating a safe operating space for iconic ecosystems. *Science* 347(6228): 1317–1319.
- Sonderregger, D.L., Wang, H., Clements, W.H., and Noon, B.R. 2009. Research communications research communications Using SiZer to detect thresholds in ecological data. *Front. Ecol. Environ.* 7(4): 190–195.
- Sutherland, W.J., Fleishman, E., Mascia, M.B., Pretty, J., and Rudd, M.A. 2011. Methods for collaboratively identifying research priorities and emerging issues in science and policy. *Methods Ecol. Evol.* 2(3): 238–247.
- Swift, T.L., and Hannon, S.J. 2010. Critical thresholds associated with habitat loss: A review of the concepts, evidence, and applications. *Biol. Rev.* 85(1): 35–53.
- Terrell, J.W., McMahon, T.E., Inskip, P.D., Raleigh, R.F., and Williamson, K.L. 1982. Habitat suitability index models : Appendix A. Guidelines for riverine and lacustrine application of fish HSI models with the Habitat Evaluation Procedures. U.S. Fish and Wildlife Service Federal Government Series FWS/OBS-82/10.A: 54 p.
- Thompson, K.L., Lantz, T.C., and Ban, N.C. 2020. A review of indigenous knowledge and participation in environmental monitoring. *Ecol. Soc.* 25(2): 1–27.
- Tomal, J. H., and Ciborowski, J. J. 2020. Ecological models for estimating breakpoints and prediction intervals. *Ecol. Evol.* 10: 13500–13517.
- Toms, J., and Lesperance, M. 2003. Piecewise regression: A tool for identifying ecological thresholds. *Ecology* 84(8): 2034–2041.
- Toms, J.D., and Villard, M.-A. 2015. Threshold detection: matching statistical methodology to ecological questions and conservation planning objectives. *Avian Conserv. Ecol.* 10(1): 2.
- Walker, B., and Meyers, J.A. 2004. Thresholds in Ecological and Social-Ecological Systems: a developing database. *Ecol. Soc.* 9(2): 3.
- Wilkinson, M., Dumontier, M., and Aalbersberg, I. 2016. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Sci. Data* 3(1): 1–9.
- WWF-Canada. 2020. Technical protocol for the freshwater health assessment – WWF-Canada Watershed Report. World Wildlife Fund, Toronto, ON. 18 p.
- Yin, D., Leroux, S.J., and He, F. 2017. Methods and models for identifying thresholds of habitat loss. *Ecography (Cop.)*. 40(1): 131–143.

5. ANNEXE

5.1. RÉPONSE DES RELATIONS FONCTIONNELLES AUX EFFETS CUMULATIFS DE MULTIPLES FACTEURS DE STRESS

Certains font valoir que différentes espèces et différents écosystèmes affichent des relations fonctionnelles générales et que les connaissances sur ces relations peuvent à la fois étayer les activités de gestion et réduire le besoin d'étudier la réponse de certaines populations au sein de chaque zone d'étude (p. ex., Guénette et Villard 2005, Rompré *et al.* 2010, Lade *et al.* 2021). Toutefois, d'autres soulignent que les réponses écologiques varient considérablement, même quand il s'agit de comparer la réponse de taxons semblables (ou d'écosystèmes semblables) à des facteurs de stress similaires (Rhodes *et al.* 2008, Swift et Hannon 2010). Si une partie de la variance est associée à des différences entre les méthodes d'une étude à l'autre, la forme des relations fonctionnelles elles-mêmes est touchée par les effets cumulatifs (c.-à-d. par la combinaison de facteurs de stress passés et présents) sur les écosystèmes.

Plus précisément, les facteurs de stress continuent de causer des effets sur les espèces et les écosystèmes même après leur élimination. Par conséquent, les facteurs de stress passés peuvent modifier les relations fonctionnelles en perturbant les processus écosystémiques, et ce, même quand les attributs mesurés (p. ex., paramètres) sont revenus à leurs conditions de base. Le taux de rétablissement d'un écosystème à la suite d'un impact renvoie à la résilience de l'écosystème (Eno *et al.* 2013) et serait lié à des facteurs tels que la connectivité, la redondance fonctionnelle et l'hétérogénéité environnementale (Van Looy *et al.* 2019). De même, l'exposition à plusieurs facteurs de stress peut également réduire la résistance des écosystèmes, définie comme étant la capacité des écosystèmes à maintenir leur fonction devant une perturbation temporaire ou prolongée. La résistance des écosystèmes (et donc les relations fonctionnelles) est influencée par la nature des interactions entre les facteurs de stress, qui peuvent dépasser l'effet additif des facteurs de stress agissant de manière isolée – parfois de manière dramatique.

Par leur impact sur la résistance et la résilience des écosystèmes, les effets cumulatifs peuvent influencer sur l'état du poisson et de son habitat d'une manière qui n'est pas directement prise en compte dans l'évaluation indépendante des paramètres. Il est donc possible que des écosystèmes affichent une forte baisse de productivité, de richesse ou d'abondance même lorsque aucun paramètre n'indique un haut degré de détérioration.